

Modellierung des Lebensraum- potenzials für Rotwild, der Schäle- anfälligkeit von Wäldern sowie des schälebezogenen Konfliktpotenzials mittels mechanistischer Ansätze

Version 1.0 (Stand Okt. 2020)

Modelldokumentation und -argumentation



Modellierung des Lebensraumpotenzials für Rotwild, der Schäleanfälligkeit von Wäldern sowie des schälebezogenen Konfliktpotenzials mittels mechanistischer Ansätze

Version 1.0 (Stand Okt. 2020)

Modelldokumentation und -argumentation

Autor*innen: U. Nopp-Mayr¹, F. Kunz¹, M. Immitzer², K. Tiefnig³, H. Zeiler⁴

Verantwortlich für die Herausgabe: DI Dr. Ursula Nopp-Mayr, IWJ

BOKU-Berichte zur Wildtierforschung und Wildbewirtschaftung Nr. 30

ISSN 1021-3252

ISSN (online) 2788-5747

¹ Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft (IWJ)
Department für integrative Biologie und Biodiversitätsforschung (DIBB)
Universität für Bodenkultur Wien
Gregor-Mendel-Straße 33, 1180 Wien, Österreich

² Institut für Geomatik
Department für Raum, Landschaft und Infrastruktur (RALI)
Universität für Bodenkultur Wien
Peter-Jordan-Straße 82, 1190 Wien, Österreich

³ Referent und Amtssachverständiger für Wildökologie und Jagdwesen
Amt der Steiermärkischen Landesregierung
Abteilung 10, Land- und Forstwirtschaft – Landesforstdirektion (LFD)
Ragnitzstraße 193, 8047 Graz, Österreich

⁴ Steirische Landesjägerschaft
Schwimmschulkai 88, 8010 Graz, Österreich

Empfohlene Zitierung: Nopp-Mayr U, Kunz F, Immitzer M, Tiefnig K, Zeiler H (2022): Modellierung des Lebensraumpotenzials für Rotwild, der Schäleanfälligkeit von Wäldern sowie des schälebezogenen Konfliktpotenzials mittels mechanistischer Ansätze. *Version 1.0 (Stand Okt. 2020). Modelldokumentation und -argumentation*. BOKU-Berichte zur Wildtierforschung und Wildbewirtschaftung 30. Universität für Bodenkultur Wien. 42 S. + Anhang

© Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft (IWJ), 2022
Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung (DIBB)
Universität für Bodenkultur Wien
Gregor-Mendel-Straße33
A 1180 Wien

INHALTSVERZEICHNIS

Modellierung des Lebensraumpotenzials für Rotwild, der Schälleanfälligkeit von Wäldern sowie des schälebezogenen Konfliktpotenzials mittels mechanistischer Ansätze

Version 1.0 (Stand Okt. 2020)
Modelldokumentation und -argumentation

1	Präambel	1
2	Einleitung, Grundlagen und Zielsetzung	1
3	Material und Methode	4
3.1	Modellierung des ganzjährigen Lebensraumpotenzials	4
3.1.1	Rotwildlebensraum, Eignungsvariablen und SI-Werte	7
3.1.2	Modifizierende Variablen, M-Werte und Gewichtung	16
3.1.3	Variablenverknüpfung zum ganzjährigen Lebensraumpotenzial-Modell, Gewichtung der Funktionsterme	18
3.2	Reduktion des Lebensraumpotenzials durch winterliche Klimavariablen	19
3.2.1	Verknüpfung der winterlichen Klimavariablen mit dem Lebensraumpotenzial-Modell	21
3.3	Modellierung der Schälleanfälligkeit von Wäldern	22
3.3.1	Schäle-Prädispositionsmodell, Prädispositionsindikatoren und P-Werte	24
3.3.2	Variablenverknüpfung zum Schäle-Prädispositionsmodell	32
3.4	Berechnung der Schäle-Prädisposition inkl. einer winterlichen Klimavariablen	32
3.5	Modellierung des schälebezogenen Konfliktpotenzials (Hybridmodell) von Wäldern	34
4	Diskussion und Ausblick	36
5	Danksagung	38
6	Literatur	38

Anhang – Karten A1-A3

Modellierung des Lebensraumpotenzials für Rotwild, der Schälleanfälligkeit von Wäldern sowie des schälebezogenen Konfliktpotenzials mittels mechanistischer Ansätze

Version 1.0 (Stand Okt. 2020)

Modelldokumentation und -argumentation

1 Präambel

Um Wildtiermanagement von großräumig lebenden Wildtierarten mit flächigen, Lebensraum-bezogenen Informationen versorgen zu können, braucht es entsprechende Modellierungsansätze. Die im vorliegenden Bericht dargelegten Modelle wurden vor dem Hintergrund des Bundeslandes Steiermark entwickelt bzw. für die hier vorliegende Datenbasis aufbereitet. Der Bericht dient vorrangig der Dokumentation der Modelle sowie der nachvollziehbaren Argumentation des jeweiligen Modellkalküls. Die Modelle sind dabei als Prototypen zu verstehen. Sie sind als mechanistische, wissenschaftsbasierte Ansätze konzipiert, die für eine weitere Bearbeitung bei Vorliegen neuer Datengrundlagen oder Erkenntnisse offenstehen.

2 Einleitung, Grundlagen und Zielsetzung

Um die geographische Verbreitung von Wildtierarten zu verstehen und darauf basierend räumlich-explizite Managementstrategien entwickeln zu können, sind Modellierungsansätze notwendig, die sowohl die biologischen Grundlagen der betreffenden Zielarten berücksichtigen als auch einen Transfer der Modellaussagen in die Landschaft bzw. in einen praktischen Management-Kontext erlauben. Die Sichtbarmachung, der Erhalt, die Wiederherstellung und die Vernetzung von potenziell geeigneten Lebensräumen sind wichtige Stellgrößen, wenn ein nachhaltiges Vorkommen und Überleben von Wildtierpopulationen gewährleistet bzw. wildökologische Raumplanungen (vgl. z.B. Tiefnig 1991, Reimoser 2007, Zeiler 2014) in Angriff genommen werden sollen. Potenziell nutzbarer Lebensraum kann dabei auf verschiedenen räumlichen Auflösungsebenen betrachtet und gemanagt werden. Sinnvoller Weise hat – unter der Zielsetzung eines möglichst effizienten Mitteleinsatzes – die Beurteilung der Lebensraumsituation von einem groben, räumlich gering auflösenden Niveau hin zu einem räumlich detaillierten Bild zu erfolgen. Bestrebungen zum Erhalt von (Wild-)Arten sind daher zunächst an großräumigen potenziellen Vorkommensflächen zu orientieren, innerhalb derer verstärkter Ressourceneinsatz für die Verbesserung von Lebensräumen, den Erhalt günstiger Situationen, die Vernetzung mit anderen Vorkommensflächen oder die Minimierung von Konflikten oder Schadensanfälligkeiten erfolgen sollte. Aus ökologischer Sicht ist für ein Lebensraummanagement zunächst einmal die fundamentale Nische herzuleiten (die überhaupt erst ein Vorkommen und Überleben einer Tierart „ermöglicht“; vgl. Grinnel 1917, Hutchinson 1957). Wo eine Tierart unter dem Einfluss von Konkurrenz, Prädation sowie Störung oder Management durch den Menschen und dgl. wirklich vorkommt, sprich, welche Lebensraumbereiche sie dann auch tatsächlich einnehmen kann, wird über die realisierte Nische i.w.S. charakterisiert (vgl. Elton 1927, Hutchinson 1957).

Gerade in der stark vom Menschen geprägten mitteleuropäischen Kulturlandschaft, die deutlichen jahreszeitlichen, aber auch interannuellen Veränderungen unterliegt, ergibt eine Annäherung an ein Lebensraummanagement über eine fundamentale Nische beziehungsweise über ein **Lebensraumpotenzial** besonderen Sinn. Einflussgrößen, die zwar die konkrete Lebensraumeignung kurzfristig stark verändern und beeinflussen können, die aber durch ihre ausgeprägte Dynamik wenig dazu beitragen, die grundsätzliche und längerfristige Eignung einer Landschaft für das Vorkommen einer Wildtierart zu beurteilen, sind dabei von untergeordneter Bedeutung. So können zum Beispiel Waldflächen innerhalb eines Lebensraumes, die an einem Tag bestimmte Lebensbedingungen bieten, wenige Tage später durch Durchforstungsmaßnahmen oder Windwurfereignisse völlig anders zu bewerten sein. Hochvariable Waldstrukturparameter tragen in diesem Sinne u.U. wenig zum Verständnis bzw. zur Darstellung eines längerfristig ausgerichteten Lebensraumpotenzials bei. Das Lebensraumpotenzial ist ein Annäherungsweg, um längerfristig gültige Lebensraumparameter zu erfassen und hinsichtlich ihrer Bedeutung für Wildtiervorkommen zu beurteilen. Suchant et al. (2003) haben für das Auerhuhn im Schwarzwald ein derartiges Konzept entwickelt und publiziert, das entscheidende inhaltliche Punkte darlegt. Braunisch & Suchant (2013) weisen darauf hin, dass für ein nachhaltiges Flächenmanagement nicht nur die (tages-)aktuelle Habitategnung relevant ist, sondern auch das Entwicklungspotenzial einer Fläche (das sog. „landschaftsökologische Lebensraumpotenzial“). Im Sinn von Suchant et al. (2003) beschreibt das landschaftsökologische Entwicklungspotenzial die Möglichkeit, durch die auf einer Fläche vorliegenden Bedingungen die Entstehung geeigneter Habitatstrukturen für eine Zielart zu ermöglichen und ausreichende Rahmenbedingungen für eine Besiedlung durch die Zielart zu bieten. Das landschaftsökologische Lebensraumpotenzial bildet also grundsätzliche, landschaftsbedingte Vorkommenswahrscheinlichkeiten ab, exkludiert dabei aber bewusst kurzfristig vorliegende, hochveränderliche Lebensraumsituationen.

Das Lebensraumpotenzial erfasst möglichst konstante Eigenschaften der Landschaft und ist somit nicht mit dem Begriff der zeitlich stärker veränderlichen Lebensraumeignung gleichzusetzen.

Für die Herleitung von Lebensraumpotenzialen ist der Bezug zu rezenten/historischen Verbreitungsdaten (Nachweisen) von Wildtierarten oftmals eine wichtige Grundlage. Dafür eignen sich korrelative Rechenansätze, die mit reinen Präsenzdaten arbeiten können (Presence-only-Ansätze) – wie etwa MaxEnt (Elith & Graham 2009, Phillips et al. 2017). Erfolgreiche Beispiele für entsprechende Berechnungen liegen in der Steiermark für das Birkhuhn, das Haselhuhn und das Rebhuhn vor (Kunz et al. 2018, Nopp-Mayr et al. 2018, Kunz et al. 2021 & 2022). Derartige, nur auf Präsenzdaten basierende Verfahren setzen aber voraus, dass das Vorkommen der Zielarten de facto auch alle Landschaftsbereiche mit Lebensraumpotenzial abdeckt. Bei einigen Wildtierarten ist diese Situation jedoch nicht gegeben. Menschliche Einflüsse wie Störungsdruck oder Fragmentierung der Landschaft können u.a. dazu führen, dass die fundamentale Nische von bestimmten Tierarten nicht „genutzt“ werden kann. Bei Rotwild in Österreich ist das rezente Vorkommen zwar einerseits durch die Verfügbarkeit von Lebensraum beeinflusst, darüber hinaus spielen aber auch Faktoren wie Winterfütterung, Konflikte, menschliche Störung und Barrieren eine bedeutende Rolle. Da in der intensiv genutzten mitteleuropäischen Kulturlandschaft Interessen der Landnutzung mit Interessen des Natur- und Artenschutzes abzugleichen sind, kann auch über das

wichtige Instrument der wildökologischen Raumplanung eine Situation entstehen, wo Rotwild zwar vom Lebensraumpotenzial her theoretisch vorkommen könnte, aber auf Grund von menschlichen Nutzungsinteressen nicht konfliktfrei in die Landschaft integriert werden kann. Dementsprechend sieht die wildökologische Raumplanung die Ausweisung von Wildräumen, Wildregionen und Wildbehandlungszonen (Kernzonen, Randzonen, Freizonen) vor, die insbesondere der großräumigen Wilddichteregulierung dienen und der damit koordinierten Arealabgrenzung für Schalenwildarten, jeweils bezogen auf die gegenwärtige wald- und wildökologische Ausgangslage (vgl. z.B. Schulze & Reimoser 2000). In der Steiermark gibt es beispielsweise Rotwild-Freizonen, wo kein dauerhaftes Vorkommen der Wildart aus verschiedenen Gründen vorgesehen ist.

Infolgedessen stellen Präsenzdaten des Rotwildes in Österreich in den meisten Fällen keine geeignete Datengrundlage dar, um sich rechnerisch der Herleitung des Lebensraumpotenzials für die Wildart zu nähern. Diese Überlegungen müssen aber nicht generell für jedes Verbreitungsgebiet von Rotwild zutreffen: So modellierten etwa Debeljak et al. (2001) das Vorkommenspotenzial für Rotwild in zentralen bis südlichen Bereichen Sloweniens anhand von Telemetriedaten besonderer Individuen und nahmen dabei an, dass diese Daten das Vorkommenspotenzial ausreichend repräsentieren können.

Liefern die Vorkommens- bzw. Verbreitungsdaten keine biologisch und ökologisch sinnvolle Datengrundlage, dann bieten u.a. **wissensbasierte, mechanistische Modellierungsansätze** eine für die praktische Anwendung wertvolle Alternative. Ein solcher mechanistischer Ansatz wurde bereits in den 1970er Jahren in den USA in Form von sog. **Habitat Suitability Index Models** (HSI-Modellen) entwickelt (siehe **Kapitel 2.1 „Modellierung des ganzjährigen Lebensraumpotenzials“**).

Abgesehen von der Frage, inwieweit die Landschaft Potenzial für das grundsätzliche Vorkommen von Rotwild bereitstellt, ist die Einwirkung von Rotwild auf forstliche Vegetation besonders relevant, wenn es um notwendige, räumlich-explicite Überlegungen zum Management der Tierart geht. Neben Verbisseinflüssen erfordern vor allem auch Schäleeinflüsse des Rotwildes Beachtung, wobei Verbiss- und Schäleeinfluss nicht von vorneherein – ohne weiterführende Analysen – mit Verbiss- und Schälschäden gleichzusetzen sind (vgl. z.B. Reimoser & Reimoser 2017). Vergleichbar mit dem Lebensraumpotenzial bedingen auch bei der Schale bestimmte Eigenschaften der Landschaft bzw. der Wälder eine höhere **Anfälligkeit (= Prädisposition) gegenüber Schälung**.

Der dafür relevante Ansatz, der die Entstehung von Schäden erklären soll, ist das im Forstschutz schon lange bekannte Prädispositions-Auslöser-Prinzip (Führer 1987, Manion 1991): Ein Lebewesen (im vorliegenden Zusammenhang ein Waldbaum) ist auf Grund seiner Erbanlagen und auf Grund äußerer Einflüsse mehr oder weniger anfällig (= prädisponiert) für Krankheiten oder Störfaktoren (vgl. Braun 1965, zitiert bei Schimitschek 1969). Trifft nun ein Krankheitsauslöser oder Störfaktor auf einen anfälligen Waldbaum, kann die Krankheit ausbrechen bzw. die Störung auftreten und, im Fall von Waldbeständen, ein Waldschaden entstehen. Umgekehrt ist die Wahrscheinlichkeit, dass Waldschäden auftreten, umso geringer, je geringer die Anfälligkeit gegenüber einem Störfaktor ist. Im präventiven Forstschutz hat die vorbeugende Verringerung der Krankheits- bzw. der Störanfälligkeit eine übergeordnete Bedeutung.

Forstschutztechnisch ist es mehr oder weniger selbstverständlich, Borkenkäfer-Massenvermehrungen, Schneebruch- oder Windwurfschäden soweit wie möglich entgegen zu wirken, indem man versucht, Waldbestände durch entsprechende forstliche Maßnahmen weniger schadenanfällig zu gestalten. Aber auch in Bezug auf Verbiss und Schälé sind forstliche Handlungsspielräume vorhanden, die einen wesentlichen Beitrag zur Minimierung forstlich bedeutender Wildschäden leisten können. Bereits vor Jahren wurde hierzu ein entsprechendes Modell entwickelt, das die Anfälligkeit von Waldbeständen gegenüber Rotwildschälé kausal und räumlich explizit herleitet und darstellt. Auch dieser Ansatz ist den mechanistischen, wissensbasierten Modellen zuzuordnen.

Das zugrundeliegende **Schälé-Prädispositionsmodell** sowie die Verifizierung des Modells finden sich in Führer & Nopp (2001) und Nopp-Mayr et al. (2011, 2012), die konkrete Adaptierung des Modells für das Bundesland Steiermark und die dort flächig vorhandene Datenlage ist **Kapitel 2.2 („Modellierung der Schäléanfälligkeit von Wäldern“)** zu entnehmen.

Die jeweilige Konstellation von **Lebensraumpotenzial und Anfälligkeit von Waldbereichen gegenüber Rotwildschälé** in der Landschaft bedingt, dass bestimmte Landschaftsteile geringeres oder höheres **Konfliktpotenzial** in Bezug auf die Tierart in sich tragen können als andere Teile. Landschaftsbereiche mit hohem Lebensraumpotenzial bei gleichzeitig geringer Schäléanfälligkeit weisen dabei das geringstmögliche schälébezogene Konfliktpotenzial auf (siehe **Kapitel 2.3 „Modellierung des schälébezogenen Konfliktpotenzials (Hybridmodell) von Wäldern“**).

Im Folgenden werden die Modellansätze und die konkreten Modelle jeweils erläutert.

3 Material und Methode

3.1 Modellierung des ganzjährigen Lebensraumpotenzials

Die hier vorliegende mechanistische Berechnung des Lebensraumpotenzials fußt auf dem bereits seit langem etablierten Ansatz der Habitat Suitability Index (HSI)-Modellierung und stellt eine Erweiterung bzw. Abwandlung dieses ursprünglichen Ansatzes dar.

In den USA kommen HSI-Modelle seit den 1970er Jahren als Instrumente zur Unterstützung von naturschutzrelevanten Entscheidungen in Landnutzungsfragen zum Einsatz (U.S. Fish and Wildlife Service 1980a & b, 1981). Da diese Modellansätze mit dem Erfahrungspool von Expert*innen bzw. mit bereits vorliegendem empirischem Wissen arbeiten, werden sie als expert*innenbasierte oder auch wissensbasierte Ansätze bezeichnet (cf. Van Horne 2002). Daraus ergibt sich, dass HSI-Modelle nicht darauf ausgerichtet sind, *neue* kausale Zusammenhänge aufzudecken, sondern mit dem zum jeweiligen Zeitpunkt ihrer Erstellung vorhandenen Wissen zu arbeiten. Als mechanistische Modellansätze basieren sie aber durchaus auf kausalen Beziehungen zwischen Lebewesen und ihrer Umwelt. Der Output von HSI-Modellen kann in flächige Habitatbewertungsprozeduren (Habitat Evaluation Procedures, HEP) einfließen, wo im Rahmen von Projekt- und Maßnahmenplanungen in der Landnutzung Auswirkungen von Planalternativen verglichen und sowohl qualitative als auch quantitative Habitatveränderungen flächig bilanziert werden können.

Der HSI ist als ein numerischer Index zu verstehen, der widerspiegeln soll, in wieweit ein gegebener Lebensraum einer Zielart Vorkommens- und Überlebensbedingungen bieten kann. Der HSI Wert bezieht sich dabei konkret auf räumliche Einheiten, beispielsweise eine 10 m²-Fläche, einen Hektar oder einen Waldbestand. Die Beurteilung dieses Lebensraumes oder Lebensraumabschnittes basiert dabei auf einer Kombination verschiedener Habitatvariablen. Die Bewertung der Ausprägungen der einzelnen Habitatvariablen erfolgt jeweils mittels eines Suitability Index (SI) mit einem Wertebereich zwischen 0 und 1, wobei 1 den besten Ausprägungen entspricht und ein Wert von 0 kennzeichnet, dass ein Vorkommen der Zielart bei der entsprechenden Ausprägung der Habitatvariable nicht zu erwarten ist (vgl. **Abbildungen 1-7**).

Die einzelnen SIs der Habitatvariablen werden dann durch einen begründeten Algorithmus verknüpft (z.B. durch die Bildung des arithmetischen Mittels der jeweils konkret vorliegenden SI-Werte, durch die Berechnung des geometrischen Mittels oder durch andere Verknüpfungsregeln). Aus dieser Verknüpfung der einzelnen Variablen errechnet sich der finale HSI-Wert für den zu beurteilenden Lebensraumbereich. Bei optimalen Bedingungen entspricht der HSI dem Wert 1 und wird in der ursprünglichen Konzeption der HSI-Modelle mit der höchsten potenziellen Dichte bzw. der maximalen Tragfähigkeit (carrying capacity) für die Zieltierart in Verbindung gebracht. Dieser ursprünglichen Grundannahme bezüglich der potenziellen Dichte stehen jedoch eine Reihe von weiteren Einflussfaktoren gegenüber: Feinddruck, zwischen- und innerartliche Konkurrenz, anthropogene Störungen, die Lage und Fragmentierung von Lebensraumteilen und vieles mehr können die tatsächlich zu beobachtende Populationsdichte deutlich mitprägen. Dies kann zu einem Auseinanderdriften von errechneter Tragfähigkeit und theoretisch erwarteter Dichte und de facto erhobener Dichten führen und somit ein grundsätzliches Hemmnis in der Validierung von HSI-Modellen darstellen. Landschaftsbedingungen, die kein Vorkommen der zulassen, werden über einen HSI-Wert von 0 repräsentiert. Im Idealfall steht der HSI in direktem linearem Zusammenhang mit der Tragfähigkeit des Habitats.

Im vorliegenden Projekt wurde der HSI-Ansatz insofern modifiziert, als er nicht für eine konkrete Bewertung der Lebensraumeignung steht, die sich je nach Zielart infolge von Landnutzungsänderungen, Störereignissen (wie Windwürfe, Waldbrände oder Lawinen) oder Bewirtschaftungsmaßnahmen vergleichsweise rasch ändern kann, sondern für das landschaftsökologische Lebensraumpotenzial. Dieses landschaftsökologische Lebensraumpotenzial bildet grundsätzliche, landschaftsbedingte Vorkommenswahrscheinlichkeiten einer Zielart ab und schließt bewusst kurzfristig vorliegende, hochveränderliche Lebensraumsituationen aus der Modellierung aus. Das Lebensraumpotenzial erfasst, wie schon angemerkt, möglichst konstante Eigenschaften der Landschaft und ist somit nicht mit dem Begriff der zeitlich stärker veränderlichen Lebensraum- oder Habitateignung gleichzusetzen.

O'Neil & Bump (2014) verfolgten mit ihrem HSI-Modell für Rotwild in Michigan, USA, eine im Prinzip vergleichbare Absicht, indem sie darauf abzielten, das Habitatpotenzial und somit Möglichkeiten einer Vorkommensausbreitung der Tierart zu prognostizieren. Auch Carvalho et al. (2012) bedienen sich eines HSI-Ansatzes für Rotwild (hergeleitet über analytisch hierarchische Prozesse, AHP), um dessen Besiedlungspotenzial für ein Untersuchungsgebiet in Portugal vorherzusagen.

Im Überblick wurden mit dem Lebensraumpotenzialmodell folgende Zielsetzungen verfolgt sowie Grundannahmen unterstellt:

- Großräumige Darstellung des Lebensraumpotenzials
- Beurteilung unabhängig von gegenwärtiger Rotwildverbreitung
- Hohes Potenzial bedeutet, dass ein Landschaftsteil theoretisch gute Eigenschaften bietet, als Lebensraum für Rotwild zu dienen
- Zeithorizont der Aussage: mittel- bis langfristig (daher sind räumlich/zeitlich hochvariable Eingangsgrößen nicht berücksichtigt)
- Räumliche Auflösung der Aussage: im Grundmodell 1 ha, Ergebnisse in der Folge beliebig räumlich gröber auflösend aggregierbar

Die **Entwicklung des Lebensraumpotenzialmodells** umfasste im Wesentlichen fünf Schritte:

Schritt 1: Auswahl der für Rotwild relevanten Eingangsvariablen (Eignungsvariablen S_i und modifizierende Variablen M_i)

Schritt 2: Zuordnung von (Eignungs-)Werten zu den jeweiligen Ausprägungen der Eingangsgrößen (S_i und M_i ; Darstellung durch Balkendiagramme)

Schritt 3: Gewichtung und Verknüpfung der Eingangsgrößen (S_i und M_i) gemäß ihrer Bedeutung für das Lebensraumpotenzial sowie Implementierung von Abhängigkeiten und Kriterien

Schritt 4: Plausibilitätsprüfung durch Bewertungsszenarien sowie durch Rotwildexperten mit spezifischer Kenntnis der steiermärkischen Gegebenheiten (räumlich explizite Evaluierung des Modelloutputs)

Schritt 5: Dokumentation und fachliche Begründung der Modellannahmen bzw. der Modellierungsteile

Im Folgenden werden jeweils die Eingangsvariablen in das Lebensraumpotenzialmodell, die Zuweisung von SI-Werten sowie das zugrundeliegende Kalkül dargelegt. Ausgangslage dafür sind grundsätzliche Charakteristika eines Rotwildlebensraumes.

3.1.1 Rotwildlebensraum, Eignungsvariablen und SI-Werte

Lebensraum des Rotwildes¹

Bubenik (1984) zitiert eine Reihe von Autoren, die aus ökologischen Studien und Verhaltensstudien folgendes Bild einer optimalen Rotwildumwelt ableiten: Das postulierte Optimalgebiet beinhaltet hunderte von Quadratkilometern umfassende Flächen mit Parklandcharakter, die von Niederungen mit Grassteppe über Galeriewälder großer Flüsse bis in Mittel- und Hochgebirgslagen reichen (vgl. auch Carvalho et al. 2012, O'Neil & Bump 2014). Saftige, dem Wind ausgesetzte Wiesen mit Sonn- und Schattseiten, Saft- und Hartfrüchte im Wald (im Herbst) und ausreichende Suhlmöglichkeiten runden diese Habitatskizze ab. Durch Wechsel zwischen Sommereinständen in Höhenlagen und Wintereinständen in den Niederungen erschließt sich dem Rotwild dabei ein möglichst kontinuierlicher Zugang zur Grasnarbe (siehe u.a. Hofmann 1977, Bubenik 1984). Wölfel (1983) zieht aus Körperbau und Verhalten des Rotwildes ebenfalls den Schluss, dass die Art ursprünglich offene Landschaften und lichte Auwälder bewohnt haben muss (vgl. auch Wagenknecht 1996, Drechsler 1989).

Für das gesellig lebende Rotwild ist das Äsen in entsprechend sozial strukturierten Formationen von grundlegender Bedeutung, bevorzugt wird dabei in übersichtlichen Gras-Kraut-Stauden-Schichten Nahrung aufgenommen, wo freie Sichtbedingungen von 100 m und mehr gegeben sind.

Werden hier nur schemenhaft die Umrisse einer dem Rotwild zusagenden Umgebung in aller Kürze dargestellt, so lässt sich trotzdem schon klar erkennen, dass dementsprechende Bedingungen großflächig nicht mehr gegeben sind. Bubenik (1984) weist deutlich darauf hin, dass ein derartiges Umfeld im rezenten Verbreitungsraum kaum vorhanden ist und Wagenknecht (1996) attestiert, dass das heutige Areal des Rotwildes nur auf Teilflächen des ursprünglichen Lebensraumes beschränkt ist. Vor allem die Behinderung der Wanderung alpinen Rotwildes zwischen Sommer- und Wintereinstandsgebieten wird von vielen Autoren als grundsätzlicher negativer Faktor erachtet (Ernst 1975, Gossow 1987, Gossow & Fischer 1986, Ondersheka 1986, Reimoser et al. 1987, Wagenknecht 1978, 1996). Gossow & Fischer (1986) betonen, dass das Rotwild in den zentralen und westlichen Teilen der Alpen streng genommen als „semiautochthon“ bezeichnet werden müsste, da während des Winters – also während der Hälfte des Jahres – ein Ausweichen aus den subalpinen bis montanen Sommerhabitaten in Wintereinstände (i.e. inner- und randalpine Fluss-Aue und Vorberge-Wälder) der natürlichen Raumnutzung entsprechen würde, der allerdings anthropogene Einflüsse wie Besiedelung, Erschließung, Zufütterung und Abzäunung entgegenstehen. Abgesehen davon gibt es jedoch vereinzelt lokale, in Hochlagen überwinternde Rotwildvorkommen (wie beispielsweise in den Niederen Tauern), die als „Stein-“ oder „Höhenhirsche“ bezeichnet werden (Gossow & Fischer 1986, Wöss 1997).

Mit dem dargestellten Arealverlust ist unumgänglich eine relative Übernutzung der zu Ganzjahreslebensräumen gewordenen Einstandsgebiete verbunden. Schröder (1974) formuliert die Problematik folgendermaßen: „Dem Rotwild sind so die produktivsten Lagen seines ursprünglichen Verbreitungsgebietes verloren gegangen und die klimatisch und pedologisch ungünstigsten verblieben“.

¹ Siehe auch Führer & Nopp (2001)

Zusammenfassend bedingen verschiedene Faktoren quantitative bzw. qualitative Lebensraumverluste des Rotwildes: Eine geringere Verfügbarkeit geeigneter Lebensraumflächen oder die Behinderung des Aufsuchens potentiell geeigneter Einstandsgebiete durch die Zersiedelung der Landschaft und durch Verkehrswege sind hier zu nennen (vgl. Gossow & Fischer 1986, Reimoser 1986a, Tiefnig 1991, Zeiler 2014). Einbußen können auch darin bestehen, dass das Rotwild durch land- und forstwirtschaftliche Nutzung und durch jagdliche und touristische Beunruhigung in Waldkomplexe zurückgedrängt wird (vgl. u.a. Wölfel 1983, Zeiler 2014, Coppes et al. 2017), wo keine oder fast keine Grasschicht zur Verfügung steht, wo es an mastspendenden Baumarten mangelt und verbissstolerante oder wenig verbissbeliebte Sträucher und Bäume fehlen (Ernst 1964, Otto 1979).

Ganzjähriges Lebensraumpotenzial - Eignungsvariablen

Für die Herleitung eines Lebensraumpotenzials, das keinen jahreszeitlichen Aspekt ausschließt, sondern als ganzjähriger Beurteilungshorizont zu sehen ist, wurden angesichts der zuvor genannten Fakten **sieben Eignungsvariablen** sowie **zwei modifizierende Variablen** gewählt (Tab. 1) (vgl. auch O’Neil & Bump 2014).

Tabelle 1 Eingangsgroßen (Eignungsvariablen SI_i und modifizierende Variablen M_i) zur Darstellung des ganzjährigen Lebensraumpotenzials

	Variablenname	Maßeinheit	Erläuterung	Datenquelle
Eignungsvariable	Waldanteil (SI_{wald})	%*	Prozentualer Anteil bewaldeter Fläche	LISA Landbedeckungsdatensatz
	Offenlandanteil (SI_{offen})	%*	Prozentualer Anteil der nicht bewaldeten Vegetation (i.e. Agrarlandschaften)	
	Krummholzanteil (SI_{offen})	%*	Prozentualer Anteil der Flächen mit Krummholz (i.e. Latschen, Grünerlen)	
	Felsanteil (SI_{fels})	%*	Prozentualer Anteil felsiger Fläche	
	Siedlungsflächenanteil (SI_{siedl})	%*	Prozentualer Anteil versiegelter Fläche	
	Forststraßendichte ($SI_{strasse}$)	lfm/ha	Erschließungsdichte im Wald durch Forststraßen	Waldatlas (Land Steiermark)
	Neigung ($SI_{neigung}$)	%*	Geländeneigung bezogen auf jew. 1 ha-Pixel	Ableitung aus dem DGM, opendata.gv.at
Modifizierende Variable	Distanz zu Wald ($M_{distwald}$)	m	Innerhalb des 1 ha-Pixels	LISA Landbedeckungsdatensatz
	Distanz zu Siedlung ($M_{distsiedl}$)	m	Innerhalb des 1 ha-Pixels	

* %-Werte beziehen sich jeweils auf 1 ha-Pixel

Waldanteil (SI_{wald})

Wie zuvor erläutert, werden Landschaftsbereiche mit „Parkcharakter“, also mit einem Wechsel zwischen offenen, übersichtlichen Bereichen und Rückzugsmöglichkeiten (Gehölzstrukturen) von Rotwild bevorzugt (vgl. auch Carvalho et al. 2012, O’Neil & Bump 2014). Ebenso wird in der Literatur die Bindung zum Wald thematisiert (Wagenknecht 1996, Zeiler 2005, Reimoser et al. 2006). Wälder sind in unserer Kulturlandschaft Bereiche, wo vergleichsweise am wenigsten eingegriffen wird und sie stellen deshalb für das Rotwild ein wichtiges Rückzugsgebiet bei Feindgefahr, Beunruhigung sowie bei ungünstigen Witterungsbedingungen dar (Georgii 1981, Reimoser et al. 2006, Godvik et al. 2009, Willisch et al. 2015). Flächen, die mit Wald bestockt sind, weisen überdies eine höhere Interzeption (Rückhalt) von Niederschlägen im Kronenbereich auf als offene Landschaftsteile und bieten daher u.a. besonderen Klimaschutz. Auch hinsichtlich Äsung sind Waldbereiche wichtige Lebensraumelemente. Als Mischtyp zwischen Konzentrat-Selektierern und Raufutter-Fressern (Hofmann 1977) besitzt das Rotwild ein weit gefächertes Nahrungsspektrum und kann fast alle vorkommenden Gräser und Kräuter, aber auch Blätter, Zweige, kleinere Äste sowie Früchte der meisten Baumarten nutzen (Bützler 1986). Laut Bubenik (1959) kann holzige Nahrung neben Gräsern und Kräutern einen beträchtlichen Anteil einnehmen. Besonders im Winter, wenn Kräuter und Gräser aufgrund der Schneedecke nicht mehr erreichbar sind, werden vermehrt Triebe und Zweige vom Rotwild als Äsung angenommen (Fizer et al. 1969). Zusätzlich zum Nährstoffgehalt der Nahrung sind auch deren mechanische Eigenschaften von Bedeutung. Zähre Nahrung muss meist länger und intensiver wiedergekaut werden und wirkt so positiv auf die Nahrungsverwertung sowie den pH-Wert des Pansen (Wagenknecht 1981).

Daraus lässt sich schlussfolgern, dass Rotwild Offenlandflächen sowie auch Waldflächen beansprucht und beide Elemente wesentlich für die Beurteilung des ganzjährigen Lebensraumpotenzials erscheinen. Die zuvor dargestellten Zusammenhänge legen nahe, dass ein gewisser Waldanteil bzw. Waldnähe das Lebensraumpotenzial steigern, sehr hohe Waldanteile ($\geq 70\%$) jedoch nur mehr bedingt den Ansprüchen der Wildart gerecht werden. Dementsprechend wurde in der Zuordnung der Eignungspunkte im Lebensraumpotenzialmodell derart vorgegangen, dass Flächen mit zunächst steigendem Waldanteil mit zunehmenden Eignungspunkten versehen wurden, hohe Waldanteile aber dann nach einer Kulmination der Eignung mit abfallenden Eignungswerten in Verbindung gebracht wurden (siehe **Abbildung 1**). Waldanteile von mehr als 70 % werden zunehmend als Flächen mit sinkendem Lebensraumpotenzial gewertet, da hier die Gefahr besteht, dass der zuvor geschilderte Offenland- bzw. Parkcharakter verloren geht. Waldanteile von 40 bis 70 % werden als Optimalbereiche erachtet. Hier besteht die Möglichkeit ausreichend Deckung sowie Äsung vorzufinden.

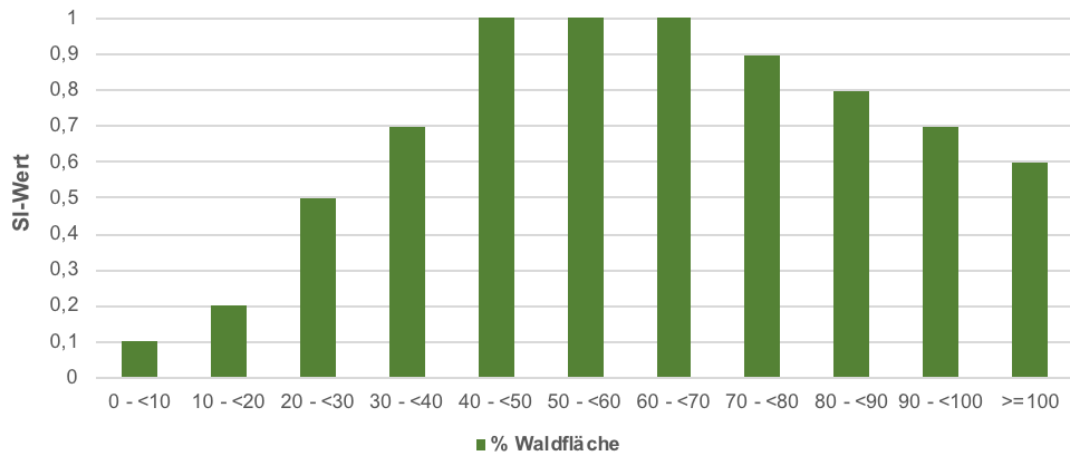


Abbildung 1 Zuordnung von Eignungswerten (SI-Werten) zu den Ausprägungsklassen der Eignungsvariable „Waldanteil“ (je höher der zugeordnete SI-Wert, umso höher ist das Lebensraumpotenzial für Rotwild)

Offenlandanteil (SI_{offen})

Die Eignungsvariable „Offenlandanteil“ stellt gewissermaßen das Gegenstück zur Variable „Waldanteil“ dar. Wie bei der Lebensraumcharakterisierung dargelegt, entspricht ein Landschaftsmosaik aus offenen und bewaldeten Bereichen den Ansprüchen des Rotwildes (Putman & Flueck 2011). Der Offenlandanteil prägt somit neben der Waldbedeckung den „Parkcharakter“ der Landschaft.

Zahlreiche Literaturquellen dokumentieren diese Bevorzugung von offenen übersichtlichen Flächen mit vorhandener Kraut- und Grasvegetation im Übergangsbereich von Wald zu Offenland (z.B.: Charles et al. 1977, Clutton-Brock & Albon 1989, Tiefnig 1991, Haller 2002, Walsh 2007, Mattioli 2011). Das Rotwild ist, wie bereits erwähnt, aufgrund seines anatomischen Baues und der physiologischen Funktion seines Verdauungstraktes als ein Mischäsertyp (Intermediärtyp) einzustufen (Deutz et al. 2009). Untersuchungen des Panseninhaltes zeigen, dass das gesamte Jahr über Gräser als Äsung bevorzugt werden und – je nach Verfügbarkeit – große Anteile ausmachen können (Frizer et al. 1969, Klasek 1999). Insbesondere für weibliche Tiere sind Bereiche mit leicht zugänglicher und hochwertiger Nahrung in Zeiten der Laktation von Bedeutung (Clutton-Brock et al. 1982). Auch Offenlandschaften im Gebirge können dem Rotwild durchaus einen guten Ganzjahres-Lebensraum bieten, wenn nahrungsreiche Almmatten bei geringer Schneelage und mit ausreichend vorhandener Ruhe zur Verfügung stehen (Zeiler 2005, 2014, Reimoser et al. 2006). Letzteres ist allerdings in der zunehmend vom Menschen beanspruchten Landschaft immer seltener der Fall.

Da vor allem bei den wiederkäuenden Schalenwildarten Sicherheitsaspekte in der Lebensraumwahl eine große Rolle spielen (Zeiler 2014), sind Kombinationen von Offenlandflächen und angrenzender Deckungsverfügbarkeit bedeutsam. Flächen, die Offenlandcharakter mit Möglichkeit zur Deckung aufweisen, bieten Nahrung sowie Schutz vor Störungen und Klimaschutz in unmittelbarer Nähe, und sind deshalb hoch attraktiv für das Rotwild (Meißner et al. 2012). Eine wesentliche Rolle spielen in diesem Zusammenhang die Feindvermeidungsstrategien des Rotwildes, die nach Geschlecht, Alter und sozialer Struktur variieren. Unter anderem entzieht sich das Rotwild Feinden

durch das Aufsuchen von Vegetationsbereichen oder von bestimmten Geländebereichen, die ein Gesehenwerden verhindern und dennoch das Erkennen herannahender Gefahren aus der Distanz ermöglichen (Fischer 1985). Andererseits werden aber auch Geländeeinheiten bevorzugt (beispielsweise Freiflächen, Geländerippen oder Kuppen), die dem Wild große Sichtweiten ermöglichen und potenzielle Feinde auf weite Distanzen beobachtbar und kontrollierbar machen (Fischer 1985). In Zentraleuropa wird die Feindsituation bei weitgehendem Fehlen natürlicher Feinde in der Kulturlandschaft im Wesentlichen durch den Menschen bestimmt, der so als hauptsächlicher fluchtauslösender Reiz in Erscheinung tritt, jedoch kein typisches Jagdverhalten an den Tag legt, das die Tiere auch als solches eindeutig erkennen können (Petrak 1988). In Gebieten mit starker Beunruhigung durch den Menschen, sei es in Form von Verkehr, von Erholungstourismus oder in Form forstlicher und jagdlicher Aktivitäten, tendiert das Rotwild zu heimlicher Lebensweise (Ueckermann et al. 1975, Wotschikowsky et al. 1986, Wagenknecht 1996). Es sucht vermehrt Sichtschutz in Waldbereichen, der vor allem in Dickungen und Stangenhölzern optimal gewährleistet ist.

Daraus lässt sich schließen, dass die Nutzung von Offenlandschaften nicht nur von der Quantität und Qualität der Nahrung abhängt, sondern auch von der umliegenden Deckungsverfügbarkeit geprägt ist. Flächen mit einem Übergangsbereich von Offenland zu Wald bieten dem Rotwild optimale Bedingungen hinsichtlich Nahrung und Feindschutz (Meißner et al. 2012). Hohe Anteile offener Landschaft bergen infolgedessen aber auch ein hohes Potenzial, dass Störungen über größere Distanzen wirksam werden und die Nutzbarkeit für Rotwild deutlich einschränken. Daher wurden im Modell Offenlandanteile von mehr als 40 % als lebensraummindernd gewertet und Anteile von 30 bis 40 % mit einem SI-Wert von 1 versehen (siehe **Abbildung 2**).

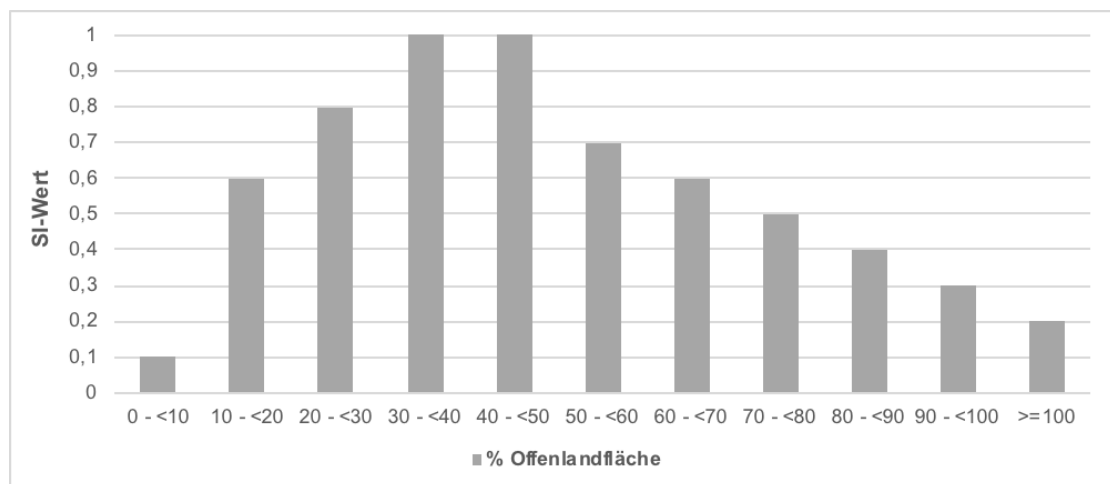


Abbildung 2 Zuordnung von Eignungswerten (SI-Werten) zu den Ausprägungsklassen der Eignungsvariable „Offenlandanteil“ (je höher der zugeordnete SI-Wert, umso höher ist das Lebensraumpotenzial für Rotwild)

Krummholzanteil (SI_{krumm})

Wie zuvor bei der Einflussgröße „Offenlandanteil“ bereits argumentiert, können Offenlandflächen auch im Gebirge bedeutender Teil eines Ganzjahreslebensraumes des Rotwildes sein (Zeiler 2014). Der Anteil von Krummholz bzw. die Kombination von Offenlandflächen und Krummholzflächen, die Deckung bieten, spielen dabei eine große

Rolle. Reimoser et al. (2006) beschreiben Latschen und alte Fichtenbestände im Gebirge als mögliche Tageseinstände sowie große Almweiden mit einzelnen Gehölzen als potenziellen Lebensraum. Auch Zeiler (2005) betont, dass große Latschenfelder für das Rotwild einen wertvollen Einstand zwischen Offenlandflächen bieten.

Dementsprechend wurde - mit ähnlicher Argumentation wie beim „Waldanteil“ - ein mittlerer Krummholzanteil von 20 bis 60 % als optimal eingestuft (siehe **Abbildung 3**). Bei höheren und zunehmenden Anteilen der Krummholzfläche steigt die Wahrscheinlichkeit, dass der für das Rotwild bedeutende Offenlandcharakter nicht mehr ausreichend bzw. optimal vorliegt.

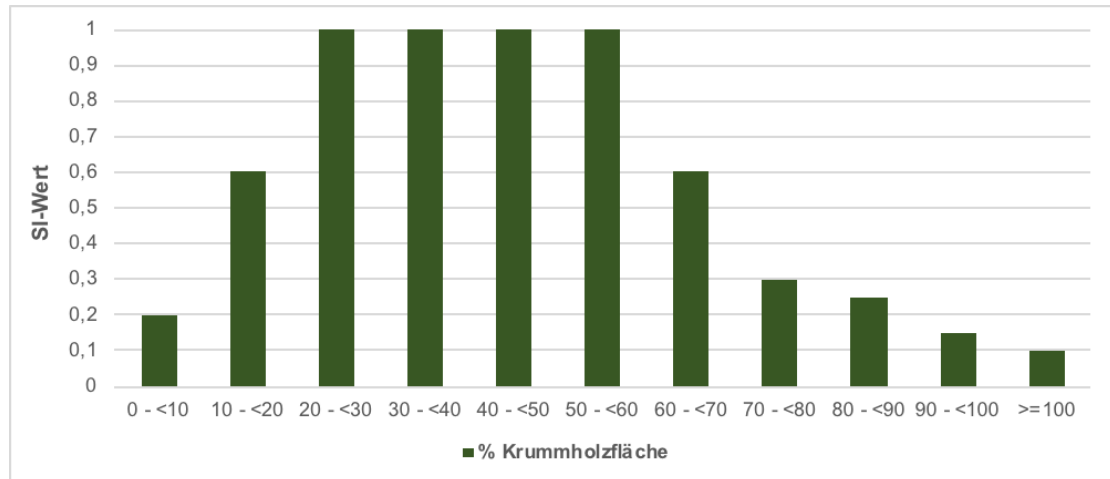


Abbildung 3 Zuordnung von Eignungswerten (SI-Werten) zu den Ausprägungsklassen der Eignungsvariable „Krummholzanteil“ (je höher der zugeordnete SI-Wert, umso höher ist das Lebensraumpotenzial für Rotwild)

Felsanteil (SI_{fels})

Das Rotwild ist aufgrund seines Körperbaus und seiner physiologischen Eigenschaften nicht an eine Lebensweise auf Felsregionen im Hochgebirge angepasst. Zeiler (2005) charakterisiert reine Felsregionen als für Rotwild ungeeignete Gebiete. Auch eine Studie über die Habitatwahl der Rothirsche in der Schweiz weist darauf hin, dass felsige Bereiche gemieden werden (Wilisch et al. 2019).

Felsbereiche sind jedoch nicht mit Offenlandflächen im Gebirge mit Alpinrasencharakter zu verwechseln, die dem Rotwild durchaus einen Ganzjahreslebensraum bieten können, sofern ausreichend Ruhe gegeben ist (Zeiler 2005, Reimoser et al. 2006). Auf Grasbändern zwischen Felsbereichen kann Rotwild im Hochgebirge ausreichend Nahrung finden (Haller 2002, Reimoser et al. 2006), dieser Lebensraumaspekt wurde bereits für die Einflussgröße „Offenlandanteil“ erörtert.

Demnach wurden im vorliegenden Modell Landschaftsbereiche mit Felsanteilen bis 30 % als noch potenzieller Lebensraum gewertet (siehe **Abbildung 4**) und innerhalb dieses Wertebereiches zunehmende Felsanteile mit abnehmenden Eignungswerten versehen. Felsanteile über 30 % wurden mit dem Eignungswert 0 belegt, da derartige hohe Anteile an Fels keinen potenziellen Ganzjahreslebensraum für Rotwild erwarten lassen.

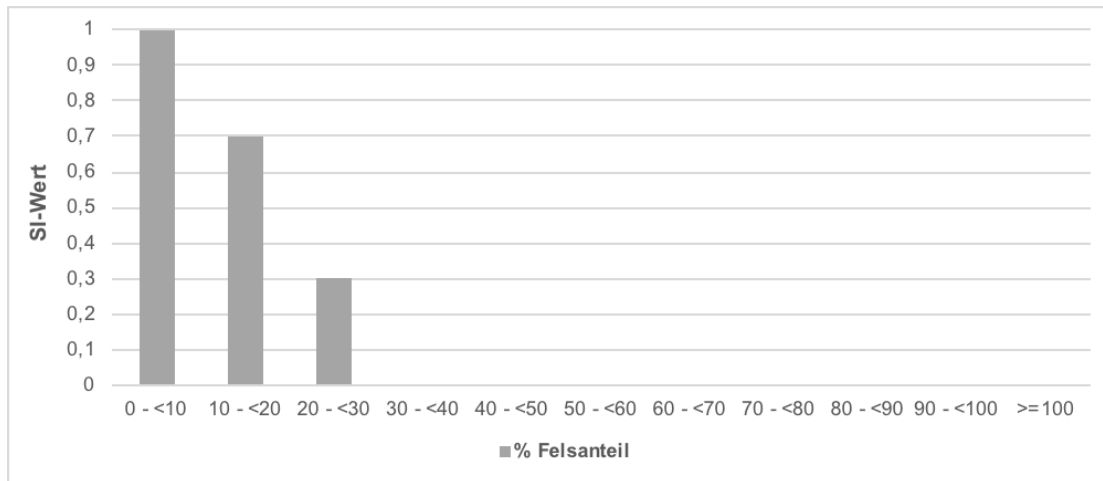


Abbildung 4 Zuordnung von Eignungswerten (SI-Werten) zu den Ausprägungsklassen der Eignungsvariable „Felsanteil“ (je höher der zugeordnete SI-Wert, umso höher ist das Lebensraumpotenzial für Rotwild)

Siedlungsanteil (SI_{siedl}) und Forststraßendichte (SI_{strasse})

Rotwild gilt im Vergleich zum Rehwild als wesentlich empfindlicher in Bezug anthropogene Störungen (Reimoser et al. 2006, Hackländer & Reimoser 2014). Reaktionen auf Störungen können dabei sowohl zeitliche und räumliche Nutzungsmuster der Tierart betreffen als auch den Stoffwechsel. Rotwild ist einerseits in der Lage, seine Aktivitäten in Zeiten geringeren Störungsdruckes zu verlegen (Nachtaktivität) und andererseits seine Raumnutzung örtlich zu verlagern und somit störungsintensive Gebiete zu meiden (Jiang et al. 2009). Rotwild zeigt Kontakt mit Spaziergängern sowie nach Schüssen ein verändertes Verhalten in Form von verminderter Nahrungsaufnahme, erhöhter Fortbewegung und vermehrten Sicherns (Reimoser 2014).

Für das Rotwild als Wiederkäuer ist eine regelmäßige, ungestörte Aufnahme von Nahrung lebenswichtig, es ist bei der Verdauung von Zellulose auf Bakterien und Einzeller angewiesen, da ihm zellulosespaltende Fermente fehlen. Die Bakterien und Einzeller benötigen jedoch ein gewisses Pansenmilieu, das nur gegeben ist, wenn ein regelmäßiges Wiederkauen von geeigneter Nahrung stattfindet. Kommt es zum Ausbleiben dieser aufgrund einer Störung, kann dies zum Absterben der Pansenflora führen. Die Folge sind meist schwerwiegende Verdauungsstörungen sowie auch der Tod des Tieres (Wagenknecht 1996). Menschliche Aktivität kann also die Raumnutzung, das Verhalten und die Physiologie von Rotwild entscheidend beeinflussen (vgl. Reimoser 2014).

Dabei ist eine Quantifizierung der relevanten Störungsintensitäten schwierig. So weist zum Beispiel Völk (1997) darauf hin, dass operationale Größen zur Erfassung der touristischen Frequentierung eines Gebietes wie Nächtigungszahlen oder Anzahl und Transportkapazität der vorhandenen Aufstiegshilfen nur relativ geringe wildökologische Aussagekraft besitzen und dass überregionale Informationen über die Einschränkung der Nutzbarkeit saisonaler Rotwild-Schlüsselhabitats durch Freizeitaktivitäten vonnöten wären. Zu berücksichtigen ist in diesem Kontext auch das sich ständig erweiternde Aktivitätsspektrum des Menschen, das in zunehmendem Ausmaß nicht anlagegebundene, flächenextensive und schwer zu kontrollierende Sportarten beinhal-

tet (Wöss 1997). Neue Datengrundlagen, wie die über Handydaten generierten Heatmaps der menschlichen Nutzungsintensität des Geländes (Strava 2021) bieten hier theoretisch Möglichkeiten, unterliegen aber auch einer – jahreszeitlich und witterungsbedingt – hohen Variabilität.

Der Zielsetzung einer möglichst längerfristig ausgerichteten, stabilen Aussage des Lebensraumpotenzials Rechnung tragend wurden im vorliegenden Ansatz zwei Indikatoren gewählt, um den Störungsdruck des Menschen in der Landschaft und die entsprechenden Effekte auf das Lebensraumpotenzial des Rotwildes großflächig widerzuspiegeln, nämlich (i) der Anteil der Siedlungsfläche innerhalb eines zu beurteilenden Landschaftsbereiches und (ii) die Forststraßendichte (vgl. auch O’Neil & Bump 2014).

Die Erschließung von Wäldern mit **Forststraßen** bringt Beunruhigung durch den Menschen mit sich, sei es in Form forstlicher und jagdlicher Aktivität oder durch Freizeitsportler*innen und Erholungssuchende (Rowland et al. 2004, Hackländer et al. 2014). Rotwild meidet dementsprechend Flächen in unmittelbarer Nähe von Forststraßen und wird dadurch in ruhigere Waldgebiete zurückgedrängt (Fischer 1985, Wotschikowsky et al. 1986, Petrak 1988, Zeiler 2005). Forststraßen wurden im vorliegenden Lebensraumpotenzialmodell – im Gegensatz zu linearen potenziellen Störquellen in der offenen Landschaft – explizit berücksichtigt, weil Waldbereiche u.a. auch einen Rückzugsraum darstellen, der Feindschutzbedürfnisse des Rotwildes zu decken hat, und hier menschliche Störung der Befriedigung dieses Bedürfnisses besonders entgegenwirkt.

Diesbezüglich ist zu beachten, dass eine Gewöhnung des Wildes an bestimmte Störreize erfolgen kann und umso wahrscheinlicher wird, wenn diese immer in der gleichen Art und Weise erfolgen, eine nur schwache Intensität erreichen und bei gleichbleibender Reizsituation in genügender Häufigkeit auftreten; dementsprechend erweisen sich beispielsweise selten begangene Skitouren im Vergleich zu Modetouren als wesentlich problematischer (Wöss 1997). Gossow & Fischer (1986) zufolge sind Intensiv- und Nicht-Störzonen am leichtesten für das Wild erkenn- und erlernbar, unregelmäßig gestörte Bereiche müssen am kritischsten beurteilt werden. Dabei stellt die Bestandesstruktur in der Umgebung von Störzonen (wie etwa Forststraßen) und die daraus resultierende Sichtweite einen wesentlichen Einflussfaktor auf die Auswirkung eines Störreizes dar. Die Reichweite der Störgröße Mensch beträgt nach Petrak (1988 u.1996) bei guter Deckung 300 m, bei Fehlen von Sichtschutz 500 m; diese Größen sollten nach dem besagten Autor als Planungsgrundlage im Erholungsbetrieb (Anlage von Wegen, Mountainbikestrecken, Langlauftrouten, Wildruhekonzepte etc.) herangezogen werden.

Gebiete in der Nähe von **Siedlungen** bergen für Rotwild ein hohes Störpotenzial und werden daher vielfach gemieden (Haller 2002, Carvalho et al. 2012, Willisch et al. 2015). Zwar gibt es Belege, dass Rotwild in strengen Wintern bei Nahrungsknappheit durchaus auch menschliche Siedlungen aufsucht, um hier beispielsweise in Gärten zu äsen, abgesehen von diesen Sonderphänomenen sind in Österreich Siedlungsgebiete auf Grund ihrer Störintensität nicht als Landschaftsbereiche mit ganzjährigem Lebensraumpotenzial für Rotwild einzustufen.

Je höher der Anteil an Siedlungen und die Dichte an Forststraßen in einem Landschaftsteil ist, desto höher ist auch die Wahrscheinlichkeit, dass in diesem Gebiet eine für das Rotwild relevante Störung vorliegt. Diese Zusammenhänge berücksichtigend

wurden daher Anteile von Siedlungsflächen über 30 % mit dem Eignungswert 0 versehen und nur sehr geringe Siedlungsanteile als nicht potenzielleinschränkend erachtet (siehe **Abbildung 5**). Zunehmende Erschließungsgrade von Wäldern wurden mit sinkenden Eignungswerten belegt (siehe **Abbildung 6**).

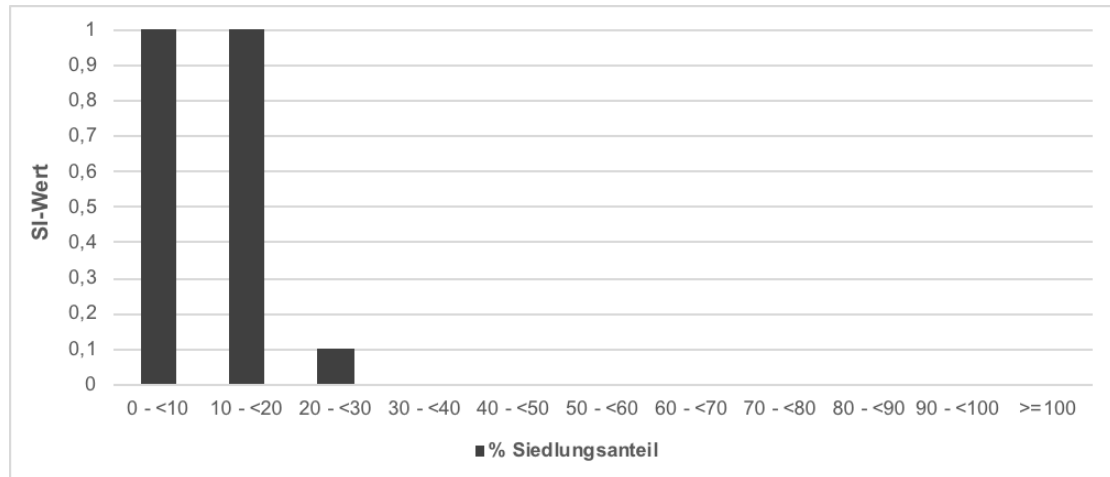


Abbildung 5 Zuordnung von Eignungswerten (SI-Werten) zu den Ausprägungsklassen der Eignungsvariable „Siedlungsanteil“ (je höher der zugeordnete SI-Wert, umso höher ist das Lebensraumpotenzial für Rotwild)

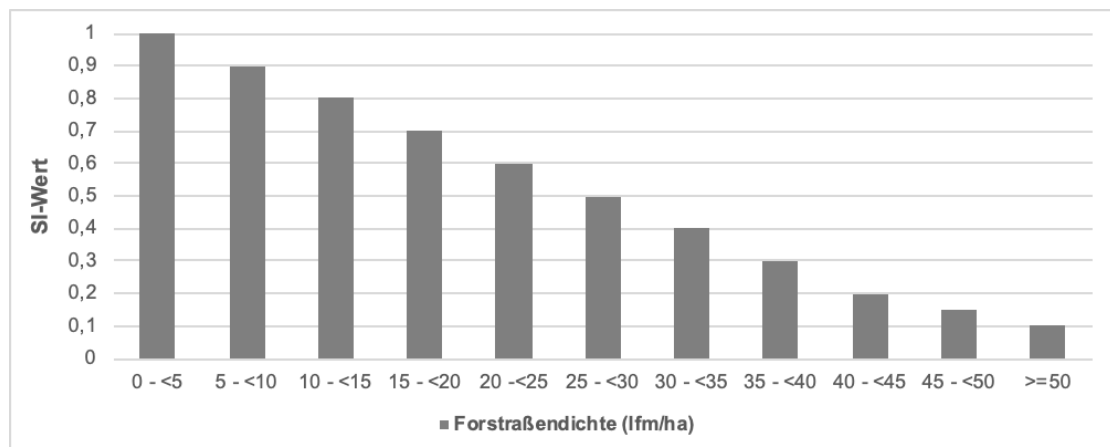


Abbildung 6 Zuordnung von Eignungswerten (SI-Werten) zu den Ausprägungsklassen der Eignungsvariable „Forstraßendichte“ (je höher der zugeordnete SI-Wert, umso höher ist das Lebensraumpotenzial für Rotwild)

Geländeneigung (SI_{neigung})

Die Effekte der Geländeneigung auf das Lebensraumpotenzial für Rotwild sind vielfältig (vgl. auch **Kapitel 2.3.1 „Schäle-Prädispositionsmodell, Prädispositionsindikatoren und P-Werte“**): Die Begehrbarkeit des Geländes, die Überschaubarkeit der Umgebung, Sichtdistanzen und somit auch das Sicherheitsempfinden von Rotwild, die Häufigkeit des Auftretens menschlicher Störungen und vieles mehr korreliert mit der

Geländeneigung. Auch die neigungsbedingte Ausbildung eines entsprechenden Mikroklimas beeinflusst die Habitatqualität von Wildtieren auf unterschiedlichen Ebenen (Reimoser et al. 2006). Die Geländeneigung korreliert häufig mit der Seehöhe und diese korreliert wiederum mit den Niederschlägen. Auf steilen Lagen kommt es im Winter im Vergleich zu Mulden durch die Einwirkung von Wind und Sonne zu einer früheren Ausaperung. So ist aufgrund der verminderten Schneehöhe eine zeitigere und bessere Verfügbarkeit der Äsung zu erwarten (Fischer 1987). Hinzu kommt noch der Sicherheitsaspekt, wenn in diesem Gebiet Beunruhigung vorhanden ist. Steile Lagen sind oftmals für Erholungssuchende nur bedingt erreichbar und ermöglichen dem Wild eine frühere Sicht auf eine potenzielle Bedrohung (Fischer et al. 1987). Die Zugänglichkeit des Geländes für Menschen hängt dabei sehr stark von der Art der Fortbewegung ab und hat in jüngerer Zeit auch aufgrund neuerer Freizeitsportarten (wie Heliskiing, Skidoo-Fahren u.v.m.) einen deutlichen Wandel erfahren. Dennoch ist davon auszugehen, dass sehr steile Geländebereiche weniger häufig vom Menschen frequentiert werden. Allerdings steigt auch der energetische Aufwand von Rotwild für die Fortbewegung mit wachsender Steilheit des Geländes und ab einer gewissen Geländeneigung endet schließlich die Begehbarkeit, woraus die Existenz einer artspezifischen Grenzneigung abzuleiten ist (vgl. Reimoser 1986b). Ab einer gewissen Steilheit ist somit für das Rotwild keine Begehbarkeit mehr gegeben und entsprechende Geländeteile weisen daher nur mehr ein vergleichsweise geringes Ganzjahres-Lebensraumpotenzial auf (siehe **Abbildung 7**).

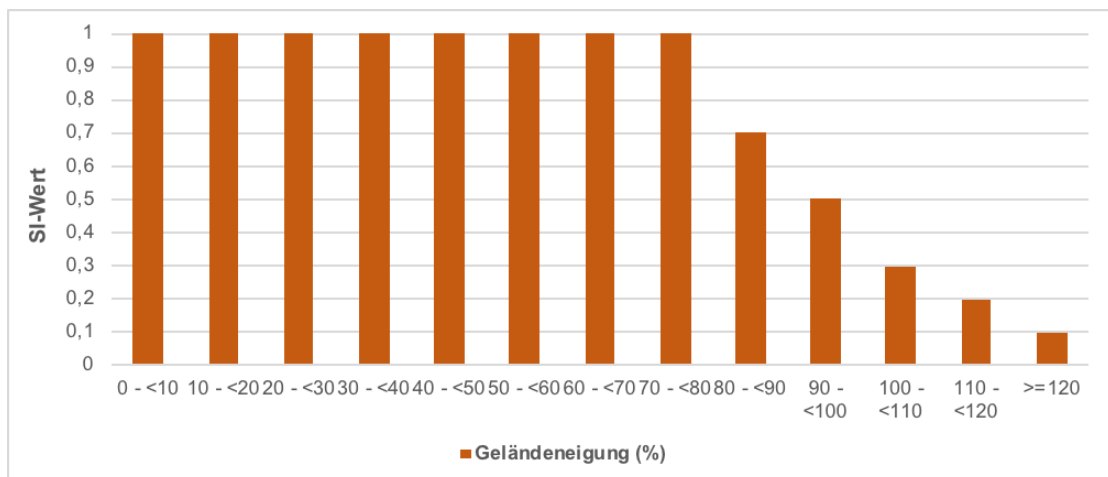


Abbildung 7 Zuordnung von Eignungswerten (SI-Werten) zu den Ausprägungsklassen der Eignungsvariable „Geländeneigung“ (je höher der zugeordnete SI-Wert, umso höher ist das Lebensraumpotenzial für Rotwild)

3.1.2 Modifizierende Variablen, M-Werte und Gewichtung

Die zuvor genannten Eignungsvariablen (SI) sind vielfach nicht alleine für sich zu betrachten, sondern es ist von Interaktionen zwischen verschiedenen Landschaftseigenschaften auszugehen. Um in einem mechanistischen Modellansatz derartige Interaktionen zu berücksichtigen, können Variablen, die im Prinzip nichts anderes als Nachbarschaftsbeziehungen repräsentieren, eingesetzt werden. Um derartige Nachbarschaftsbeziehungen und Interaktionen einfließen zu lassen, wurden im vorliegenden Modell zwei modifizierende Variablen (M) verwendet (siehe auch O’Neil & Bump 2014), die einerseits die Distanz eines zu beurteilenden Landschaftsteiles zu Wald und

andererseits die Distanz zu Siedlungen umfassen. Die Variablen wurden dementsprechend nicht mit SI-Werten belegt, sondern mit M-Werten – also mit Werten, die die sonstige Eignung der Landschaft modifizieren.

Distanz zu Wald (M_{distwald})

Angesichts der in Kapitel 2.1.1 erwähnten, grundlegenden Lebensraumpräferenzen von Rotwild lässt sich folgern, dass Landschaftsbereiche durch eine Nachbarschaft zu Waldflächen ein höheres Lebensraumpotenzial aufweisen können, als andere Bereiche. So wird beispielsweise ein offener Landschaftsteil, der sich in Waldnähe befindet (Deckung, Klimaschutz; s. Kap. 2.1.1 Rotwildlebensraum, Waldanteil), anders hinsichtlich seines ganzjährigen Lebensraumpotenzials für Rotwild zu beurteilen sein, als ein offener Lebensraumbereich, der an ein Siedlungsgebiet anschließt. Um diesem potenziell positiven Effekt von Waldflächen Rechnung zu tragen, wurde die modifizierende Variable „Distanz zu Wald“ implementiert. Waldnähe, ausgedrückt durch Distanzen zu Wald < 300 m, wurden dabei mit einem M-Wert von 2 belegt (siehe **Abbildung 8**; vgl. auch Suppan & Frey-Roos 2014). Durch diesen M-Wert > 1 kann eine ansonsten geringere Eignung eines Landschaftsteiles durch die Nachbarschaft zu Waldflächen aufgewertet bzw. diese geringere Eignung teilweise kompensiert werden. Innerhalb von Distanzen von 500 m zu Waldflächen wurde dieser potenzielle Effekt berücksichtigt (vgl. auch O’Neil & Bump 2014, Suppan & Frey-Roos 2014).

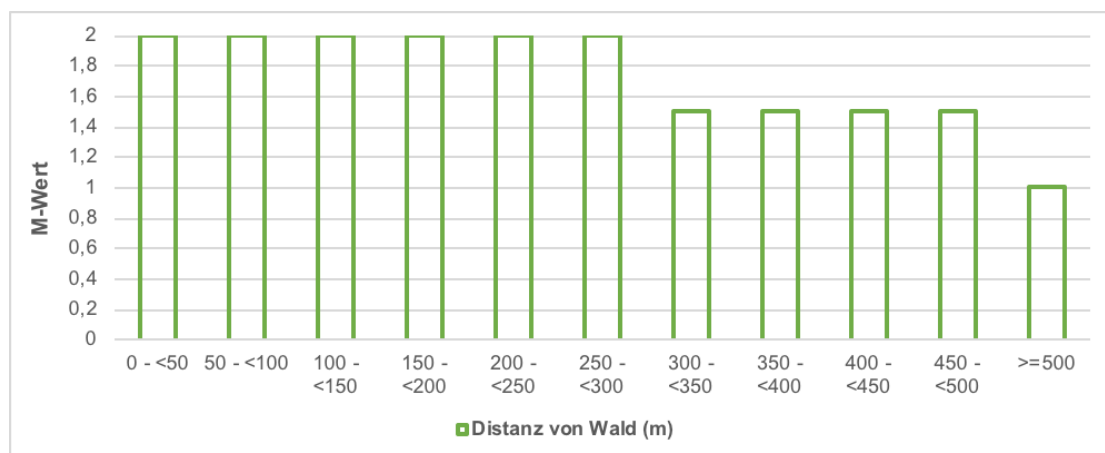


Abbildung 8 Zuordnung von Modifizierungswerten (M-Werten) zu den Ausprägungsklassen der modifizierenden Variable „Distanz zu Wald“ (je höher der zugeordnete M-Wert, umso höher ist der Einfluss im Modell)

Distanz zu Siedlungen ($M_{\text{distsiedl}}$)

Analog zur vorgehenden Argumentation ist bei der modifizierenden Variable „Distanz zu Siedlungen“ anzunehmen, dass von menschlichen Siedlungsgebieten ein Störeffekt auf Rotwild ausgeht, der nicht unmittelbar mit dem Verlassen eines Siedlungsgebietes endet, sondern auch noch über gewisse Distanzen hinweg in der umgebenden Landschaft wirksam wird. Im Gegensatz zur Waldnähe ist hier angesichts der potenziellen Störwirkung wahrscheinlich, dass das ansonsten vorliegende Lebensraumpotenzial durch eine unmittelbare Nachbarschaft zu Siedlungen vermindert wird. Daher wurde die modifizierende Variable „Distanz zu Siedlungen“ mit M-Werten ≤ 1 versehen

(siehe **Abbildung 9**). Dieser Effekt wurde bis zu einer Entfernung von 700 m um Siedlungen berücksichtigt, innerhalb von 300 m um Siedlungen wurde ein starker Störeffekt angenommen (vgl. Petrak 1988 u.1996 für Stördistanzen, Suppan & Frey-Roos 2014 für Widerstandswerte und Wirkungsdistanzen).

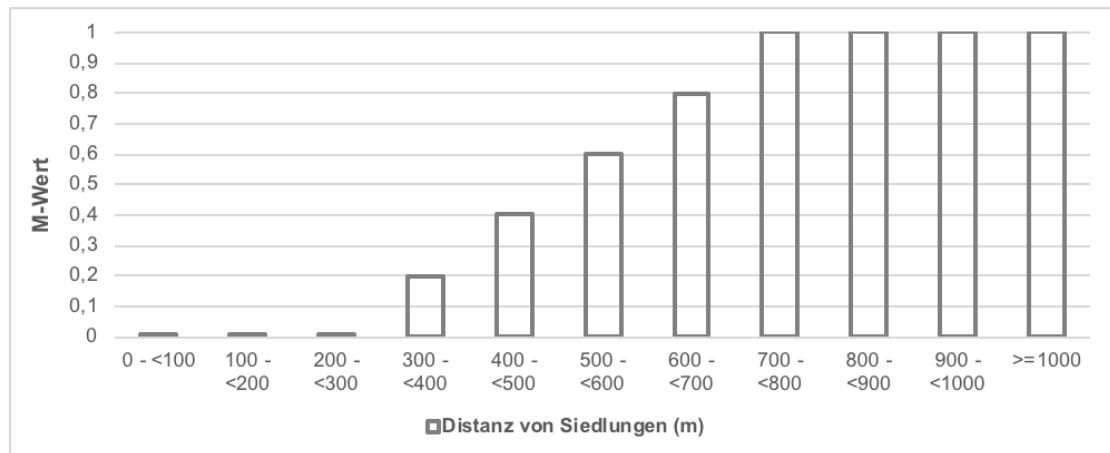


Abbildung 9 Zuordnung von Modifizierungswerten (M-Werten) zu den Ausprägungsklassen der modifizierenden Variable „Distanz zu Siedlungen“ (je höher der zugeordnete M-Wert, umso höher ist der Einfluss im Modell)

3.1.3 Variablenverknüpfung zum ganzjährigen Lebensraumpotenzial-Modell, Gewichtung der Funktionsterme

Die gewählten Eignungsvariablen (SI) wurden gemäß der nachstehenden Formel – soweit inhaltlich sinnvoll – mit modifizierenden Variablen (M) kombiniert und mit Gewichtungen versehen. Da die modifizierenden Variablen teilkompensatorische Effekte widerspiegeln sollen, wurden Kombinationen von Eignungs- und modifizierenden Variablen über das geometrische Mittel implementiert (z.B. $(SI_{\text{offen}} * M_{\text{distwald}} * M_{\text{distsiedl}})^{1/3}$). Das geometrische Mittel bedingt dabei, dass sehr kleine SI-Werte nicht durch hohe M-Werte vollständig kompensiert werden können. Die übrigen Terme des Modells wurden über ein arithmetisches Mittel verknüpft (siehe **Formel 1**):

$$HSI_{\text{ges}} = (2 * SI_{\text{wald}} + (SI_{\text{offen}} * M_{\text{distwald}} * M_{\text{distsiedl}})^{1/3} + (SI_{\text{krumm}} * M_{\text{distwald}} * M_{\text{distsiedl}})^{1/3} + 4 * SI_{\text{fels}} + 2 * (SI_{\text{siedl}} * M_{\text{distwald}})^{1/2} + 2 * SI_{\text{strasse}} + SI_{\text{neig}}) / 13 \quad (\text{Formel 1})$$

Da die Variablen bzw. die Terme in Formel 1 teilweise korrelieren (wie etwa die Prozentanteile unterschiedlicher Landbedeckungsklassen pro Pixel) wurde anhand von 30 theoretisch möglichen Lebensraum-Szenarien iterativ eine **Gewichtung der einzelnen Terme** erarbeitet, die in Summe über alle Szenarien hinweg einen plausiblen Gesamtjahreswert des Lebensraumpotenzials ergaben.

Zusätzlich zur Verknüpfung der Funktionsterme lt. Formel 1 wurden für das ganzjährige Lebensraummodell auch einige WENN-DANN-Regeln aufgestellt, die die Anwendung der SI-Bewertung auf sinnvolle Merkmalskombinationen sicherstellen sollte.

Diese WENN-DANN-Regeln umfassen folgende Konstellationen:

- Die Berechnung und Anwendung von **Formel 1** (HSI_{ges}) erfolgt am jeweiligen Pixel nur dann, wenn ein **Felsanteil < 40 %** vorliegt. Bei einem Felsanteil > 40 % und einem Waldanteil ≥ 30 % am Pixel wird ohne eine Berechnung von Formel 1 ein HSI-Wert von 0,2 zugewiesen. Sinkt der Waldanteil unter 30 % bei Felsanteilen > 40 %, wird für das entsprechende Pixel ohne weiterführende Berechnungen ein HSI-Wert von 0 vergeben.
- **Formel 1** (HSI_{ges}) wird nur verwendet, wenn am Pixel ein **Siedlungsanteil < 40 %** vorliegt. Übersteigt der Siedlungsanteil am Pixel 40 %, wird – ohne weitere Berechnungen – bei einem Waldanteil ≥ 30 % ein geringer HSI-Wert (0,2) vergeben bzw. wenn kein Wald vorliegt ein HSI-Wert von 0.
- Da die modifizierende Variable „**Distanz zu Wald**“ nur einen Sinn ergibt, wenn der zu beurteilende Lebensraumbereich nicht ohnehin walddreich ist, wurde zusätzlich eine WENN-DANN-Regel im Modell eingeführt, die bedingt, dass die Variable $M_{distwald}$ nur dann in die Berechnung einfließt, wenn auf dem zu beurteilenden Lebensraumpixel ein Waldanteil < 40 % vorliegt.

3.2 Reduktion des Lebensraumpotenzials durch winterliche Klimavariablen

Der zuvor dargestellte Modellansatz repräsentiert das ganzjährige Lebensraumpotenzial einer Landschaft für Rotwild, ohne zeitlich hochvariable Effekte von einzelnen Jahreszeiten in Form klimatischer Variablen gesondert zu berücksichtigen. Dies soll eine möglichst längerfristig ausgerichtete, robuste Aussage des Modells gewährleisten. Dennoch können die Jahreszeiten gerade im österreichischen Landschaftsgefüge ausgeprägte Auswirkungen auf das Lebensraumpotenzial haben, etwa in Form winterlicher Schneebedeckung oder sommerlicher Hitzeperioden. Klimavariablen, die potenziell als Einflussfaktoren auf das Lebensraumpotenzial wirksam werden, können einerseits als zeitlich aggregierte Werte dargestellt werden (z.B. langjährige Mittelwerte). Ein Beispiel dafür wären winterliche Klimavariablen, die die durchschnittliche Dauer der Schneebedeckung, die durchschnittliche Höhe der Schneedecke oder das Temperaturregime in einem Langzeitwert repräsentieren. Andererseits sind derartige Maße grobe Rahmenwerte, innerhalb derer in konkreten Jahren deutliche Schwankungen und Abweichungen auftreten können (z.B. schneereiche Winter vs. schneearme Winter). Vergleichsweise einfache Angaben zur Schneebedeckung wie die Dauer oder die Schneehöhe liefern dabei keinerlei Information zur zeitlich stark veränderlichen Qualität der Schneedecke, die wildbiologisch jedoch für ganz konkrete Zeitfenster hochrelevant sein kann. Um in einem weiteren Schritt mögliche Effekte winterlicher Bedingungen auf das Lebensraumpotenzial explizit zu berücksichtigen, wurde das vorgestellte Lebensraumpotenzialmodell um **zwei winterliche Klimavariablen** erweitert, die ganz spezifisch die **Reduktion des Lebensraumpotenzials durch winterliche Bedingungen** in einer groben und wiederum möglichst robusten Annäherung widerspiegeln.

Sonnenscheindauer (h, Jänner) (SI_{sonne})

Als erste winterliche Klimavariablen wurde die durchschnittliche Sonnenscheindauer (in Stunden) im Monat Jänner gewählt. Dieser Wert ist als Repräsentant der winterlichen Einstrahlungssituation zu sehen, er korreliert stark mit den Werten der Monate Dezember und Februar und charakterisiert somit hochwinterliche thermische Gunstlagen für Rotwild im Vergleich zu anderen Situationen. Klimatische Gegebenheiten wie Inversionswetterlagen, Nebel oder Kaltluftseen prägen das Lebensraumpotenzial für Rotwild sehr deutlich (Deutz et al. 2015). In Hochlagen oberhalb von Inversionsschichten kann sich ein klimatischer Vorteil für Rotwild ergeben: Im Vergleich zu den nebeligen, kälteren Tallagen kommt es hier durch mehr Sonneneinstrahlung zu einer Erhöhung der Temperatur (Zeiler 2005, Reimoser et al. 2006). Damit geht ein früheres Abschmelzen des Schnees einher und ausapernde Flächen mit einem erhöhtem Nahrungsangebot können entstehen (Zeiler 2005). Die Anzahl der Sonnenstunden steht demnach in engem Zusammenhang mit der Nahrungsverfügbarkeit und mit dem thermoregulatorischen Aufwand für Rotwild. Diesen Zusammenhängen entsprechend wurde eine zunehmende mittlere Sonnenscheindauer im Monat Jänner mit steigenden SI-Werten versehen (siehe **Abbildung 10**).

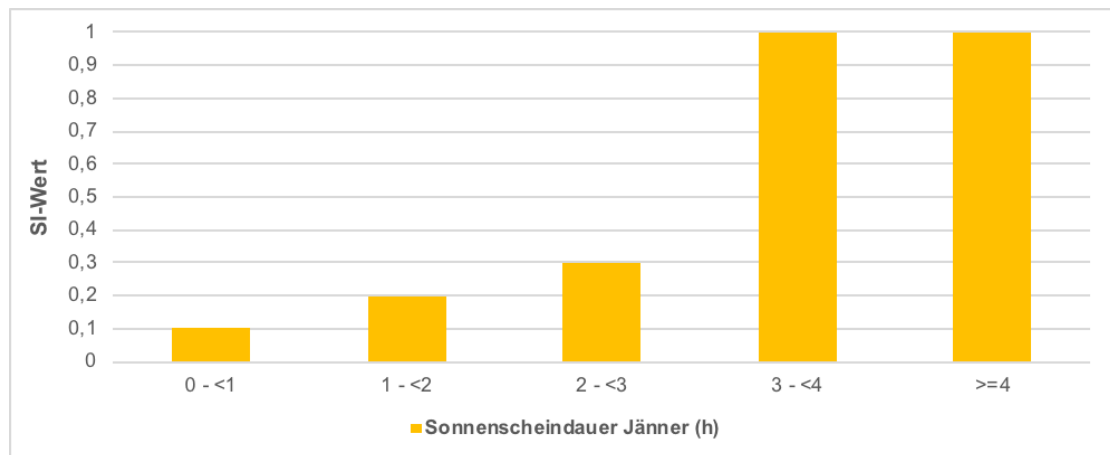


Abbildung 10 Zuordnung von Eignungswerten (SI-Werten) zu den Ausprägungsklassen der Eignungsvariable „Sonnenscheindauer Jänner“ (je höher der zugeordnete SI-Wert, umso höher ist das Lebensraumpotenzial für Rotwild)

Schneedeckendauer (SI_{schnee})

Gebiete mit langanhaltender, hoher Schneelage werden in der Literatur mehrfach als nicht oder nur bedingt für Rotwild geeignet eingestuft (z.B. Wagenknecht 1981). Schnee beeinflusst das winterliche Nahrungsangebot sowie dessen Erreichbarkeit, also eine für Rotwild lebenswichtige Konstellation (Georgii & Schröder 1983, Beyer 1987). Laut Reimoser et al. (2006) kann die Schneedeckendauer neben der Schneehöhe, der Schneeverteilung und -qualität zu einem entscheidenden ökologischen Faktor werden. So beschreiben Reimoser et al. (1987) etwa für das Angertal außerhalb der Vegetationsperiode Bodenbegrünungsgrade von 31 %, die sich bei Schneehöhen von 1,5 m auf lediglich 2 % reduzieren. Je länger die Schneedecke vorhanden ist, desto eher kann es zu Nahrungsengpässen kommen (Ueckermann 1960, Mayer 1973, Ernst 1975, Schwerdtfeger 1981, Raesfeld & Reulecke 1988, Drechsler 1991). Die Schneedeckendauer repräsentiert somit winterliche Engpasssituationen für das Rot-

wild und kann infolgedessen das Lebensraumpotenzial im Winter entscheidend prägen bzw. vermindern. Nicht näher berücksichtigt wird im vorliegenden System der Einfluss der Schneequalität (Neuschnee vs. Harsch, Schichtung der Schneedecke, Abfolge von Schneemetamorphosen) auf die Aktivitätsradien des Rotwildes sowie auf die Erreichbarkeit höherer Vegetationsschichten (vgl. auch Fischer 1985). Derartige Faktoren unterliegen einer so ausgeprägten jährlichen und auch täglichen Variation, dass mittel- bis langfristig gültige Rückschlüsse auf das Lebensraumpotenzial nicht sinnvoll erscheinen. Die Einteilung der im vorliegenden Modell verwendeten Klassen der Schneedeckendauer (in Tagen) orientiert sich an Führer & Nopp (2001). Demzufolge wurde eine Schneedeckendauer von mehr als 120 Tagen als deutlich mindernd für das Lebensraumpotenzial gewertet (siehe **Abbildung 11**).

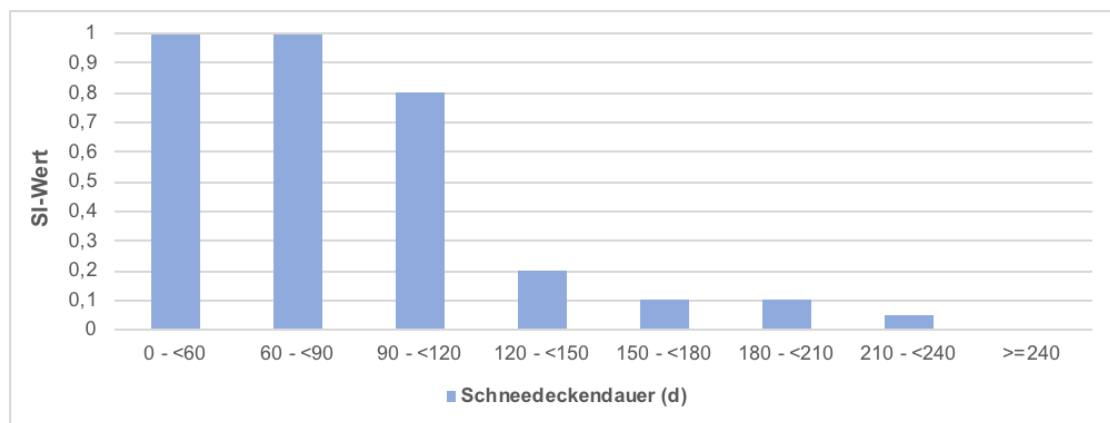


Abbildung 11 Zuordnung von Eignungswerten (SI-Werten) zu den Ausprägungsklassen der Eignungsvariable „Schneedeckendauer“ (je höher der zugeordnete SI-Wert, umso höher ist das Lebensraumpotenzial für Rotwild)

3.2.1 Verknüpfung der winterlichen Klimavariablen mit dem Lebensraumpotenzial-Modell

Um die Reduktion des Lebensraumpotenzials durch winterliche Klimavariablen widerzuspiegeln, wurde das Ganzjahrespotenzialmodell mit den beiden gewählten Klimavariablen verknüpft (siehe **Formel 2**):

$$HSI_{ges_reduziert_winter} = (HSI_{ges} * SI_{sonne} * SI_{schnee})^{1/3} \quad \text{(Formel 2)}$$

Da die beiden winterlichen Klimavariablen nicht völlig durch das ansonsten vorliegende Lebensraumpotenzial (HSI_{ges}) kompensiert werden können bzw. sich auch gegenseitig nicht vollständig in ihrer Wirkung ausgleichen können, wurde das geometrische Mittel der drei Terme verwendet.

Auch für die Berechnung der Reduktion des Lebensraumpotenzials durch winterliche Klimavariablen wurde zusätzlich eine WENN-DANN-Regel aufgestellt: Das Lebensraumpotenzial kann durch die Einbindung winterlicher Klimavariablen nur vermindert, nicht aber erhöht werden. Es gilt daher per Definition:

$$HSI_{ges} \geq HSI_{ges_reduziert_winter} \quad \text{(Formel 3)}$$

3.3 Modellierung der Schäleanfälligkeit von Wäldern

Die hier vorliegende mechanistische Berechnung der Schäleprädisposition beruht auf dem bereits 1999 entwickelten und in der Folge verifizierten Modell von Nopp-Mayr et al. (2011, 2012; siehe auch Führer & Nopp 2001). Dieses Modell folgt einer ähnlichen Struktur wie der zuvor beschriebene HSI-Ansatz; auch hier werden Variablen von hohem indikativem Wert für die Anfälligkeit bzw. deren Ausprägungszustände mit einer Zahl belegt, die das Ausmaß widerspiegelt, Prädisposition zu verursachen. Das Schäle-Prädispositionsmodell beinhaltet jene Eigenschaften von Waldbeständen und vom Gelände, die eine erhöhte Anfälligkeit gegenüber Rindenschälung durch Rotwild mit sich bringen können. Je nach Verfügbarkeit von Daten kann dieses Schätzsystem für jeden beliebigen Wald angewendet werden.

Ausgangslage für das System waren sogenannte Gut- und Strafpunktesysteme (= award-penalty-point systems), wie sie von Speight und Wainhouse (1989) bzw. Berryman (1986) entwickelt wurden. Im vorliegenden Schäle-Prädispositionssystem wurden Variablenzustände, die die Prädisposition erhöhen, mit Prädispositionspunkten positiven Vorzeichens belegt, Variablen oder Variablenausprägungen, die gefährdungsmindernd wirken, erhielten ein negatives Vorzeichen. Je höher die Anzahl der Prädispositionspunkte, umso höher ist der Einfluss der jeweiligen Variablenausprägung auf die Anfälligkeit einzustufen. Durch Gewichtungen der einzelnen Variablen wird ihr Beitrag zur Gesamtprädisposition repräsentiert. Je nach Verfügbarkeit von Daten kann dieses Schätzsystem für jeden beliebigen Wald angewendet werden. Auch bei diesem Ansatz handelt es sich um ein wissensbasiertes Modell, das bereits publizierte empirische Forschung (umfangreiche Literaturstudie) sowie Expertenwissen implementiert. Wie beim HSI-Modell werden auch hier die Einzelvariablen durch vergleichsweise einfache Algorithmen verknüpft, im für die Steiermark adaptierten Modellsatz kamen das arithmetische Mittel sowie einige logische Verknüpfungen (WENN-DANN-Regeln) zum Einsatz.

Grundsätzlich ist dort von einer hohen Verbiss- und Schälschadenanfälligkeit des Waldes auszugehen, wo Geländeform und Bewuchs einen hohen Besiedelungsanreiz auf das wiederkäuende Schalenwild ausüben, das tatsächlich verfügbare Äsungsangebot aber hinter diesem Anreiz nachhinkt. So sind Bereiche erkennbar, wo mit einem bevorzugten Aufenthalt des Rotwildes zu rechnen ist, gleichzeitig aber nicht entsprechend Äsung zur Verfügung steht. Genau hier ist die Anfälligkeit eines Waldbestands für Schäle am höchsten (Führer & Nopp 2001; siehe auch Gerhardt et al. 2013).

Zusammenfassend wurden mit dem Schäle-Prädispositionsmodell folgende Zielsetzungen verfolgt:

- Großräumige Darstellung der Schäleanfälligkeit
- Beurteilung unabhängig von gegenwärtiger Rotwildverbreitung/-dichte
- Hohe Anfälligkeit bedeutet, dass ein Landschaftsteil mit Waldbestockung theoretisch hohes Risiko aufweist, von Rotwild geschält zu werden
- Zeithorizont der Aussage: mittel- bis langfristig (daher sind räumlich/zeitlich hochvariable Eingangsgrößen nicht berücksichtigt)
- *Räumliche Auflösung der Aussage: Grundmodell 1 ha*, Ergebnisse in der Folge beliebig räumlich gröber auflösend aggregierbar

Die **Anpassung und Anwendung des Schäle-Prädispositionsmodells** umfasste im Wesentlichen fünf Schritte:

Schritt 1: Auswahl der für die Steiermark verfügbaren Eingangsvariablen (Prädispositionsindikatoren P_i)

Schritt 2: Zuordnung von (Prädispositions-)Werten (P-Werte) zu den jeweiligen Ausprägungen der Eingangsvariablen gem. dem bereits vorhandenem Modell (Führer & Nopp 2001, Nopp-Mayr et al. 2011)

Schritt 3: Gewichtung und Verknüpfung der Eingangsvariablen gem. ihrer Bedeutung lt. bereits vorhandenem Modell (Führer & Nopp 2001, Nopp-Mayr et al. 2011)

Schritt 4: Plausibilitätsprüfung durch Forstschutz- und Rotwildexperten mit spezifischer Kenntnis der steiermärkischen Gegebenheiten (räumlich explizite Evaluierung des Modelloutputs)

Schritt 5: Dokumentation der Modellstruktur und fachliche Begründung der Modellannahmen bzw. der Modellierungsteile

Im Folgenden werden jeweils die Eingangsvariablen in das Schäle-Prädispositionsmodell, die Zuweisung von P-Werten und von Gewichtungen kurz erläutert sowie das zugrundeliegende Kalkül zusammengefasst. Details, Diskussionen und umfassende Literaturangaben zu den einzelnen Variablen wurden bereits in **Führer & Nopp (2001)** publiziert und in Nopp-Mayr et al. (2011) verifiziert.

3.3.1 Schäle-Prädispositionsmodell, Prädispositionsindikatoren und P-Werte

Für die Herleitung der Schäleanfälligkeit wurden angesichts der vorhandenen Datenlage für das Bundesland Steiermark zunächst **sieben Prädispositionsvariablen** gewählt (Tab. 2).

Tabelle 2 Eingangsvariablen (Prädispositionsindikatoren P_i) zur Darstellung der Schäleanfälligkeit

	Variablenname	Maßeinheit	Erläuterung	Datenquelle
Prädispositionsindikator	Nadelholzanteile in % (P_{nh_anteil})	%*	3 Klassen: 0-<25%, 25-<75%, 75-100%	Waldatlas (Land Steiermark)
	Deckungsgrad ($P_{deckung}$)	%*	~ Kronenschluss, 4 Klassen: 0-<20%, 20-<40%, 40-<70%, 70-100%	
	Bestandesklasse ($P_{bestandeskl}$)	Kategorie	7 Klassen: kein Wald, Jugend 2, Stangenholz, schwaches Baumholz, starkes Baumholz, Altholz, Sonstiges	
	Schichtigkeit ($P_{schicht}$)	Kategorie	4 Klassen: kein Wald, einschichtig, zweischichtig, mehrschichtig	
	Offenlandanteil (P_{weide})	%*	Prozentualer Anteil der nicht bewaldeten Vegetation (i.e. Agrarlandschaften)	LISA Landbedeckungsdatensatz
	Forststraßendichte ($P_{strasse}$)	lfm/ha	Erschließungsdichte im Wald durch Forststraßen	Waldatlas (Land Steiermark)
	Neigung ($P_{neigung}$)	%*	Geländeneigung bezogen auf 1 ha-Pixel	Ableitung aus dem DGM, open-data.gv.at

* %-Werte beziehen sich jeweils auf 1 ha-Pixel

Nadelholzanteil (P_{nh_anteil})

Der Anteil von Nadelbäumen (ausgenommen Lärche) im Bestand beeinflusst ganz wesentlich, welchen Schutz ein Bestand vor ungünstiger Witterung und Niederschlägen bieten kann. Schnee und Regen werden von den Kronen der Nadelbäume wesentlich besser und stärker zurückgehalten (Interzeption) als es bei Laubbäumen der Fall ist. Diese Filterfunktion ist bei Koniferen im Gegensatz zum Laubholz (ausgenommen Lärche) das ganze Jahr über deutlich ausgeprägt. Während also Nadelbäume auf Grund dieser Klimaschutzwirkung einen höheren Besiedlungsanreiz auf das Rotwild ausüben, ist das Äsungsangebot in nadelholzreichen Beständen vielfach vergleichsweise beschränkt. Dieses Zusammenspiel bewirkt wiederum eine erhöhte Schäleanfälligkeit. Völk (1997) konnte in seiner Arbeit über „Schälschäden und Rotwildmanagement in Abhängigkeit von Jagdgesetz und Waldaufbau in Österreich“ zeigen, dass schon geringe Anteile an Laubholz die Anfälligkeit gegenüber Schale deutlich verringern. Ganz allgemein wird von zahlreichen Autoren empfohlen, durch die Begründung von Mischwaldbeständen die Schäleanfälligkeit zu vermindern. Dementsprechend wurden im vorliegenden Prädispositionsmodell zunehmende Gefährdungspunkte mit zunehmenden Nadelholzanteilen verknüpft (siehe **Abbildung 12**).

Auch im konkreten Verifizierungsbeispiel (NP Kalkalpen, Naturrauminventur, Nopp-Mayr et al. 2011) bestätigte sich dieser Zusammenhang ganz deutlich: Je geringer die Nadelholzanteile, umso geringer die Schälhäufigkeit.

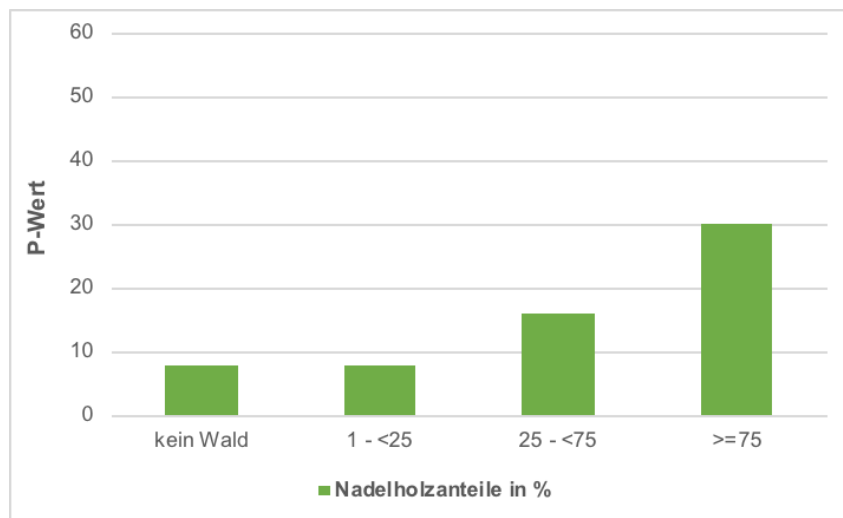


Abbildung 12 Zuordnung von Prädispositionswerten (P-Werten) zu den Ausprägungsklassen der Variable „Nadelholzanteil“ (je höher der zugeordnete P-Wert, umso höher ist die Anfälligkeit für Rotwild-Schäle)

Deckungsgrad ($P_{deckung}$)

Die Variable „Deckungsgrad“ spiegelt den Kronenschluss in Waldbeständen wieder. Der Kronenschluss beschreibt, wie stark der Waldboden durch Baumkronen überschirmt wird. Je dichter der Kronenschluss, umso gedrängter stehen die Kronen der Bäume zueinander und umso feiner ist die Rinde der Stämme. Je geringer der Kronenschluss, umso mehr Licht gelangt auf den Waldboden und umso mehr Bodenbewuchs kann sich entwickeln. Damit steht mehr Äsungsgrundlage zur Verfügung. Mit

sinkendem Kronenschlussgrad wird auch weniger Niederschlag durch die Baumkronen zurückgehalten und die winterliche Schneedecke im Waldinneren ist höher. Ist dagegen der Kronenschluss sehr hoch, so ist die Klimaschutzwirkung des Waldbestands für Schalenwild ebenfalls sehr hoch. Gleichzeitig ist durch den Lichtmangel am Boden weniger Äsung vorhanden. Diese Kombination führt zu einer erhöhten Anfälligkeit für Schälgeschäden. Infolgedessen wurden im Schäle-Prädispositionsmodell zunehmende Schlussgrade mit steigenden Prädispositionspunkten versehen (siehe **Abbildung 13**).

Da im Waldatlas der Steiermark vier Klassen der Variable Deckungsgrad verfügbar sind, wurden im vorliegenden Fall Prädispositionspunkte für diese vier Klassen vergeben.

Im Verifizierungsfall (NP Kalkalpen, Naturrauminventur, Nopp-Mayr et al. 2011) konnte im Vorfeld klar nachgewiesen werden, dass bei steigendem Kronenschluss auch die Schälhäufigkeit innerhalb der Erhebungsflächen zunimmt.

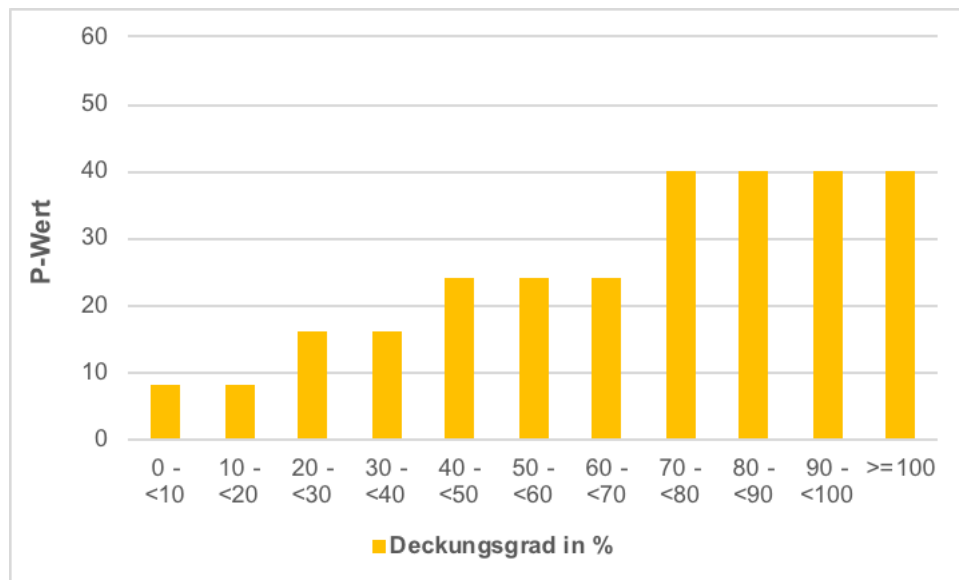


Abbildung 13 Zuordnung von Prädispositionswerten (P-Werten) zu den Ausprägungsklassen der Variable „Deckungsgrad“ lt. Waldatlas der Steiermark (je höher der zugeordnete P-Wert, umso höher ist die Anfälligkeit für Rotwild-Schäle)

Bestandesklasse ($P_{\text{bestandeskl}}$)

Bekanntermaßen sind Bäume meist nur eine bestimmte Zeit lang zum Schälen geeignet. Der Stamm muss einerseits eine entsprechende Biegefestigkeit aufweisen, um dem schälenden Stück genug Widerstand zu bieten, andererseits darf die Borke nicht zu dick sein und muss sich noch gut ablösen lassen. Je nach Baumart kann der Zeitraum, in dem Schäle vorkommen kann, beträchtlich schwanken. Für einen ganzen Waldbestand kann man von folgender Anfälligkeit ausgehen: Als anfälligste Phase gelten Stangenhölzer, dann folgen Dickungen und schwache Baumhölzer, danach starke Baumhölzer.

Diese bekannte Tatsache spiegelte sich auch im Verifizierungsfall (NP Kalkalpen, Naturrauminventur, Nopp-Mayr et al. 2011) klar wieder.

Angeht die vorliegenden Bestandesklassen lt. Waldatlas Steiermark musste *eine* Bewertung für die gesamte Klasse „Jugend 2“ vorgenommen werden (vgl. auch **Abbildung 14**).

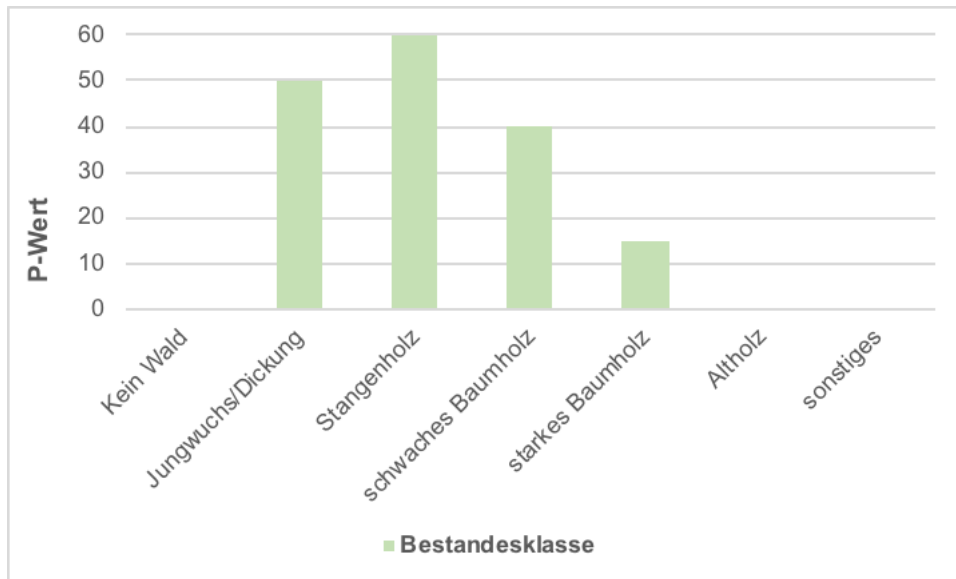


Abbildung 14 Zuordnung von Prädispositionswerten (P-Werten) zu den Ausprägungsklassen der Variable „Bestandesklasse“ (je höher der zugeordnete P-Wert, umso höher ist die Anfälligkeit für Rotwild-Schäle)

Schichtigkeit (P_{schicht})

Neben horizontalen Struktureigenschaften wird auch die vertikale Waldstruktur als wesentliche Einflussgröße in der Literatur erwähnt. Völk (1997) verweist darauf, dass Einschichtigkeit eine höhere Schälanfälligkeit mit sich bringt und schlägt infolgedessen die Verminderung des Anteiles einschichtiger Waldbestände als waldbauliche Maßnahme vor. Auch Reimoser (1988) ortet in der Vermeidung einschichtiger, dichter Fichtenbestände ein wesentliches Präventionspotential. Fischer (1985) fasst zusammen, dass die Bestandesstruktur über klimatische Effekte (etwa auf Windgeschwindigkeit und Einstrahlung) hinaus einen direkten Einfluss auf das Nahrungsangebot hat. Je ausgeprägter die Schichtung ist, desto umfangreicher das Angebot an Vegetation und somit an (alternativer) verfügbarer Äsung. Dieses verfügbare Äsungsangebot ist vor allem im Winter von Bedeutung, wo die bodennahe Vegetation je nach Schneebedeckung nicht bzw. nur teilweise zugänglich ist. Diesen Zusammenhängen entsprechend wurden einschichtige Bestände im Modell mit gefährdungserhöhenden Punkten versehen (s. **Abbildung 15**).

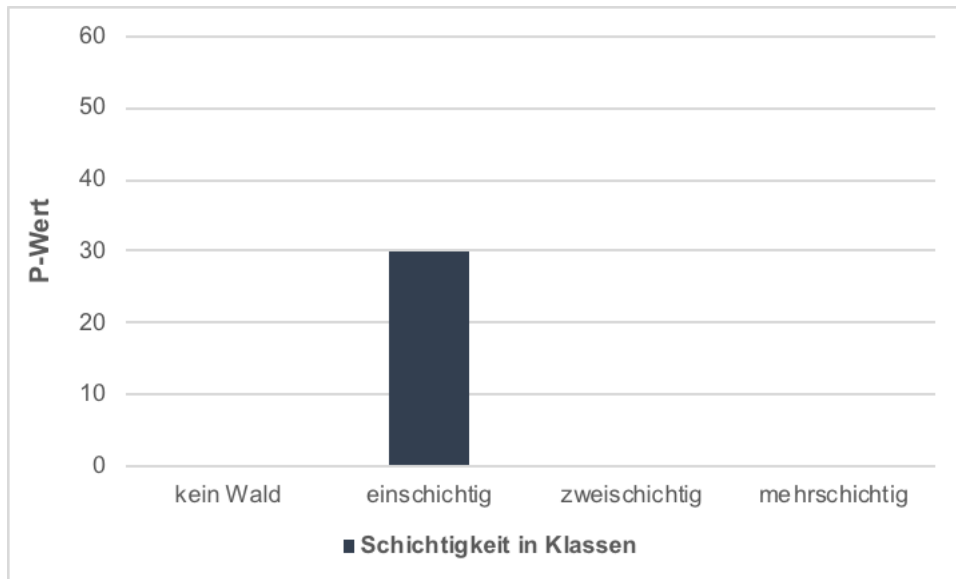


Abbildung 15 Zuordnung von Prädispositionswerten (*P*-Werten) zu den Ausprägungsklassen der Variable „Schichtigkeit“ (je höher der zugeordnete *P*-Wert, umso höher ist die Anfälligkeit für Rotwild-Schäle)

Offenland-/Weideflächenanteil (P_{weide})

Bei dieser Variable sind mehrere, zum Teil gegensätzliche Wirkungspfade zu bedenken (vgl. auch Carvalho et al. 2012): Rotwild gilt als sekundärer Weidegänger, der von einer Almbeweidung insofern profitieren kann, als ein regelmäßiger Bestoß mit Weidevieh auch die Weidekapazität für Wildwiederkäuer fördert und erhält (Gossow & Fischer, 1986; Gossow, 1987). Frei gewehrte Hochalmen bieten günstige potentielle Wintereinstände für das Wild und stellen im Herbst und Frühwinter attraktive Äsungsflächen dar (Schmidt, 1992). Die nach dem Viehabtrieb nachwachsende Vegetation verfügt über höhere Nährwerte als die Vegetation im Wald und in den Tallagen, ihre tatsächliche Nutzung hängt jedoch nicht nur von klimatischen Faktoren, sondern auch in starkem Maß von anthropogenen Einflüssen wie Jagd, sonstiger Beunruhigung oder etwa Fütterung ab (Schmidt, 1992, Zeiler 2005). Der Wert nicht mehr landwirtschaftlich genutzter Almen für das Rotwild ist offensichtlich in engem Zusammenhang mit der effektiven Beäusungsintensität durch Wildtiere zu sehen, denn während Reimoser (1983) aufgelassenen Almflächen quantitativ und qualitativ minderwertige Nahrung zuordnet, beschreibt Blankenhorn (1986) „sehr gute Äsungsbedingungen auf ehemaligen Alpweiden“. Damit sind zwei Einflusspfade vorgezeichnet, die die Bedeutung ehemaliger Weideflächen determinieren, nämlich die Beunruhigung und die Wilddichte. Dabei wird das Wild durch zunehmende Beunruhigung oberhalb der Waldgrenze in Waldbereiche abgedrängt (Schmidt, 1992).

Zu Beginn dieses Berichtes wurde auf die Bedeutung strukturreicher Äsung für den Verdauungsapparat des Rotwildes hingewiesen. Besonders der Grasvegetation kommt eine wichtige Stellung in der potentiellen Nahrungspalette des Rotwildes zu, was unter anderem durch die Untersuchungen von Picard et al. (1991) unterstrichen wird: Abgesehen von der zeitweiligen Dominanz von Eicheln bzw. fleischigen Früchten während Phasen reichlicher Mast stellen Gräser und Seggen eine grundlegende Nahrungskomponente dar und sind bei Pansenanalysen im Herbst in Zeiten vor der

Schneebedeckung stärker vertreten als beispielsweise tote Blätter. Günther (1977) warnt ausdrücklich vor dem Mangel an Gras und anderer Fasernahrung in unterwuchsarmen Monokulturen. Ueckermann (1960) berücksichtigt in seinem Beurteilungsschema der Reviergüte, der Standortwertziffer, den Wiesenanteil als eigene Eingangsgröße, woran sich auch das vorliegende Prädispositionsmodell orientiert. Ueckermann definiert als Wiesenflächen des Reviers alle im Wald liegenden oder überwiegend vom Wald umschlossenen Wiesen, sofern ihr Pflegezustand die Bewertung als Wiese zulässt, und darüber hinaus alle am Waldrand liegenden Wiesen bis zu einer Breite von 200 m. Die sich so ergebende Wiesenfläche wird in Prozent der Gesamtwaldrevierfläche ausgedrückt, wobei diese als Summe aller Waldflächen, aller im Wald liegenden Wiesenflächen, aller Randflächen gemäß der vorhergehenden Definition und aller vom Wald eingeschlossenen Feldflächen, soweit diese nicht gegattert sind, zu verstehen ist. Im hier bearbeiteten System wurden neben Wiesen auch Grünflächen in die Taxation miteinbezogen. Zu berücksichtigen ist in diesem Zusammenhang jedoch, dass Wiesenflächen während winterlicher Schneebedeckung kaum verfügbares Nahrungsangebot aufweisen und daher bezüglich ihrer Wirkung in saisonaler Abhängigkeit zu beurteilen sind. Zunehmende Anteile derartiger Flächen werden als gefährdungsreduzierende Momente eingeschätzt und mit „negativen“ (also prädispositionsverringernenden) Punkten versehen (**Abbildung 16**).

Zu beachten ist jedoch in diesem Kontext der Hinweis von Reimoser (1988), dass waldarme Gebiete mit zahlreichen Wiesen hohe Wildkonzentrationen in den Waldbeständen aufweisen. Dies kann eine erhöhte Wildschadensanfälligkeit der entsprechenden Wälder zur Folge haben und somit den im Schlüssel repräsentierten Zusammenhängen genau entgegenlaufen. Wagenknecht (1996) spricht von einer Verschlechterung der natürlichen Äsungsbedingungen durch Waldparzellierung.

Diesen Aussagen Rechnung tragend wurden ab Wiesenanteilen von 20 % gefährdungsbehaftete Bedingungen geortet und die Vergabe prädispositionssteigernder Punkte als angebracht eingestuft.

Andererseits führen große, zusammenhängende Dickungskomplexe ebenfalls zu starken Wildkonzentrationen mit den entsprechenden Gefahrenpotentialen. Nach Kamsker (1979, zitiert bei Völk, 1997) sind die Schälprozente umso höher, je größer die Fläche des jeweiligen Einstandes ist, mit höchsten Schälprozenten ab Einstandsgrößen über 10 ha. Es scheint demnach in diesem Zusammenhang besonders wichtig, das Umfeld mit seinen Nutzungsarten und der damit einhergehenden Beunruhigung im Auge zu behalten. So beschreiben auch Franz et al. (1991) die hohe Prädisposition zusammenhängender Waldgebiete inmitten einer deckungsarmen Landschaft. Liegt eine ausgesprochen ungünstige Arrondierung des Waldes vor, so sollte das entsprechende Subkriterium außer Acht gelassen werden. Insgesamt wurde die Ambivalenz, mit der das Kriterium „Wiesenanteil i. w. S.“ behaftet ist, anhand einer niedrigen Gewichtung ausgedrückt.

Krüsi et al. (1996) berichten vom Schweizer Nationalpark, dass nur ein kleiner Teil der ehemaligen Weiden vom Wild intensiv genutzt wird und dass diese von Huftieren intensiv beästen Flächen nicht zwangsläufig botanisch verarmen, sondern im Gegenteil die botanische Vielfalt eher zu- als abnimmt. Ist demnach eine gewisse Nutzungsintensität durch Wildtiere gegeben, ohne dass negative Konsequenzen daraus resultie-

ren (geringer Futterertrag wegen zu geringer Blattfläche der Futterpflanzen, Verschwinden beliebter Futterpflanzen durch selektive Übernutzung, abnehmende botanische Vielfalt, Lücken in der Grasnarbe und zunehmende Erosion; Krüsi et al. 1996), so können auch aufgelassene Almflächen positive Auswirkungen auf die Schadensprädisposition eines Gebietes mit sich bringen.

Die dargestellten Zusammenhänge wurden im Schälschaden-Prädispositionsmodell insofern berücksichtigt, als das Vorhandensein von Almflächen, Weiden und Grünland mit prädispositionsvermindernden Punkten verbunden wurde. Die zuvor angedeuteten Restriktionen der Aussagequalität dieser Variable begründeten die Zuteilung zu der niedrigsten Gewichtungsklasse (1), die sich in relativ geringen Prädispositionspunkten widerspiegelt (max. 10 Punkte) (**Abbildung 16**).

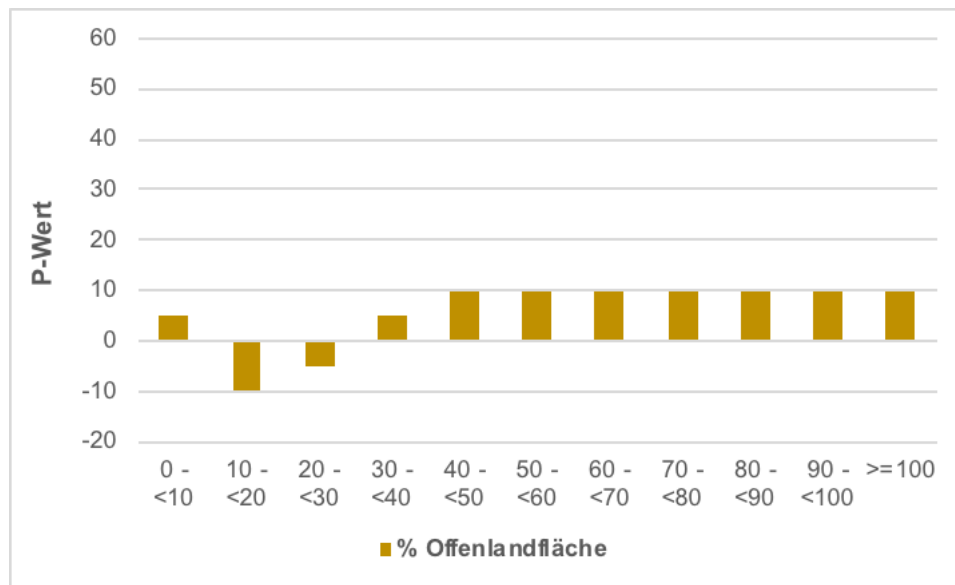


Abbildung 16 Zuordnung von Prädispositionswerten (P-Werten) zu den Ausprägungsklassen der Variable „Offenland-/Weideflächenanteil“ (je höher der zugeordnete P-Wert, umso höher ist die Anfälligkeit für Rotwild-Schäle)

Forststraßendichte (P_{strasse})

Beunruhigung wird in der Literatur häufig als wichtige Schälschadensursache angeführt. Jede menschliche Aktivität im Wald, egal, ob von Freizeitsportler*innen, Erholungssuchenden, Jäger*innen oder Forstleuten, birgt die Gefahr einer Beunruhigung des Wildes. In einigen Studien konnte bereits nachgewiesen werden, dass Rotwild die unmittelbare Nähe von Forststraßen meidet. Außerhalb dieser Meidungszone stellt sich Rotwild zwar ein, ist jedoch störungsbedingt in seinem räumlichen und zeitlichen Verhalten beeinträchtigt. Dies bringt eine erhöhte Schälanfälligkeit mit sich (Warteraumeffekte). Mit zunehmendem Abstand von der Forststraße nimmt diese Störwirkung ab. Tatsächlich folgten auch die Untersuchungsflächen im Verifizierungsfall (NP Kalkalpen, Naturrauminventur, Nopp-Mayr et al. 2011) diesem Verlauf. Für das Schäle-Prädispositionsmodell in der Steiermark wurde der Effekt von Forststraßen über die Erschließungsdichte berücksichtigt. Eine zunehmende Dichte an Forststraßen, ausgedrückt über die aggregierte Größe „Forststraßenlänge in Laufmeter/ha“, wurde mit zunehmenden Prädispositionspunkten belegt (siehe **Abbildung 17**).

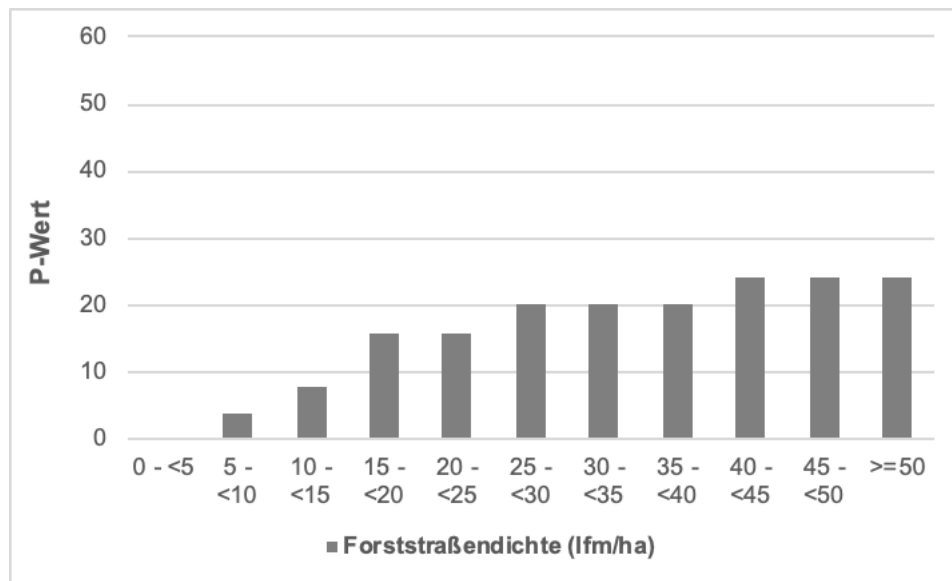


Abbildung 17 Zuordnung von Prädispositionswerten (P-Werten) zu den Ausprägungsklassen der Variable „Forststraßendichte“ (je höher der zugeordnete P-Wert, umso höher ist die Anfälligkeit für Rotwild-Schäle)

Geländeneigung (P_{neigung})

Der Wirkung der Geländeneigung ist, wie bereits in Kapitel 2.1.1 vermerkt, auf verschiedenen Ebenen zu begegnen: Zum einen bedeutet zunehmende Geländesteilheit bei (angenommener) Beunruhigung einen gewissen Sicherheitsaspekt für das Wild (vgl. Fischer & Gossow, 1987), da die Zugänglichkeit für den Menschen reduziert wird und die Sichtdistanzen zunehmen; zum anderen sind mit ansteigender Neigung verminderte Schneehöhen (Fischer, 1985) und somit eine bessere Verfügbarkeit von potentieller Äsung verbunden. Allerdings steigt der energetische Aufwand für die Fortbewegung mit wachsender Steilheit des Geländes. Ab einer gewissen Geländeneigung endet schließlich die Begehbarkeit, woraus die Existenz einer artspezifischen Grenzneigung abzuleiten ist (vgl. Reimoser, 1986b). Wird dieser Schwellenwert überschritten, so kann der entsprechende Geländeabschnitt für eine gegebene Tierart als nicht mehr begehbar betrachtet werden, die Gefahr einer potentiell schädlichen Einflussnahme auf die Vegetation sinkt daher oberhalb dieses spezifischen Grenzneigungswinkels drastisch. Hinzu kommt, dass Bäume in steil geneigtem Gelände zumeist eine gröbere Borke aufweisen, was in Kombination mit der schwereren Zugänglichkeit der Stämme gefährdungsreduzierend wirkt.

Unter der Annahme einer vorliegenden Beunruhigung erscheinen ebenere Geländebereiche während winterlicher Bedingungen zwar weniger besiedlungsattraktiv (da sie wesentlich kürzere Sichtweiten als steil geneigtes Gelände mit sich bringen), aber infolge höherer Schneebedeckung auch geringer mit verfügbaren Nahrungsquellen ausgestattet (vgl. Petrak 1990) und sind demzufolge als höher prädisponiert einzustufen. Je stärker das Gelände geneigt ist, umso günstiger wirkt dies auf das Sicherheitsempfinden des Wildes. Gemeinsam mit den geringer mächtigen Schneeaufgaben stärker geneigter Hänge ergibt sich in Summe eine abnehmende Gefährdung mit zunehmender Neigungsklasse (siehe **Abbildung 18**).

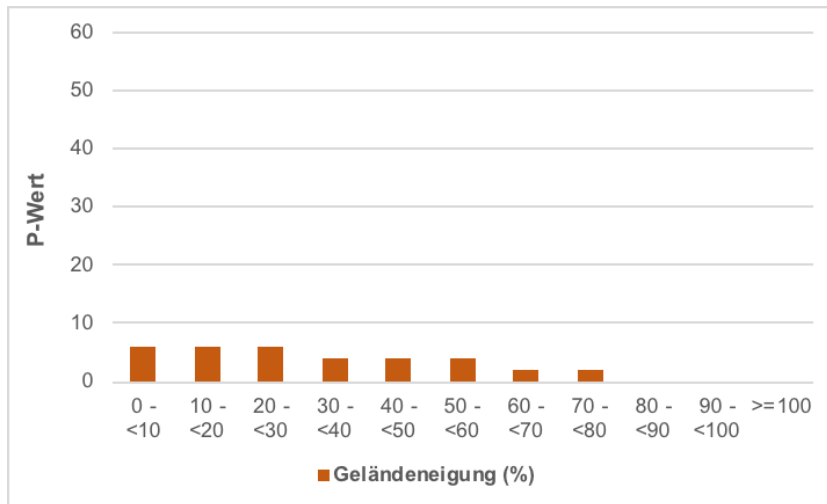


Abbildung 18 Zuordnung von Prädispositionswerten (P-Werten) zu den Ausprägungsklassen der Variable „Geländeneigung“ (je höher der zugeordnete P-Wert, umso höher ist die Anfälligkeit für Rotwild-Schäle)

3.3.2 Variablenverknüpfung zum Schäle-Prädispositionsmodell

Bei der Prädispositionsberechnung werden die in einem konkreten Fall zutreffenden Werte der gewählten Prädispositionsindikatoren (P) gemäß der nachstehenden Formel addiert und der rechnerisch höchst möglichen Punktesumme (= max. Prädisposition) gegenübergestellt (siehe **Formel 4**). Je näher der errechnete Wert für ein gegebenes Pixel in der Landschaft am Maximum liegt, umso stärker nähert sich die Bewertung der höchst möglichen Gefährdungslage und umso höher ist die Prädisposition einzustufen. Durch die Vergabe von unterschiedlichen Prädispositionspunkten innerhalb der Indikatoren und durch unterschiedliche Gewichtungen zwischen den Indikatoren wurde (a) der Beitrag der Indikatoren bzw. ihrer Ausprägungszustände zur Gesamtprädisposition dargestellt, (b) Wechselwirkungen zwischen den Indikatoren Rechnung getragen sowie (c) die Aussageschärfe der Indikatoren berücksichtigt (für Details dazu siehe Führer & Nopp 2001). Mittels dieser additiven Verknüpfung der Variablen können Gefährdungen, die bei einer ungünstigen Ausprägung eines bestimmten Indikators entstehen, zumindest teilweise durch eine günstige Ausprägung eines anderen Indikators kompensiert werden (in Abhängigkeit von der jeweiligen Gewichtung der Indikatoren).

$$P_{\text{ges}} = (P_{\text{nh_anteil}} + P_{\text{deckung}} + P_{\text{bestandeskl}} + P_{\text{schicht}} + P_{\text{weide}} + P_{\text{strasse}} + P_{\text{neigung}}) / 200 \quad \text{(Formel 4)}$$

3.4 Berechnung der Schäle-Prädisposition inkl. einer winterlichen Klimavariablen

Da das Auftreten von Schäle sehr deutlich durch winterliche Bedingungen geprägt sein kann bzw. Winterschäle österreichweit betrachtet im Vergleich zu Sommerschäle dominiert, wurde auch bei der Modellierung der Schäle-Prädisposition eine Modellvariante berechnet, die eine winterliche Klimavariablen (= mittlere Schneedeckendauer in Tagen) berücksichtigt.

Schneedeckendauer (P_{Schnee})

Wesentlichen Einfluss auf die Schälschaden-Prädisposition hat das winterliche Nahrungsangebot des jeweiligen Standortes, das ganz prägnant von der jeweiligen Schneebedeckung abhängt. Trotz der beachtlichen jährlichen Variationen des Witterungsgeschehens und damit auch den Schwankungen der Schneehöhe und Schneedeckendauer (vgl. Schmidt 1992) sind grundlegende Gefährdungszonierungen anhand der durchschnittlichen Dauer der Schneebedeckung sinnvoll und zulässig.

Vor allem zwei Wirkungspfade treten während der Schneelage in Kraft: Zum einen spielt die Erreichbarkeit unterschiedlich situierter Nahrungsquellen, die entweder über die Schneedecke herausragen oder durch Scharren freigelegt werden können, eine große Rolle. Zum anderen beeinflusst der Bodenzustand die Mobilität des Wildes (Georgii & Schröder 1983). Behinderte Mobilität des Wildes und schlechte Verfügbarkeit bodennaher Vegetation in Bereichen höherer und lang andauernder Schneebedeckung bedingen jedoch, dass unter derartigen Bedingungen stockende Waldbestände in besonderem Maß dem Wild ausgesetzt sind (Schwerdtfeger 1981). Fischer (1985) bereitet anschaulich eine Reihe von Literaturzitatzen zum Einfluss der Schneeverhältnisse auf die Mobilität des Rotwildes oder nahe verwandter Arten auf und führt darüber hinaus eigene Beobachtungen aus ihrem Arlberger Untersuchungsgebiet an.

Generell ist zu beachten, dass die Schneesituation einer konkreten Örtlichkeit stets in Relation zu den umliegenden Geländebereichen beurteilt werden sollte: Zeichnet sich die Umgebung einer Beurteilungseinheit durch relativ hohe und/oder lange anhaltende Schneelagen aus, so können sich innerhalb von Flächen mit weniger mächtigen oder kürzeren Schneeeauflagen wintergatterartige Bedingungen ergeben, die dann zu einem besonders ausgeprägten Schälaufkommen führen (vgl. Völk 1998). Nicht näher berücksichtigt wird im vorliegenden System der Einfluss der Schneequalität auf die Aktivitätsradien des Rotwildes sowie auf die Erreichbarkeit höherer Vegetationsschichten (vgl. auch Fischer 1985). Derartige Faktoren unterliegen einer so ausgeprägten jährlichen und auch täglichen Variation, dass eine diesbezügliche Ableitung mittel- bis langfristig gültiger Gefährdungsmomente nicht möglich erscheint.

Die Dauer der Schneebedeckung begrenzt den Zeitraum eingeschränkten Nahrungsangebotes und repräsentiert solchermaßen u.a. das Ausmaß der winterlichen Engpasssituation (vgl. Ueckermann 1960, Mayer 1973, Ernst 1975, Schwerdtfeger 1981, Raesfeld & Reulecke 1988). Angesichts der für die Steiermark vorliegenden Klassen der Schneedeckendauer wurden Bereiche mit einer durchschnittlichen Schneebedeckung von mehr als 210 Tagen als lange bzw. sehr lange definiert und mit der höchsten Punktezahl versehen und Schneelagen von kürzerer Dauer als 120 Tage mit den geringsten Prädispositionspunkten (siehe **Abbildung 19**).

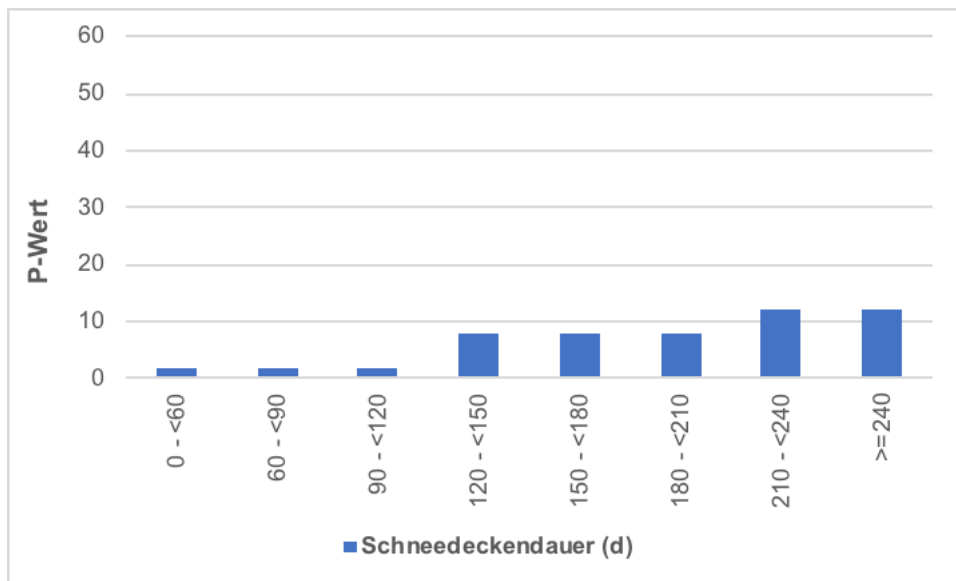


Abbildung 19 Zuordnung von Prädipositionswerten (P-Werten) zu den Ausprägungsklassen der Variable „Schneedeckendauer“ (je höher der zugeordnete P-Wert, umso höher ist die Anfälligkeit für Rotwild-Schäle)

Das daraus resultierende Prädipositionsmodell folgt der Formel:

$$P_{\text{ges_winter}} = (P_{\text{nh_anteil}} + P_{\text{deckung}} + P_{\text{bestandeskl}} + P_{\text{schicht}} + P_{\text{weide}} + P_{\text{strasse}} + P_{\text{neigung}} + P_{\text{schneedecke}}) / 212$$

(Formel 5)

3.5 Modellierung des schälebezogenen Konfliktpotenzials (Hybridmodell) von Wäldern

Eine Kombination der Aussagen des Lebensraumpotenzial-Modells mit dem Schäle-Prädipositionsmodell erlaubt schließlich eine Zusammenschau beider Aspekte (Hybridmodell) und kann als eine grobe, rechnerische Annäherung an ein schälebezogenes Konfliktpotenzial interpretiert werden.

Zusammenfassend wurden mit dem Hybridmodell folgende Zielsetzungen verfolgt:

- Hervorhebung von Flächen mit hohem Lebensraumpotenzial bei geringer Schäleanfälligkeit
- Verschneiden von Lebensraumpotenzial und Schäleanfälligkeit in einer Karte

Da beim Lebensraumpotenzialmodell höhere Werte für eine gute Eignung stehen, wohingegen beim Prädipositionsmodell hohe Werte eine deutliche Gefährdungssituation widerspiegeln, waren für die Kombination der beiden Modelle zu einem Hybridmodell weitere Bearbeitungsschritte notwendig.

Schritt 1: Umrechnung (Invertieren) der Schäleanfälligkeit P_{ges}

Bisher: P_{ges} → Werte von 0 (kaum anfällig) bis 1 (sehr anfällig)

Neu: $P_{opposite}$ → Werte von 0 (sehr anfällig) bis 1 (kaum anfällig)

Dies wurde anhand der **Formeln 6 und 7** realisiert:

$$P_{opposite} = 1 - P_{ges} \quad \text{(Formel 6)}$$

$$P_{opposite_winter} = 1 - P_{ges_winter} \quad \text{(Formel 7)}$$

Schritt 2: Verknüpfung der beiden Modelle (Lebensraumpotenzial und invertierte Schäleprädisposition) über ein geometrisches Mittel (kleine Werte haben dadurch stärkeren Einfluss auf Mittelwert – Kompensationswirkung nicht so ausgeprägt wie bei arithmetischem Mittel; siehe **Formeln 8 und 9**):

$$\text{Hybridmodell} = (P_{opposite} * HSI_{ges})^{1/2} \quad \text{(Formel 8)}$$

$$\text{Hybridmodell}_{winter} = (P_{opposite_winter} * HSI_{ges_reduziert_winter})^{1/2} \quad \text{(Formel 9)}$$

Je höher der Wert des Hybridmodells auf einem konkreten Pixel ist, umso geeigneter die Fläche (weil das Lebensraumpotential hoch und/oder die Schälanfälligkeit gering sind) und umso geringer ist im Umkehrschluss das schälebezogene Konfliktpotenzial auf dem gegebenen Pixel. Dabei ist zu beachten, dass der Hybridansatz immer in Zusammenhang mit dem Lebensraumpotenzialmodell und dem Anfälligkeitsmodell zu interpretieren ist.

4 Diskussion und Ausblick

Im vorliegenden Bericht werden drei Modelle erläutert, nämlich ein Lebensraumpotenzialmodell für Rotwild, ein Schäle-Prädispositionsmodell sowie ein Hybridmodell, das die beiden zuvor genannten Modelle kombiniert. Das Lebensraumpotenzialmodell und das Hybridmodell wurden zunächst einmal mit Blick auf das Bundesland Steiermark und die hier verfügbare Datenlage entwickelt. Die Hauptzielsetzung des vorliegenden Berichtes ist Dokumentation der drei Modelle und eine nachvollziehbare Argumentation des jeweiligen Modellkalküls.

Bei allen drei Modellen handelt es sich um mechanistische, wissensbasierte Ansätze, die Ursache-Wirkungsbeziehungen und den gegenwärtigen Stand des Wissens berücksichtigen. Die Modelle können eine Grundlage liefern, um die Lebensraumsituation von Rotwild besser zu verstehen, um räumlich-explizite Aussagen über das Lebensraum- und das schälebezogene Konfliktpotenzial zu treffen und darauf basierend entsprechende Managementstrategien zu entwickeln. Die dokumentierten einzelnen Eingangsvariablen in die Modelle und die jeweilige Zuordnung von Potenzial- sowie Prädispositionswerten liefern dabei konkrete Hinweise für die Praxis, wie sich Landschafts- und Waldeigenschaften auf das Lebensraumpotenzial von Rotwild oder auf die Schäle-Anfälligkeit auswirken. So ist beispielsweise zu erkennen, dass forstliche Erschließung und die damit einhergehende Beunruhigung durch menschliche Nutzung negative Effekte sowohl auf das Lebensraumpotenzial als auch auf die Schäle-Anfälligkeit mit sich bringen. Dementsprechend können aus den Eingangsvariablen in die Modelle sowie aus den **Karten der Modellberechnungen (vgl. beispielsweise Anhang A1-A3)** gezielte Maßnahmen abgeleitet werden, um ungünstige Situationen zu vermeiden oder zu entschärfen.

Die Visualisierung von Landschaftsbereichen mit unterschiedlichem Lebensraumpotenzial sowie der Erhalt, die Wiederherstellung und die Vernetzung von potenziell geeigneten Lebensräumen sind wichtige Eingangsgrößen in räumlich-explizite Managementinstrumente wie der wildökologischen Raumplanung. Das Lebensraumpotenzial spiegelt wieder, inwieweit die auf einer Fläche vorliegenden Bedingungen die Entstehung geeigneter Habitatstrukturen für Rotwild ermöglichen und eine ausreichende Grundlage für eine dauerhafte Besiedlung bieten. Die Anwendung des Schäle-Prädispositionsmodells liefert eine großräumige Darstellung der Schäleanfälligkeit von Waldbeständen, unabhängig von der gegenwärtigen Rotwildverbreitung und -dichte. Dadurch kann einerseits Handlungspotenzial für präventiven Forstschutz geortet werden. Andererseits können auch Landschaftsbereiche ausgemacht werden, in denen rezent u.U. keine Schälschäden durch Rotwild beobachtet werden (weil z.B. kein Rotwild anwesend ist), wo aber infolge hoher Anfälligkeit ein hohes Schälerisiko für Waldbestände vorliegt. Die Eingangsvariablen in das Schäle-Prädispositionsmodell liefern dabei direkte, konkrete Hinweise, wie eine ungünstige Situation durch forstliche Maßnahmen entschärft werden könnte.

Das Hybridmodell kombiniert die beiden Aspekte, also das Lebensraumpotenzial für Rotwild und die Schäleanfälligkeit von Waldbeständen, um letztlich das schälebezo-

gene Konfliktpotenzial der Landschaft widerspiegeln zu können. Alle drei Modelle können somit als wichtige Mosaiksteine einer großflächigen, räumlich-expliciten Managementplanung für Rotwild in unterschiedlichen Handlungsfeldern (Forst, Jagd etc.) gesehen werden.

Als mechanistische Modelle wurden das Lebensraumpotenzialmodell und das Schäl-Prädispositionsmodell auf Basis verfügbarer Informationen und Expert*innenwissens erstellt. Ebenso wie bei korrelativen, statistischen Modellansätzen ist auch bei wissensbasierten Modellen eine Plausibilitätskontrolle essenziell. Bei den vorliegenden Modellen erfolgte diese Plausibilitätsprüfung durch erfahrene Forstschutz- und Rotwildexpert*innen mit spezifischer Kenntnis der steiermärkischen Gegebenheiten (räumlich explizite Evaluierung des Modelloutputs, u.a. durch den Landesforstdirektor des Landes Steiermark).

Alle drei Modelle sind darauf ausgerichtet, Aussagen vor einem mittel- bis langfristigen Zeithorizont zu treffen. Dementsprechend werden räumlich und/oder zeitlich hochvariable Einflussfaktoren nicht berücksichtigt. Ebenso finden Faktoren wie Winterfütterung, Konflikte, menschliche Störung und Barrieren, die eine bedeutende Rolle in der Raumnutzung des Rotwildes spielen können, keinen Eingang. Diese räumlichen Effekte können aber in einem weiteren Schritt mit dem Output der hier präsentierten Modelle, also den Potenzial-, Prädispositions- und Konfliktpotenzial-Karten, verschnitten werden, um entsprechende weiterreichende Raumplanungs- und Managemententscheidungen zu unterstützen.

Während mechanistische Modelle den großen Vorteil aufweisen, dass sie die Allgemeingültigkeit zu optimieren versuchen, geht diese Eigenschaft auf Kosten der Modellgenauigkeit. Dies bedeutet im Umkehrschluss, dass kleinräumige, hochvariable Spezifika nicht wiedergegeben werden können und daher Unschärfen in der Modellaussage auf lokaler, räumlich hochauflösender Ebene möglich sind.

Wissensbasierte Modelle bilden jeweils einen Status quo in der Wissenslandschaft ab. Sie sollten daher so konzipiert sein, dass sie für künftigen Änderungs- und Anpassungsbedarf offenstehen. In Zeiten des globalen Wandels ist dieser Forderung sicherlich besondere Bedeutung beizumessen. Insofern ist v.a. das hier präsentierte **Lebensraumpotenzialmodell** als **Version 1.0** bzw. als Prototyp zu verstehen, das in den kommenden Jahren weiterentwickelt werden kann und soll.

Da Rotwild in seinem Vorkommen und seiner Lebensraumnutzung keine politisch-administrativen Grenzen kennt, ist im Zuge einer derartigen Weiterentwicklung der Modelle auch ein Ausrollen auf andere Bundesländer anzudenken. Will man über den Fokus auf Rotwild hinausgehend eine adäquate, nachhaltige Landschaftsentwicklung anpeilen, sollten entsprechende Ansätze auch für andere Wildtierarten mit großräumigen Lebensraumansprüchen konzipiert und den unterschiedlichen Entscheidungs*trägerinnen im Wildtiermanagement zur Verfügung gestellt werden.

5 Danksagung

Das Projekt, innerhalb dessen das Lebensraumpotenzial für Rotwild entwickelt und die drei Modellansätze (Lebensraumpotenzial-Modell, Schale-Prädispositionsmodell sowie Hybridmodell) auf fernerkundliche Daten der Steiermark übertragen wurden, wurde von der Steirischen Landesjägerschaft teilfinanziert, wofür wir danken. Wir danken den Rotwild- und Forstschutz-Expert*innen für die kritische Sichtung des Outputs unserer Modelle sowie für Anregungen.

6 Literatur

- Berryman AA (1986) Forest insects. Principles and practice of population management. Plenum Press, New York and London
- Beyer DE (1987) Population and habitat management of elk in Michigan, PHD Thesis, Michigan State University, Department of Fisheries and Wildlife, Michigan
- Blankenhorn HJ (1986) Rotwildprobleme in der Schweiz. In: Rotwild - Cerf rouge – Red deer. LINN, S. (Hrsg.). CIC-Tagung Graz 1986: 219-243
- Braunisch V, Suchant R (2013) Aktionsplan Auerhuhn *Tetrao urogallus* im Schwarzwald: Ein integratives Konzept zum Erhalt einer überlebensfähigen Population. Vogelwelt 134: 29-41
- Bubenik A (1959) Grundlage der Wildtierernährung. Deutscher Bauernverlag, Berlin
- Bubenik A (1984) Ernährung, Verhalten und Umwelt des Schalenwildes. BLV Verlagsgesellschaft, München, Wien, Zürich
- Bützler W (1986) Rotwild: Biologie, Verhalten, Umwelt, Hege. BLV Verlagsgesellschaft, München. 3. Auflage (Neuausgabe)
- Carvalho J, Martins L, Silva JP, Santos J, Torres RT, Fonseca C (2012) Habitat suitability model for red deer (*Cervus elaphus* Linnaeus, 1758): spatial multi-criteria analysis with GIS application. Galemys 24: 47-56
- Charles WN, Mccowan D, East K (1977) Selection of upland swar by red deer (*Cervus elaphus* L.) on Rhum. Journal of Applied Ecology 14: 55-64
- Clutton-Brock TH, Albon SD (1989) Red deer in the Highlands, BSP Professional Books, Oxford UK
- Clutton -Brock TH, Albon SD, Guinness FE (1982) Competition between female relatives in a matrilocaI mammal. Nature 300: 178-180
- Coppes J, Burghardt F, Hagen R, Suchant R, Braunisch V (2017) Human recreation affects spatio-temporal habitat use patterns in red deer (*Cervus elaphus*). PLoS ONE 12(5): e0175134.
- Debeljak M, Džeroski S, Jerina K, Kobler A, Adamic M (2001) Habitat suitability modelling for red deer (*Cervus elaphus* L.) in South-central Slovenia with classification trees. Ecol Mod 138: 321–330
- Drechsler H (1989) Das Rotwild, Landbuch-Verlag GmbH, Hannover
- Drechsler H (1991) Über das Raumverhalten des Rotwildes im Harz. Z. Jagdwiss. 37: 78-90
- Deutz A, Gasteiner J, Buchgraber K (2009) Fütterung von Reh- und Rotwild. Leopold Stocker Verlag, Graz. 2. Auflage
- Deutz A, Bretis H, Völk F (2015) Rotwildregulierung aber wie? Leopold Stocker Verlag, Graz
- Elith J, Graham CH (2009) Do they? How do they? Why do they differ? on finding reasons for differing performances of species distribution models. Ecography (Cop) 32:66–77. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2008.05505.x>
- Elton C (1927) Animal Ecology. Sedgwick and Jackson, London
- Ernst F (1975) Vom Schalen des Rotwildes in Gebirgslagen. Z Jagdwiss 21: 118-128

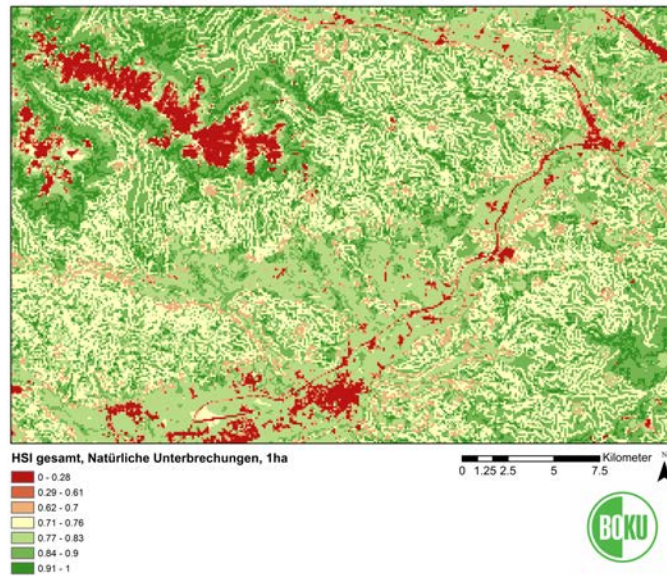
- Fischer A (1985) Untersuchungen zur Raum-Zeit-Nutzung und zur Habitatstrukturwahl von Rotwild (*Cervus elaphus* L.) im Arlberggebiet unter besonderer Berücksichtigung von anthropogenen Störeinflüssen. Diss. Univ. f. Bodenkultur Wien. 204 S.
- Fižer Z, Lochmann J (1969) Untersuchungen über die natürliche Nahrung des Rot- und Rehwildes im Riesengebirge. Opera Cortontica, Praha In: Wagenknecht E (1981) Rotwild, VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin
- Franz F, Pretzsch H, Smaltschinski T (1991) Inventur der neuartigen Waldschäden und der Wildschäden im Sulzschneider Forst, Forstamt Füssen. Forstarchiv 62: 6-12
- Führer E (1987) Komplexkrankheit Waldsterben. In: Rossmannth, H.P. (Ed.), Waldschäden-Holzwirtschaft. Österr. Agrarverlag, Wien, S. 73-84
- Führer E, Nopp U (2001) Ursachen, Vorbeugung und Sanierung von Waldschäden. Facultas Universitätsverlag, Wien
- Georgii B (1981) Activity patterns of female red deer (*Cervus elaphus* L.) in the alps, *Oecologia* 49:127-136
- Georgii B, Schröder W (1983) Home range and activity patterns of male red deer (*Cervus elaphus* L.) in the alps. *Oecologia* 58: 238-248
- Gerhardt P, Arnold JM, Hackländer K, Hochbichler E (2013) Determinants of deer impact in European forests – A systematic literature analysis. *For Ecol Man* 310: 173–186
- Godvik IMR, Loe LE, Vik JO, Veiberg V, Langvatn R, Mysterud A, (2009) Temporal scales, trade-offs, and functional responses in red deer habitat selection, *Ecology* 90: 699-710
- Gossow H (1987) Alpine Rotwildvorkommen im Konflikt mit verschiedenen Landnutzungsinteressen. *Cbl Ges Forstwesen* 104: 82-95
- Gossow H, Fischer A (1986) Alpine Rotwildvorkommen im Konflikt mit verschiedenen Landnutzungsinteressen. In: Rotwild - Cerf rouge – Red deer. LINN, S. (Hrsg.). CIC-Tagung Graz 1986, S. 307-329.
- Grinnell J (1917) The niche-relationships of the california thrasher. *The Auk* 34: 427-433
- Günther G (1977) Wildschadensverhütung durch Biotoppege. *AFZ* 32: 121-125
- Hackländer K, Reimoser F (2014) Forststraßen als Lebensraum gestalten: Forstwege und Wildtiere. *St. Hubertus* 2/2014: 8-13
- Haller H (2002) Der Rothirsch im Schweizerischen Nationalpark und dessen Umgebung. Eine alpine Population von *Cervus elaphus* zeitlich und räumlich dokumentiert, *Nationalpark-Forschung in der Schweiz* 91, Zerne
- Hofmann RR (1977) Wildbiologische Erkenntnisse, ein Hilfsmittel zur Minderung der Wildschäden. *AFZ* 32: 111-115
- Hutchinson GE (1957) Concluding Remarks. *Cold Spring Harb Symp Quant Biol* 22: 415-427
- Jiang G, Ma J, Zhang M, Stott P (2009) Multiple spatial-scale resource selection function models in relation to human disturbance for moose in northeastern China. *Ecological Research*, 24: 423-440.
- Klansek E (1999) Nutzung von Wiesen durch Rotwild, Tagung für die Jägerschaft 1999, 17. und 18. Juni 1999, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Irnding, S. 9-12.
- Krüsi BO, Schütz M, Grämiger H, Achermann G (1996) Was bedeuten Huftiere für den Lebensraum Nationalpark? *Cratschla* 4: 51-64
- Kunz F, Pfeifer M, Nopp-Mayr U (2018) Erfassung des Vorkommens und Modellierung des Lebensraumpotenzials für das Rebhuhn *Perdix perdix* (L.) in der Steiermark. Bericht für die Steirische Landesjägerschaft. 21 S.
- Kunz F, Immitzer M, Grünsachner-Berger V, Zohmann-Neuberger M, Hollaus M, Nopp-Mayr U (2021) Modellierung des Lebensraumpotenzials des Haselhuhns (*Bonasa bonasia*) in der Steiermark. Bericht an die Steirische Landesregierung, Landesforstdirektion. 25 S.
- Kunz F, Klinga P, Sittenthaler M, Schebeck M, Stauffer C, Grünsachner-Berger V, Hackländer K, Nopp-Mayr U (2022) Assessment of drivers of spatial genetic variation of a ground-dwelling bird species and its implications for conservation. *For Ecol Evol* 12: e8460. <https://doi.org/10.1002/ece3.8460>
- Manion PD (1991) Tree Disease Concepts. Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ.

- Mattioli S (2011) Family Cervidae (Deer), In: Wilson DE, Mittermeier RA (Hrsg.) Handbook of the Mammals of the World. Hoofed Mammals, Volume 2, Lynx Edicions, Barcelona (2011), S. 350-443
- Mayer H (1973) Möglichkeiten und Grenzen der Schalenwildhege im Gebirgswald. In: Wald und Wild. Leibundgut H (Hrsg.). Seminar des Internationalen Verbandes Forstlicher Forschungsanstalten vom 28. August bis 2. September 1972 an der Eidgenössischen Technischen Hochschule in Zürich. Nr. 52: 90-118
- Meißner M, Reinecke H, Herzog S (2012) Vom Wald ins Offenland, Der Rothirsch auf dem Truppenübungsplatz Grafenwöhr, Raum- Zeit Verhalten, Lebensraumnutzung, Management, Institut für Wildbiologie Göttingen und Dresden e.V. Göttingen
- Nopp-Mayr U, Reimoser F, Völk F (2011) Predisposition Assessment of Mountainous Forests to Bark Peeling by Red Deer (*Cervus elaphus* L.) as a Strategy in Preventive Forest Habitat Management. Wildl Biol Pract 7: 66-89
- Nopp-Mayr U, Reimoser F, Völk F (2012) Rotwildschäle – besser vorbeugen. Der Anblick 11: 40-43
- Nopp-Mayr U, Kunz F, Klinga P, Grünschnachner-Berger V (2018) Modellierung von Korridoren und Trittsteinen des Birkhuhns (*Tetrao tetrix* L.) für die Steiermark. Endbericht für die Abteilung 13 (Umwelt und Raumordnung) des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung. 17 S.
- Ondersheka K (1986) Ist die Fütterung des Rotwildes in der Kulturlandschaft des alpinen Raumes eine biologische Absurdität oder ein Beitrag zur Erhaltung der Funktion des Ökosystems? In: Rotwild - Cerf rouge – Red deer. LINN, S. (Hrsg.). CIC-Tagung Graz 1986, S. 386-395.
- O'Neil ST, & Bump JK (2014) Modeling habitat potential for elk expansion in Michigan, USA. Wildl Biol Pract 10: 111-131
- Otto H-J (1979) Entwicklungen der Forstlichen Produktion in den Niedersächsischen Landesforsten und ihre Wechselwirkungen mit dem Schalenwild. Forst- und Holzwirt 34: 513-520
- Petrak M (1988) Skilanglauf und Rothirsch (*Cervus elaphus* Linné, 1758) in der Eifel. Z. Jagdwiss. 34: 105-114
- Petrak M (1990) Ergebnisse modellhafter Erhebungen über Schältschäden und Wildverbiß in Nordrhein-Westfalen. AFZ 45: 84-85
- Petrak M (1996) Der Mensch als Störgröße in der Umwelt des Rothirsches (*Cervus elaphus* L. 1758). Z Jagdwiss: 180-194.
- Phillips SJ, Anderson RP, Dudík M, et al (2017) Opening the black box: an open-source release of Maxent. Ecography 40: 887–893
- Picard JF, Oleffe P, Boisaubert B (1991) Influence of oak mast on feeding behaviour of red deer (*Cervus elaphus* L.). Ann Sci For 48: 547-559
- Putman R, Flueck WT (2011) Intraspecific variation in biology and ecology of deer: magnitude and causation. Animal Prod Sci 51: 277-291
- Raesfeld Fv, Reulecke K (1988) Das Rotwild. Naturgeschichte, Hege, Jagdausübung. 9. Auflage. Verlag Paul Parey, Berlin
- Reimoser F (1983) Wildökologische Aspekte zur Lösung von Wildschadensproblemen. AFZ 38: 1190-1192
- Reimoser F (1988) Forstliche Beiträge zur Vermeidung von Wildschäden. Intern. Holzmarkt 79: 1-6
- Reimoser F (1986a) Zur Wildschadensproblematik beim Rotwild in Mitteleuropa. In: Rotwild - Cerf rouge – Red deer. LINN, S. (Hrsg.). CIC-Tagung Graz 1986, S. 330-351.
- Reimoser F (1986b) Wechselwirkungen zwischen Waldstruktur, Rehwildverteilung und Rehwildbejagbarkeit in Abhängigkeit von der waldbaulichen Betriebsform. Diss. Univ. f. Bodenkultur Wien. VWGÖ-Verlag, Wien. 318 S.
- Reimoser F (2007) Wildnis und Wildökologische Raumplanung: Analyse – Umsetzung – Kontrolle In: Schriftenreihe Nationalpark Kalkalpen Band 7 (Hrsg.: Nationalpark O.ö. Kalkalpen Ges.m.b.H., Molln), S. 92-98
- Reimoser F, Reimoser S (2017) Richtiges Erkennen von Wildschäden am Wald. Zentralstelle Österr. Landesjagdverbände, Wien. 4., neu gestaltete Auflage

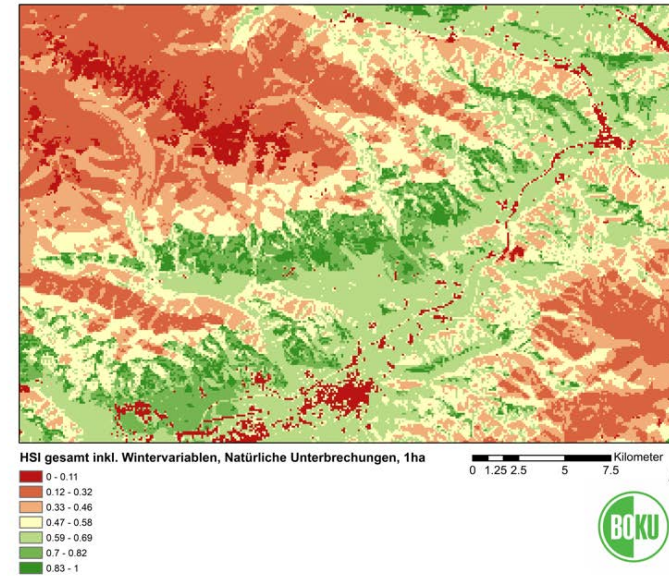
- Reimoser F, Reimoser S, Klansek E (2006) Wild Lebensräume, Habitatqualität, Wildschadensanfälligkeit, Bejagbarkeit, Zentralstelle Österr. Landesjagdverbände, Wien
- Reimoser F, Mayer H, Holzinger A, Zandl J (1987) Einfluß von Sommer- und Wintertourismus auf Waldschäden durch Schalenwild im Angertal (Badgastein). Cbl. Ges. Forstwesen 104: 95-118
- Reimoser S (2014) Influence of anthropogenic disturbance on activity, behaviour and heart rate of roe deer (*Capreolus capreaolus*) and red deer (*Cervus elaphus*), in context of their daily and yearly patterns. In: Cahler, A. A., Marsten, J. P. (Hrsg.) Deer: Habitat, behaviour and conservation (Chapter 1). Nova Science Publishers Inc., Hauppauge, New York, 2012; eBook update 2014, S. 1-79.
- Rowland M, Wisdom M, Johnson B, Penninger MA (2004) Effects of Roads on Elk: Implication for Management in Forested Ecosystems. In: Transactions of the 69th North Wildlife and Natural Resources Conference, S. 491-508
- Schimitschek E (1969) Grundzüge der Waldhygiene. Wege zur ökologischen Regelung. Ein Leitfaden. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin
- Schmidt K (1992) Über den Einfluß von Fütterung und Jagd auf das Raum-Zeit-Verhalten von alpinem Rotwild. Z. Jagdwiss. 38: 88-100
- Schröder W (1974) Über einige Fragen der Ökologie der Cerviden im Walde. Fw. Cbl. 93: 121-127
- Schulze K, Reimoser F (2000) Inhalte und Grenzen einer integralen wildökologischen Raumplanung (WESP). Forst und Holz 55: 71-75
- Schwerdtfeger F (1981) Die Waldkrankheiten. Ein Lehrbuch der Forstpathologie und des Forstschutzes. Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin. 4. Auflage
- Speight MR, Wainhouse D (1989) Ecology and management of forest insects. Clarendon Press, Oxford
- Strava (2021) Strava Global Heatmap. Strava, <https://strava.com/heatmap>
- Suchant R, Baritz R, Braunisch V (2003) Wildlife Habitat analysis: a multidimensional habitat management model. J. Nat. Conserv. 10: 253-268
- Suppan F, Frey-Roos A (2014) Generating Resistance Surfaces for Wildlife Corridor Extraction. Photogramm Fernerkundung Geoinformation PFG 2014: 435-450
- Tiefnig K (1991) Beiträge zur Bewertung der Rotwildtauglichkeit im Zusammenhang mit unterschiedlichen Landnutzungsinteressen. Dipl.arb. Univ. f. Bodenkultur Wien. 109 S. + Anhang
- Ueckermann E (1960) Wildstandsbewirtschaftung und Wildschadensverhütung beim Rotwild. Ein Leitfaden für die erfolgreiche Rotwildhege. Schriftenreihe der Forschungsstelle für Jagdkunde und Wildschadensverhütung (1). Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin
- Ueckermann E, Goepel G, Zander J, Scholz H, Lülfiing D (1975) Die Auswirkung der zunehmenden Inanspruchnahme des Waldes durch die erholungssuchende Bevölkerung auf das Verhalten des Wildes und die Bejagungsmöglichkeiten der Wildbestände. Z. Jagdwiss. 21: 50-63
- U.S. Fish and Wildlife Service (Hg.) (1980a): Habitat Evaluation Procedures, Bd. 102 von Ecological Services Manual. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.
- U.S. Fish and Wildlife Service (Hg.) (1980b): Habitat as a Basis for Environmental Assessment, Bd. 102 von Ecological Services Manual. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.
- U.S. Fish and Wildlife Service (Hg.) (1981): Standards for the Development of Habitat Suitability Index Models, Bd. 103 von Ecological Services Manual. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.
- Van Horne B (2002) Approaches to Habitat Modeling: The Tensions between Pattern and Process and between Specificity and Generality. In: Predicting Species Occurrence: Issues of Accuracy and Scale (herausgegeben von Scott J, Heglund P, Morrison M, Haufler J, Raphael M, Wall W, Samson F. S. 63–72, Island Press, Covelo, CA.
- Völk FH (1997) Schälschäden und Rotwildmanagement in Abhängigkeit von Jagdgesetz und Waldaufbau in Österreich. Diss. Univ. f. Bodenkultur Wien. 252 S. + 100 S. Anhang.

- Völk FH (1998) Langjährig erfolgreiche Rotwildüberwinterung ohne gravierende Schältschäden im Ostalpenraum. Schlussbericht. Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft. Univ. f. Bodenkultur. 99 S.
- Wagenknecht E (1978) Schalenwild. Bewirtschaftung unserer Schalenwildbestände. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin. 5. Auflage
- Wagenknecht E (1981) Rotwild, VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin
- Wagenknecht E (1996) Der Rothirsch: *Cervus elaphus*. Westarp Wissenschaften, Magdeburg und Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg
- Walsh DP (2007) Population estimation and fixed kernel analyses of elk in Michigan, PhD Thesis, Michigan State University, East Lansing Michigan
- Willisch C, Willisch KB, Magnung B, Boldt A (2015) Ökologie und Verhalten des Rothirsches im Schweizer Mittelland, Schlussbericht 2015, FaunAlpin, Bern
- Willisch C, Marreros N, Schaufelberger L, Pisano S (2019) Habitatwahl der Rothirsche im Mittelland, Schlussbericht, Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin FIWI, Universität Bern, Bern
- Wotschikowsky U, Schröder W, Georgii B (1986) Neue Wege im Rotwild-Management. In: Rotwild - Cerf rouge - Red deer. LINN, S. (Hrsg.). CIC-Tagung Graz 1986, S. 173-182
- Wölfel H (1983) Zur Jugendentwicklung, Mutter-Kind-Bindung und Feindvermeidung beim Rothirsch (*Cervus elaphus*). Teil I. Z Jagdwiss 29: 143-162 u. Teil II. Z. Jagdwiss. 29: 197-213.
- Wöss M (1997) Landschaftsplanerische Analyse der Geländesportproblematik unter Berücksichtigung sozialer und wildökologischer Aspekte des Tourenschilaufs. Dipl.arb. Univ. f. Bodenkultur Wien. 140 S. + Anhang.
- Zeiler H (2005) Rotwild in den Bergen. Österr. Jagd- und Fischerei-Verlag, Wien
- Zeiler H (2014) Herausforderung Rotwild. Österr. Jagd- und Fischerei-Verlag, Wien

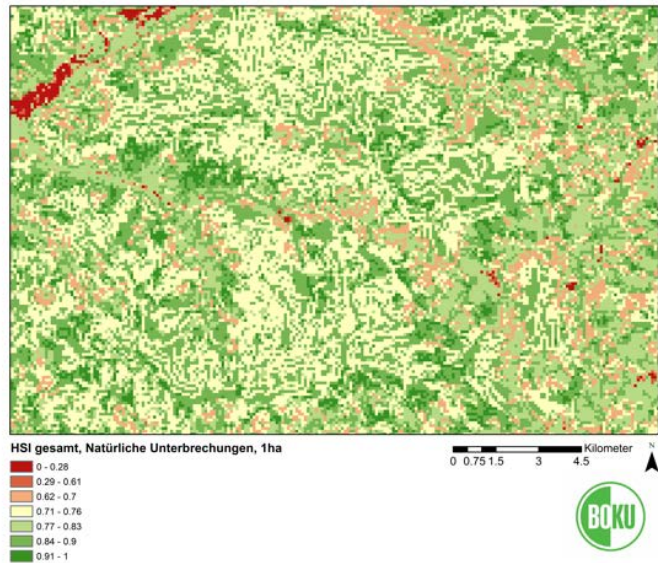
Anhang - Kartenausschnitte A1-A3



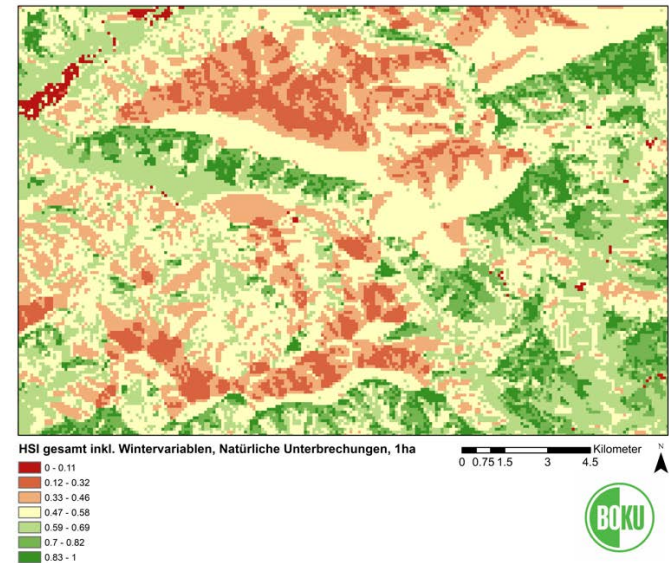
a



c



b



d

Abbildung A-1 Kartenausschnitte (a und b) des ganzjährigen Lebensraumpotenzials lt. Modell; Darstellung der Reduktion des Lebensraumpotenzials durch winterliche Klimavariablen für dieselben Ausschnitte (c und d). Die Eignungswerte rangieren zwischen rot (0, keine Eignung) und grün (1, beste Eignung) und sind pro Hektar dargestellt

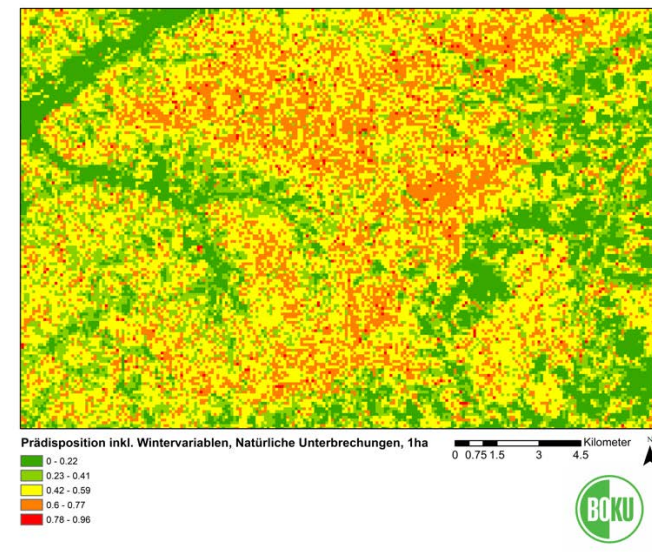
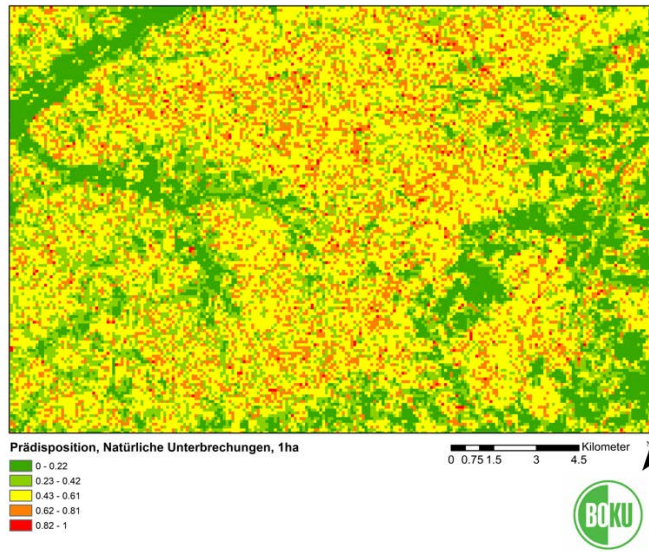
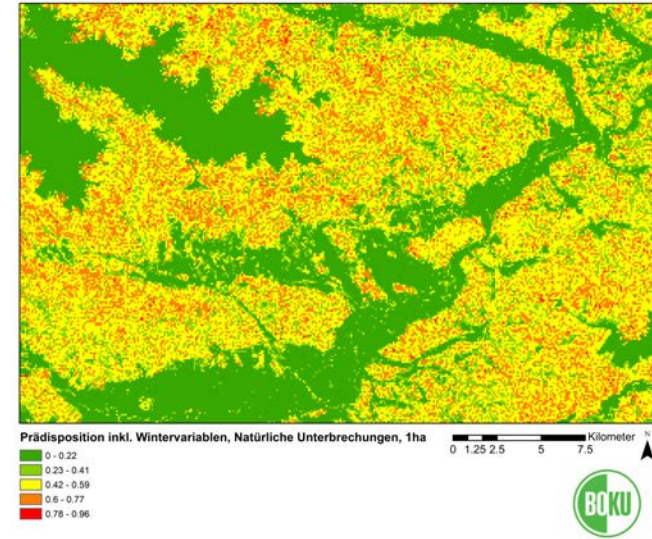
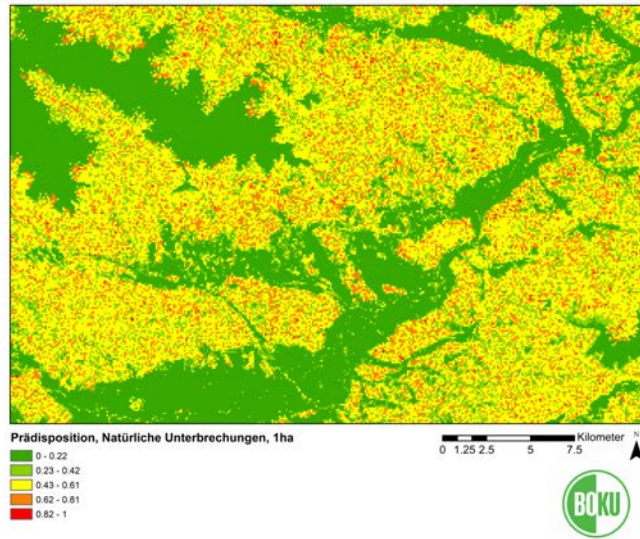
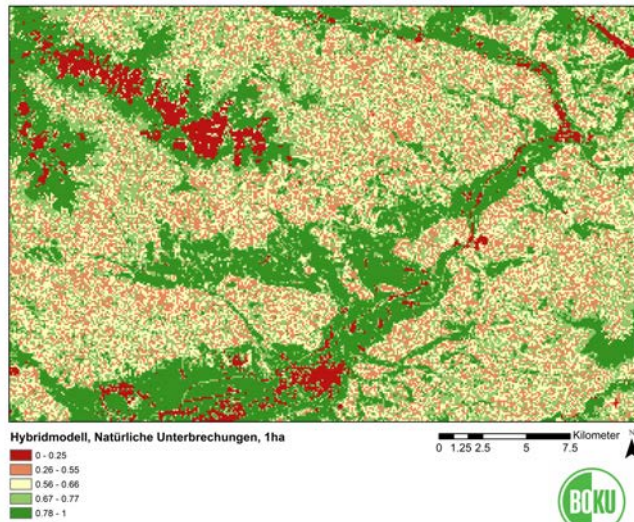
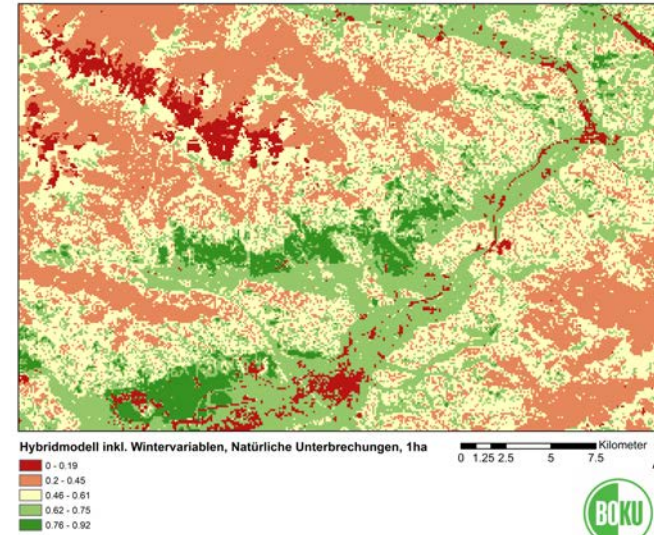


Abbildung A-2 Kartenausschnitte (a und b) der Schläleprädiposition lt. Modell. Darstellung der Veränderung der Prädiposition durch die winterliche Klimavariablen Schneedeckendauer für dieselben Ausschnitte (c und d). Die Prädipositionswerte rangieren zwischen 0 (keine Prädiposition, grün) und 1 (hohe Prädiposition, rot) und sind pro Hektar dargestellt



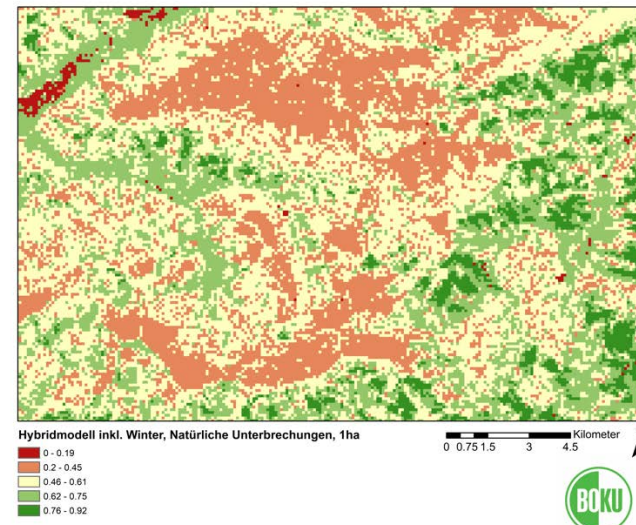
a



c



b



d

Abbildung A-3 Kartenausschnitte (a und b) des schätlebezogenen Konfliktpotenzials lt. Hybrid-Modell. Darstellung der Veränderung des schätlebezogenen Konfliktpotenzials unter besonderer Berücksichtigung winterlicher Klimavariablen lt. Hybrid-Modell. Je höher der berechnete Wert, umso weniger konfliktbehaftet ist die entsprechende Fläche (weil das Lebensraumpotenzial hoch und/oder die Schäleanfälligkeit gering sind)