

Modellierung der Lebensraumeignung mittels HSI-Ansatz für das Auerhuhn (*Tetrao urogallus* L.) in Österreich Ein mechanistischer, wissensbasierter Ansatz



Modellierung der Lebensraumeignung mittels HSI-Ansatz für das Auerhuhn (*Tetrao urogallus* L.) in Österreich

Ein mechanistischer, wissenschaftlicher Ansatz

Autor*innen: U. Nopp-Mayr¹, V. Grünsachner-Berger², T. Adam³ & M. Pfeifer³

Verantwortlich für die Herausgabe: Assoc. Prof. Priv.Doz. DI Dr. Ursula Nopp-Mayr, IWJ

BOKU-Berichte zur Wildtierforschung und Wildbewirtschaftung Nr. 29

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 Wildbiologisches Büro DDr. Veronika Grünsachner-Berger,
Großsölk 5/4, 8961 Sölk, Österreich

³ Büro am Berg, Wildtierökologie und Landschaftsplanung
Tassach 13, 9542 Afritz, Österreich

Titelfoto: © V. Grünsachner-Berger

Empfohlene Zitierung:

Nopp-Mayr U, Grünsachner-Berger V, Adam T & Pfeifer M (2022): Modellierung der Lebensraumeignung mittels HSI-Ansatz für das Auerhuhn (Tetrao urogallus L.) in Österreich – Ein mechanistischer, wissenschaftlicher Ansatz. BOKU-Berichte zur Wildtierforschung und Wildbewirtschaftung 29. Universität für Bodenkultur Wien. 30 S.

© Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft (IWJ), 2022
Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung (DIBB)
Universität für Bodenkultur Wien
Gregor-Mendel-Straße 33
A 1180 Wien, Österreich

Inhaltsverzeichnis

Modellierung der Lebensraumeignung mittels HSI-Ansatz für das Auerhuhn (*Tetrao urogallus* L.) in Österreich

Ein mechanistischer, wissenschaftlicher Ansatz	1
1 Einleitung, Grundlagen und Zielsetzung	1
2 Material und Methode	4
HSI-Modelle und (Weiter-)Entwicklungsschritte	4
2.1 Eingangsvariablen in das ursprüngliche HSI-Modell von Storch (1999, 2002) und Anpassungen für das österreichische Auerhuhn-Verbreitungsgebiet	7
2.1.1 Sommermodell	10
Heidelbeerdeckung (SI_{beer})	11
Deckung der Verjüngung (SI_{verj})	12
Höhe der Bodenvegetation (SI_{veg})	13
Bestandesentwicklungsphase (SI_{phase}) (orig. „Sukzessionsstadium“ SI_{suk})	15
Kronenschlussgrad ($SI_{schluss}$)	16
Hangneigung (SI_{hang})	18
2.1.2 Wintermodell	19
Baumartenanteile (orig. „Bestandesform“ inkl. Mischbaumarten) ($SI_{baumarten}$)	19
Bestandesentwicklungsphase (orig. „Sukzessionsstadium“) (SI_{phase})	20
Kronenschlussgrad (SI_{kron})	21
Hangneigung (SI_{hang})	22
2.2 Variablenverknüpfung - ursprüngliches Modell von Storch (1999, 2002) vs. adaptierter Ansatz für das österreichische Auerhuhn-Verbreitungsgebiet	22
3 Ergebnisse - Plausibilitätskontrolle des adaptierten HSI-Ansatzes anhand empirischer Vorkommens- und Lebensraumdaten des Auerhuhns in Österreich	23
4 Diskussion	26
5 Danksagung	27
6 Literatur	28

Modellierung der Lebensraumeignung mittels

HSI-Ansatz für das Auerhuhn (*Tetrao urogallus* L.) in Österreich

Ein mechanistischer, wissenschaftlicher Ansatz

1 Einleitung, Grundlagen und Zielsetzung

Um die Verbreitung von Wildtierarten zu verstehen und darauf basierend räumlich-explizite Lebensraum-Managementstrategien entwickeln zu können, sind Modellierungsansätze notwendig, die sowohl wesentliche biologische Grundlagen der betreffenden Zielarten berücksichtigen als auch einen Transfer der Modellaussagen in die Landschaft bzw. in einen praktischen Management-Kontext erlauben (vgl. Dorman et al. 2004). Dies ist vor allem für Tierarten relevant, die besonderen Schutzinteressen unterliegen wie etwa die in den Anhängen I und II der Europäischen Vogelrichtlinie (Richtlinie 2009/147/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. November 2009 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten) gelisteten Vogelarten.

Beim Auerhuhn (*Tetrao urogallus* L.) handelt es sich um eine solche, in Anhang I und II angeführte Vogelart. Es gehört der Ordnung der Hühnervögel (Galliformes) bzw. der Familie der Fasanenartigen (Phasianidae) an und wird der Unterfamilie der Raufußhühner (Tetraoninae) zugeordnet (Klaus et al. 1989). Mit Blick auf das gesamte Verbreitungsgebiet wird das Auerhuhn als nicht gefährdet (LC = least concern) eingestuft, allerdings wird von einem rückläufigen Populationstrend ausgegangen (BirdLife International 2016). Diese globale Einstufung „LC“ ist stark von den ausgedehnten Vorkommen geprägt, die im Verbreitungsgebiet von Skandinavien bis Ostsibirien zu finden sind. Für Europa wird zwar ein ansteigender Populationstrend angenommen (BirdLife International 2021), jedoch tritt das Auerhuhn in Zentral- und Westeuropa vielfach in Form isolierter Teilpopulationen auf (siehe **Abb. 1**). In Deutschland ist das Auerhuhn vom Aussterben bedroht, in der Schweiz gilt es als stark gefährdet, in Frankreich als gefährdet und in Österreich liegt die Vorwarnstufe vor (BirdLife International 2021). Bei der alpinen Population geht man rezent in Summe von etwa 30.000 Individuen aus (Klaus und Bergmann 2020), wobei Österreich und Italien die Großteile dieser Population beherbergen. Seit dem 20. Jahrhundert ist sowohl in den Alpen als auch in anderen Teilen Europas ein deutlicher Rückgang von Auerwildbeständen (*Tetrao urogallus*) zu verzeichnen (Bollmann et al. 2013, Mollet et al. 2003, Coppes et al. 2019) sowie Verluste von Verbreitungsgebieten (Suter et al. 2002). Während derartige Gebietsverluste zunächst auf tiefgelegenen Vorkommensflächen zu beobachten

waren, sind gegenwärtig auch Hochgebirgsvorkommen von dieser Dynamik betroffen (Klaus und Bergmann 2020). Die Ursachen sind vielfältig, Verschlechterungen der Lebensraumqualität und die Isolation von Vorkommensflächen sowie der damit im Zusammenhang stehende Verlust an genetischer Vernetzung stellen wesentliche Treiber dar (Storch 2007).

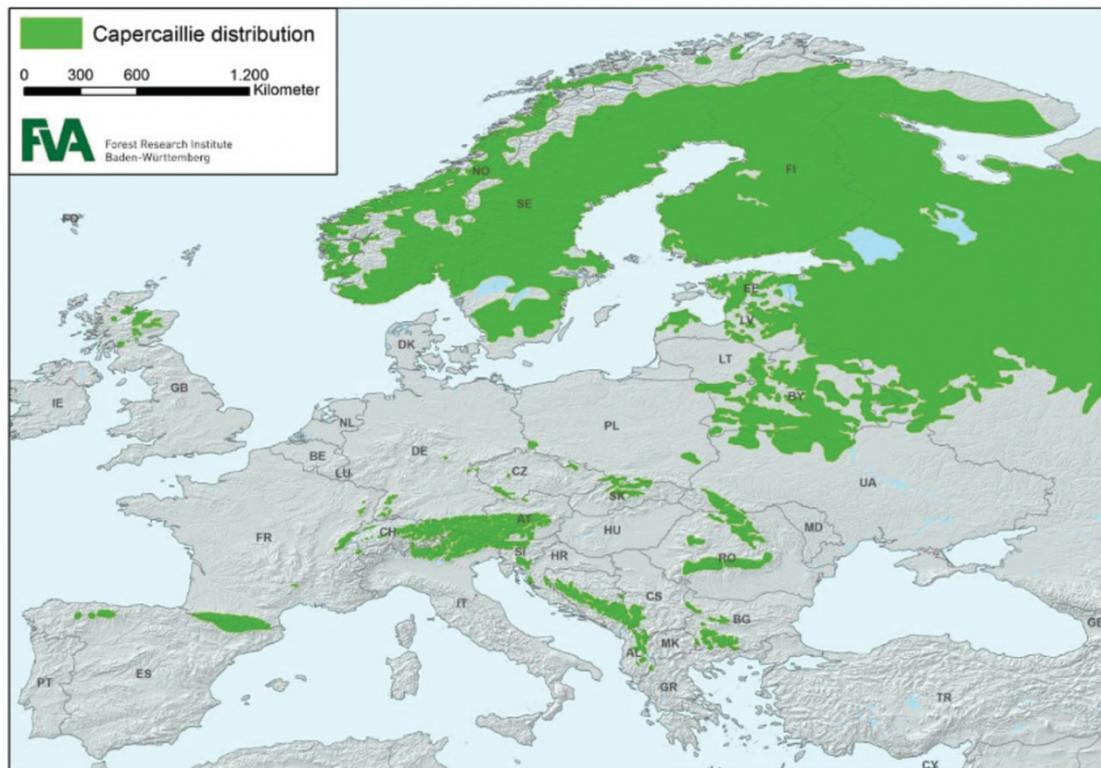


Abbildung 1 Verbreitungsgebiete des Auerhuhns in Europa (Coppes et al. 2015).

Das Auerhuhn wird als Charaktervogel der alpinen Bergwälder angesehen, seine Bedeutung als Schirmart für zahlreiche andere Vogelarten wie etwa das Haselhuhn (*Bonasa bonasia* L.), die Waldschnepfe (*Scolopax rusticola* L.), den Dreizehenspecht (*Picoides tridactylus* L.) oder den Sperlingskauz (*Glaucidium passerinum* L.) wurde von Suter et al. (2002) sowie Pakkala et al. (2003) belegt. Das Auerhuhn ist auf große, lichte Altholzbestände angewiesen, während der Zeit der Kükenaufzucht erlangen auch andere Entwicklungsphasen des Waldes, wie offene Jungwuchsflächen, kleine Blößen und Lücken mit reichlich Bodenvegetation und Arthropodenangebot, wesentliche Bedeutung (Klaus und Bergmann 2020). Will man langfristig überlebensfähige Populationen des Auerhuhns erhalten und damit auch all jenen Tierarten Raum bieten, die ähnliche Lebensraumsprüche wie das Auerhuhn aufweisen, braucht es Lebensräume, die in Quantität, Qualität und in ihrer räumlichen Anordnung entsprechende Eigenschaften aufweisen. Insbesondere eine großflächige Entscheidung für eine

Auerhuhn-gerechte forstliche Bewirtschaftung mit langfristiger Planung von mosaikartig wechselnden Nutzungen mit vielen Grenzlinien kann die Grundlage für eine Absicherung der Bestände auf längere Zeit liefern. Die Qualität und räumliche Verteilung von Lebensräumen sind daher einerseits räumlich explizit zu beurteilen, andererseits ist eine entsprechende Lebensraumbewertung jenen Personen an die Hand zu geben, die im weitesten Sinne in ein Lebensraummanagement involviert sind.

Gerade in der stark vom Menschen geprägten mitteleuropäischen Landschaft, die deutlichen jahreszeitlichen, aber auch interannuellen Veränderungen unterlegen ist, sind Ansätze besonders relevant, die möglichst stabile und belastbare Aussagen über die Lebensraumqualität einer Zielart liefern, dabei eine breite Anwendbarkeit gewährleisten und zusätzlich auch von Personen außerhalb eines wissenschaftlichen Kontextes genutzt und nachvollzogen werden können.

Derartigen Anforderungen werden u.a. **wissensbasierte, mechanistische Modellierungsansätze** gerecht. Ein solcher mechanistischer Ansatz wurde bereits in den 1970er Jahren in den USA in Form sog. **Habitat Suitability Index Models** (= HSI-Modelle) für unterschiedliche Zielarten entwickelt (U.S. Fish and Wildlife Services 1981, siehe **Kapitel 2.1 „HSI-Modelle und (Weiter-)Entwicklungsschritte“**). Für das Auerhuhn (*Tetrao urogallus*) ist bereits seit langem ein HSI-Modell verfügbar, das von Storch (1999, 2002) auf Basis empirischer Daten aus den bayerischen Alpen und Expert*innenwissens entwickelt wurde. Dieses erste HSI-Modell für das Auerhuhn fand Eingang in unterschiedliche Studien (z.B. Coppes et al. 2018) und lieferte wertvolle Beurteilungsgrundlagen für die Einstufung der Lebensraumeignung der Tierart. Gerade im österreichischen Alpenraum zeigten u. a. statistische Lebensraummodellierungen (Zohmann et al. 2014), dass die Bedeutung einzelner Lebensraumparameter von jener im bayerischen Vorkommensgebiet des Auerhuhns abweichen kann. Infolgedessen wurde im österreichischen Verbreitungsgebiet des Auerhuhns der Bedarf geortet, zusätzlich zu dem bestehenden HSI-Modell von Storch (1999, 2002) ein weiteres, an österreichische Vorkommensflächen angepasstes HSI-Modell zu etablieren.

Der vorliegende Bericht umfasst die Überlegungen, die hinter diesem, für Österreich adaptieren Ansatz stehen, sowie Plausibilitätsprüfungen anhand terrestrischer Kartierungen.

2 Material und Methode

HSI-Modelle und (Weiter-)Entwicklungsschritte

Die Gewinnung grundlegender Kenntnisse zu Wildtier-Lebensraumbeziehungen, deren Übertragbarkeit in einen praktischen Kontext und die darauffolgende Herleitung konkreter Managementmaßnahmen stellen Modellierer*innen vor besondere Herausforderungen. Unterschiedliche Modellierungsansätze erlauben dabei meist nicht eine gleichzeitige Maximierung grundlegender Prämissen wie Allgemeingültigkeit, Realitätsnähe und Genauigkeit. Vielfach können innerhalb einer Prozedur nur zwei der drei Merkmale gleichzeitig optimiert werden (siehe **Abb. 2**).

In ihrem Review über Lebensraummodelle beschreiben Guisan und Zimmermann (2000) drei Gruppen von Modellen, die auf Kompromissen zwischen den drei Prämissen basieren (siehe **Abb. 2**): (i) empirische (phänomenologische/ökologische/statistische) Modelle, die v.a. die Prämissen Wirklichkeitsnähe und Präzision bedienen und weniger Allgemeingültigkeit aufweisen; (ii) mechanistische (physiologische/fundamentale/prozessbasierte) Modelle, die ein Maximum an Wirklichkeitsnähe und Allgemeingültigkeit auf Kosten der Präzision erreichen; (iii) analytische (mathematische/theoretische) Modelle, die Allgemeingültigkeit und Präzision optimieren. Als vierte Prämisse soll Einfachheit (Parsimonie) einer Überanpassung entgegenstehen, wobei die Anpassungsgüte von Modellen gegen die Modellkomplexität abgewogen wird (Vandekerckhove et al. 2014).

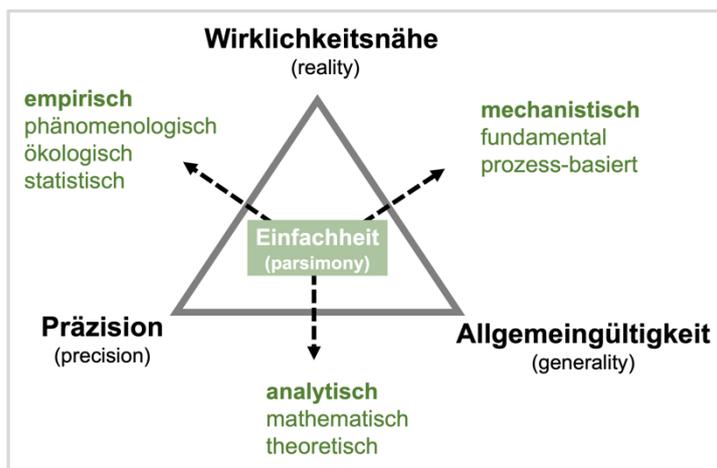


Abbildung 2 Im Zuge einer Habitatmodellierung ergibt sich bei der Wahl des Modellierungsansatzes Optimierungs- bzw. Entscheidungsbedarf hinsichtlich der teilweise konkurrierenden Modelleigenschaften und -prämissen (nach Levins 1966 und Sharpe 1990, vgl. Guisan und Zimmermann (2000)).

Während Überanpassung (Overfitting) zu einer ausgezeichneten Anpassung der Modelle an die zugrunde liegenden Datensätze führt, kann die Aussagequalität bei Anwendungen außerhalb der Stichprobe schlecht werden (Vandekerckhove et al. 2014).

Je nach geografischer Dimension, räumlicher Auflösung und dem Anteil der realisierten Nische, der durch empirische Daten abgedeckt wird (Guisan et al. 2013), wird angenommen, dass empirisch-statistische Modellierungsansätze anfälliger für eine Überanpassung sind als mechanistisch-prozessbasierte. Folglich müssen bei der Wahl eines geeigneten Modellierungsansatzes die Vorteile und Einschränkungen der verschiedenen Modellierungstechniken sowie die spezifischen Management- und Erhaltungsziele für die jeweiligen Zielarten berücksichtigt werden (Guisan und Zimmermann 2000). Für Management-Zwecke scheinen Aspekte der Anwendbarkeit von Modellen im praktischen Kontext (z.B. Nutzung/Abwendung durch Landbewirtschaftende, Fachbüros, Förster*innen) sowie eine möglichst hohe zeitliche und räumliche Übertragbarkeit besonders wichtig zu sein, da diese Merkmale einerseits die Gestaltung konkreter Managementmaßnahmen und andererseits die Überwachung und den Nachweis der Wirksamkeit ermöglichen.

Die hier vorliegende mechanistische Berechnung der Lebensraumeignung für das Auerhuhn fußt auf dem bereits seit langem etablierten Ansatz der **HSI-(Habitat Suitability Index)**-Modellierung.

Derartige HSI-Modelle wurden in den USA in den 1970er Jahren als Instrumente zur Unterstützung von naturschutzrelevanten Entscheidungen in Landnutzungsfragen entwickelt (U.S. Fish and Wildlife Service 1980a & b 1981) und sie werden dort bis heute entsprechend eingesetzt. Als Modellansätze, die auf dem Erfahrungspool von Expert*innen bzw. allgemein auf bereits vorliegendem empirischem Wissen beruhen, fallen sie in die Kategorie sog. expert*innenbasierter oder auch wissensbasierter Modelle (cf. Van Horne 2002). Dies impliziert, 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 Habitatmodellansätze basieren sie aber ausdrücklich auf kausalen Beziehungen zwischen Lebewesen und ihrer Umwelt. Der Output von HSI-Modellen kann in flächige Habitatbewertungsprozeduren (Habitat Evaluation Procedures, HEP) umgelegt werden, 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, inwieweit ein gegebener Lebensraum einer Zielart Vorkommens- und Überlebensbedingungen bieten kann. Die Beurteilung des Lebensraumes oder Lebensraumabschnittes basiert dabei auf einer Kombination verschiedener Habitatvariablen. Die Bewertung der

Ausprägungen der einzelnen Habitatvariablen erfolgt jeweils in 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. Die einzelnen Habitatvariablen werden durch einen einfachen, begründeten Algorithmus verknüpft (z. B. durch die Bildung des arithmetischen Mittels der jeweils konkret vorliegenden Eignungswerte, 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 ein grundsätzliches Hemmnis in der Validierung von HSI-Modellen darstellen.

Die **Weiterentwicklung des Storch'schen (1999, 2002) HSI-Modells für das Auerhuhn in Österreich** umfasste im Wesentlichen die folgenden fünf iterativen und teilweise rollierenden Schritte bzw. Rückkoppelungsschleifen:

Schritt 1: Auswahl relevanter Eingangsgrößen (Eignungsvariablen S_i) gem. Zohmann et al. (2014) sowie Expert*innenwissen

Schritt 2: Zuordnung von (Eignungs-)Punkten zu den jeweiligen Ausprägungen der Eingangsgrößen (S_i ; Darstellung durch Balkendiagramme) gem. Zohmann et al. (2014) und Expert*innenwissen

Schritt 3: Gewichtung und Verknüpfung der Eingangsgrößen (S_i) gemäß ihrer Bedeutung für die Lebensraumeignung

Schritt 4: Plausibilitätsprüfung durch Anwendung des mechanistischen Ansatzes auf empirische Daten (Feldkartierungen)

Schritt 5: Dokumentation und fachliche Begründung der Modellannahmen

Im Folgenden werden jeweils die Eingangsvariablen des ursprünglichen HSI-Modells von Storch (1999, 2002), des neuen HSI-Modells für Österreich, die Zuweisung von SI-Werten und von Gewichtungen dargestellt sowie das zugrundeliegende Kalkül dargestellt.

2.1 Eingangsvariablen in das ursprüngliche HSI-Modell von Storch (1999, 2002) und Anpassungen für das österreichische Auerhuhn-Verbreitungsgebiet

Das ursprüngliche, von Storch (1999, 2002) entwickelte HSI-Modell berücksichtigt die jahreszeitliche Veränderung der Ansprüche, die das Auerhuhn an seinen Lebensraum stellt. Es unterscheidet daher ein Sommermodell und ein Wintermodell, die gemeinsam zu einem Ganzjahresmodell zusammengeführt werden.

Folgende Habitatvariablen fließen in das Modell von Storch (1999, 2002) ein (**Abb. 3**):

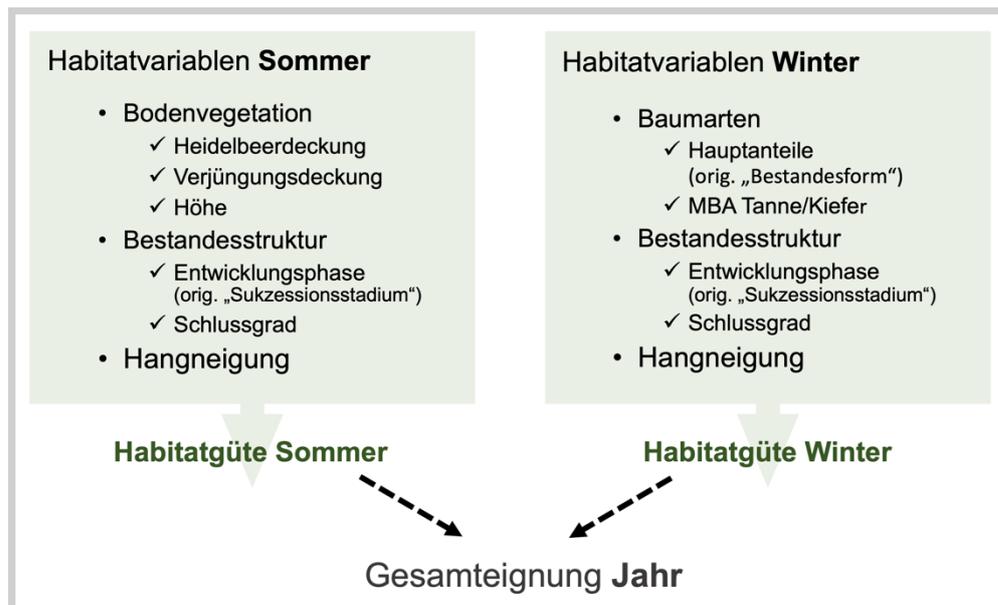


Abbildung 3 Eingangsvariablen in das ursprüngliche HSI-Modell von Storch (1999, 2002). Zwecks Vergleichbarkeit mit dem adaptierten Modell wurden die Variablennamen an letzterem orientiert und die Originalbezeichnungen von Storch (1999) in Klammern angeführt. MBA = Mischbaumarten

Diese Variablen wurden mit nachstehenden SI-Werten versehen (**Tab. 1**), wobei die Bewertungen für die „Bestandestypen“ (= Baumartenkombinationen) aus dem ursprünglichen Modell von Storch (1999, 2002) aufgrund der umfangreichen Aufgliederung nicht angeführt sind.

Tabelle 1 Eingangsvariablen in das **ursprüngliche HSI-Modell von Storch (1999, 2002)** und deren SI-Werte (mit Ausnahme der SI-Werte für die „Bestandestypen“), getrennt nach Sommer- und Wintermodell

Variable	Kürzel	Skalierung	SI-Werte
Wintermodell			
Sukzessionsstadium	SI _{suk}	Jungwuchs	0,5
		Dickung	0,4
		Stangenholz	1
		Baumholz	1
		Altholz	1
		Plenterphase	1
		unbestockt (Blöße)	0,2
Kronenschlussgrad	SI _{kron}	0-20 %	0
		30 %	0,4
		40 %	0,8
		50-60 %	1
		70 %	0,8
		80 % ohne Lücken	0,4
		80 % mit Lücken	0,6
		90 % ohne Lücken	0,2
		90 % mit Lücken	0,4
		100 % ohne Lücken	0
		100 % mit Lücken	0,1
		Baumarten („Bestandestyp“)	S _{typ}
Hangneigung	SI _{hang}	0-5°	1
		6-15°	1
		16-25°	1
		26-35°	0,8
		36-45°	0,6
		> 45°	0,4
Sommermodell			
Sukzessionsstadium	SI _{suk}	Jungwuchs	0,5
		Dickung	0,4
		Stangenholz	1
		Baumholz	1
		Altholz	1
		Plenterphase	1
		unbestockt (Blöße)	0,2
Kronenschlussgrad	SI _{kron}	0-30 %	0,6
		40-50 %	1
		60 % ohne Lücken	0,8
		60 % mit Lücken	1
		70 % ohne Lücken	0,6
		70 % mit Lücken	0,8
		80 % ohne Lücken	0,4
		80 % mit Lücken	0,6
		90 % ohne Lücken	0
		90 % mit Lücken	0,4
		100 % ohne Lücken	0

Forts. Tabelle 1 Eingangsvariablen in das **ursprüngliche HSI-Modell von Storch (1999, 2002)** und deren SI-Werte (mit Ausnahme der SI-Werte für die „Bestandestypen“), getrennt nach Sommer- und Wintermodell

Variable	Kürzel	Skalierung	SI-Werte
Forts. Sommermodell			
Heidelbeerdeckung	SI _{beer}	100 % mit Lücken	0
		0 %	0
		10 %	0,4
		20 %	0,6
		30 %	0,8
Verjüngungsdeckung	SI _{verj}	40-100 %	1
		0%	1
		<25 %	1
		26-50 %	0,6
		51-75 %	0,3
Höhe Bodenvegetation	SI _{veg}	> 75 %	0
		0 cm	0
		1-10 cm	0,4
		11-20 cm	0,8
		21-30 cm	1
		31-40 cm	1
		41-50 cm	1
Hangneigung	SI _{hang}	51-100 cm	0
		0-5°	1
		6-15°	1
		16-25°	1
		26-35°	0,8
		36-45°	0,6
		> 45°	0,4

Unter Anwendung unterschiedlicher statistischer Habitatmodellierungsprozeduren (binär-logistische Regression, Random Forests und Klassifikationsbäume) fanden Zohmann et al. (2014) anhand von 3.525 Stichprobenflächen in drei verschiedenen österreichischen Bundesländern mit Auerhuhnvorkommen nachstehende prädiktive bzw. erklärende Habitatvariablen (getrennt für Vorkommen auf karbonatischem und silikatischem Untergrund) (siehe **Tab. 2**).

Tabelle 2 Variablen der Habitatnutzung des Auerhuhns in Österreich auf silikatischem und karbonatischem Substrat in den verschiedenen finalen Modellen (Zohmann et al. 2014). LR = binär-logistische Regression, RF = Random Forests, CT = Klassifikationsbäume. Interaktionsterme in der LR sind mit (x) gekennzeichnet; Variablen, die in allen drei Modellierungsansätzen vorkommen, sind **fett** gedruckt.

Variable/Substrat	Modellierungsansatz		
	LR	RF	CT
Karbonatisches Substrat			
Deckung Zwergsträucher	x	x	x
Deckung Bodenvegetation	x	x	x
Anteil Laubbäume	x	x	x
Höhe der Bodenvegetation	(x)	x	
Fichtenanteil	x	x	
Seehöhe		x	x
Deckung Farne		x	x
Bestandesentwicklungsphase		x	x
Höhe der Verjüngung	(x)		
Ameisenhaufen		x	
Kronenschluss		x	
Lücken im Kronendach		x	
Deckung Gräser		x	
Deckung Verjüngung		x	
Deckung Heidelbeere		x	
Waldränder		x	
Deckung Rubus-Arten			x
Silikatisches Substrat			
Tannen-/Kiefernanteil	x	x	x
Kronenschluss	x	x	x
Deckung Bodenvegetation	x	x	x
Deckung Zwergsträucher	x	x	
Hangneigung	x	x	
Deckung Farne	(x)	x	
Deckung Gräser	(x)	x	
Deckung Rubus-Arten	(x)	x	
Deckung Heidelbeere		x	x
Waldränder		x	x
Ameisenhaufen	x		
Seehöhe		x	
Lücken im Kronendach		x	
Höhe der Bodenvegetation		x	
Höhe der Verjüngung		x	
Fichtenanteil		x	
Anteil Laubbäume			x
Bestandesentwicklungsphase			x

2.1.1 Sommermodell

Das Auerhuhn verbringt während der Vegetationsperiode etwa 60% seines Zeitbudgets am Boden. Dies hängt zum einen mit den Phasen der Brut und Kükenaufzucht zusammen, zum anderen mit der Mauser während der Sommermonate und der Verfügbarkeit an Nahrung am Waldboden. Infolgedessen sind für das Sommermodell - im Gegensatz zum Wintermodell - nicht nur Charakteristika der Waldbestände bedeutsam, sondern auch Variablen, die den Waldboden beschreiben.

Heidelbeerdeckung (SI_{beer})

Die Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus* L.) gilt als eine der wichtigsten Pflanzen, die gute Auerhuhnlebensräume indizieren. Heidelbeeren erfüllen dabei vielfältige Ansprüche des Auerhuhns: (1) Die Heidelbeere bietet mit ihren Organen (Blätter, Blüten, Früchte und Triebe) vom Frühjahr bis zum Frühwinter (bzw. bis zur Schneelage) wesentliche und beliebte Nahrungskomponenten für das Auerhuhn. (2) Zwergsträucher beherbergen Arthropoden, die wiederum als Nahrungsquelle genutzt werden und vor allem zur Zeit der Kükenaufzucht für das Wachstum der Jungen bedeutsam sind. (3) Heidelbeersträucher können Auerhühnern Deckung vor schlechter Witterung und vor Prädatoren liefern. Die Ausprägung dieses Deckungsschutzes ist von der Höhe der Heidelbeersträucher bzw. allgemein der Bodenvegetation abhängig (siehe Kap. *Höhe der Bodenvegetation*) und vor allem für Hennen mit Küken wichtig. Infolgedessen beinhaltet das **ursprüngliche Modell von Storch (1999, 2002)** die Eingangsvariable *Heidelbeerdeckung*, die jenen Anteil des Waldbodens repräsentiert, der von Heidelbeerpflanzen eingenommen wird. Dabei wird im Originalmodell bei zunehmender Bodenbedeckung durch die Heidelbeere von zunehmender Eignung des Auerhuhn-Sommerlebensraumes ausgegangen (**Tab. 3**).

Tabelle 3 Eingangsvariable *Heidelbeerdeckung* und deren SI-Werte im **ursprünglichen HSI-Modell von Storch (1999, 2002)**

Heidelbeerdeckung (SI_{beer})	Skalierung	SI-Werte
	0 %	0
	10 %	0,4
	20 %	0,6
	30 %	0,8
	40-100 %	1

Erfahrungswerte sowie die Analysen von Zohmann et al. (2014) haben gezeigt, dass im österreichischen Verbreitungsgebiet nicht nur die Zwergstrauchart Heidelbeere maßgeblich Auerhuhnorkommen erklären kann. Als Säurezeiger kommt die Heidelbeere vor allem auf silikatischem Substrat vor, aber auch auf karbonatischen Standorten, wo durch kurzgeschlossene Nährstoffkreisläufe (Entkoppelung von Ober- und Unterboden) Versauerung des Oberbodens auftritt. Neben der Heidelbeere gibt es noch andere beerentragende (Zwerg-)Straucharten, die die gleichen Funktionen erfüllen können, wie zuvor für die Heidelbeere beschrieben. Dazu gehören etwa weitere Vertreter der Gattung *Vaccinium*, wie die Preiselbeere (*V. vitis-idaea* L.), die Rauschbeere (*V. uliginosum* L.) oder die Moosbeere (*V. oxycoccos* L.). Darüber hinaus haben *Rubus*-Arten wie die Brombeere (*R. fruticosus* L.) oder die Himbeere (*R. idaeus* L.) erklärenden Wert für die Präsenz vom Auerhuhn in österreichischen

Waldökosystemen (Zohmann et al. 2014, vgl. auch Aschenbrenner 1985, Storch 2002, Klaus und Bergmann 2020).

Dementsprechend wurde im **adaptieren HSI-Modell** die Variable *Deckung Zwergsträucher & Rubus-Arten* ($SI_{\text{zwerg+rubus}}$) definiert, die neben der Heidelbeere auch die anderen erwähnten Artengruppen umfasst (**Tab. 4**). Die größere Bandbreite an beertragenden (Zwerg-)Sträuchern, die nun in das adaptierte Modell einfließt, bedingt, dass die Zuordnung der SI-Werte zu einzelnen Ausprägungsklassen der Variable nicht mehr so feinskalig erfolgen muss (s. **Tab. 4**). Der grundsätzliche Zusammenhang steigender Habitateignung mit steigender Deckung an Zwergsträuchern und *Rubus*-Arten bleibt dabei bestehen.

Tabelle 4 Eingangsvariable *Deckung Zwergsträucher & Rubus-Arten* ($SI_{\text{zwerg+rubus}}$) und deren SI-Werte im **adaptierten HSI-Modell für Österreich**

Deckung Zwergsträucher und Rubus-Arten ($SI_{\text{zwerg+rubus}}$)	Skalierung	SI-Werte
	0%	0
	<=25 %	0,6
	<=35 %	1
	>35 %	1

Deckung der Verjüngung (SI_{verj})

Die Variable *Verjüngungsdeckung* beschreibt jenen Anteil der Waldbodenfläche, der durch Verjüngungspflanzen bewachsen ist. Diese Variable steht vor allem für Deckungsschutz, den die Verjüngungsbäumchen sowohl adulten Tieren als auch Jungtieren während Phasen ungünstiger Witterung im Sommer bieten können sowie für Sichtschutz vor Prädatoren. Darüber hinaus können Verjüngungsiseln als Schlafplätze dienen (Klaus und Bergmann 2020). Allerdings ist nicht von einer linearen Funktionsbeziehung zwischen Auerhuhnpräferenzen und Verjüngungsdeckung auszugehen – sprich steigende Verjüngungsdeckung bedingt auch eine durchgängig steigende Habitateignung – da hohe Deckungsgrade mit Verjüngungspflanzen einerseits negativ mit der Verfügbarkeit von Sommeräsung korrelieren und andererseits die Passierbarkeit dicht mit Verjüngung bewachsener Bodenbereiche besonders für Hennen mit Küken eingeschränkt ist. Dementsprechend wurden von Storch (1999, 2002) im ursprünglichen Modell geringe Deckungsgrade durch Verjüngung mit den höchsten SI-Werten belegt und zunehmende Verjüngungsdeckung mit absteigenden SI-Werten kombiniert (**Tab. 5**). Allerdings können im **Originalmodell von Storch (1999, 2002)** auch bei Fehlen von Verjüngung auf dem Waldboden hervorragende

Habitateigenschaften für das Auerhuhn gegeben sein und hohe Deckungsgrade in diesem Ansatz den Waldbereich ungeeignet werden lassen (**Tab. 5**).

Tabelle 5 Eingangsvariable *Verjüngungsdeckung* (SI_{verj}) und deren SI-Werte im **ursprünglichen HSI-Modell von Storch (2002)**

Verjüngungsdeckung (SI_{verj})	Skalierung	SI-Werte
	0%	1
	<25 %	1
	26-50 %	0,6
	51-75 %	0,3
	> 75 %	0

Für das österreichische Verbreitungsgebiet zeigt sich eine derartige Beziehung nicht so klar: Bei den statistischen Modellierungen (**Tab. 2** bzw. Zohmann et al. 2014) fand die Variable *Verjüngungsdeckung* nur für silikatisches Substrat Eingang in eines der finalen statistischen Modelle. Die rollierende Plausibilitätskontrolle der Modellaussagen anhand 4.562 Stichprobenflächen (empirische Daten aus Feldkartierungen) führte zusammen mit Expert*innenerfahrungen zu einer SI-Punktezuweisung im **adaptierten Ansatz**, bei der keine Skalierungsklasse der Variable *Verjüngungsdeckung* als vollkommen ungeeignet für das Auerhuhn bewertet wurde, das Fehlen von Verjüngung mit geringerer Eignung verbunden wurde als im Originalmodell und auch hohe Deckungsgrade (< 75 %) noch mittlere Eignung aufweisen können (**Tab. 6**).

Tabelle 6 Eingangsvariable *Verjüngungsdeckung* (SI_{verj}) und deren SI-Werte im **adaptierten HSI-Modell für Österreich**

Verjüngungsdeckung (SI_{verj})	Skalierung	SI-Werte
	0%	0,6
	< 25 %	1
	26-50 %	0,8
	51-75 %	0,8
	> 75 %	0,6

Höhe der Bodenvegetation (SI_{veg})

Die zuvor erwähnten Variablen *Heidelbeerdeckung* und *Verjüngungsdeckung* repräsentieren horizontale Strukturmerkmale des Waldbodens bzw. der Waldbodenvegetation. Neben diesen flächenbezogenen Merkmalen bestimmen aber auch vertikale Struktureigenschaften darüber, wie geeignet eine gegebene Teilfläche des Waldbodens für Auerhühner ist. Die Höhe der Bodenvegetation prägt neben den zuvor charakterisierten Deckungsgraden die Schutzeigenschaften, die ein Waldbodenbereich Auerhühnern vor ungünstiger Witterung, vor allem aber auch vor Prädatoren bieten kann. Ist keine Bodenvegetation vorhanden (und somit auch keine Höhendimension

gegeben), dann fehlt Deckungsschutz. Dies wird im **Originalmodell von Storch (1999, 2002)** durch die Zuordnung des SI-Wertes 0 ausgedrückt (**Tab. 6**). Zwischen 21 und 50 cm Höhe der Bodenvegetation wird in diesem Ansatz der höchste SI-Wert vergeben, der einen entsprechenden optimalen Höhenbereich charakterisiert (**Tab. 6**). Hier kann vor allem die Auerhenne mit Küken Deckungsschutz finden, aber auch gleichzeitig noch über die Bodenvegetation hinaus blicken und somit visuell die Umgebung auf Prädatoren überwachen. Bei geringeren Höhenklassen (< 20 cm) sind besonders für die Henne selbst die Schutzeigenschaften vermindert, bei höheren Vegetationshöhen (> 50 cm) verliert sie die Möglichkeit einer visuellen Kontrolle.

Tabelle 6 Eingangsvariable *Höhe der Bodenvegetation* (SI_{veg}) und deren SI-Werte im **ursprünglichen HSI-Modell von Storch (2002)**

Höhe der Bodenvegetation (SI_{veg})	Skalierung	SI-Werte
	0 cm	0
	1-10 cm	0,4
	11-20 cm	0,8
	21-30 cm	1
	31-40 cm	1
	41-50 cm	1
	51-100 cm	0

Für das österreichische Verbreitungsgebiet erbrachten die Plausibilitätskontrollen bzw. die Ergebnisse von Zohmann et al. (2014), dass auch schon geringe Höhenausprägungen der Bodenvegetation durchaus deutliche Effekte auf die Lebensraumwahl der Auerhühner zeigen. Daher wurden die niedrigeren Höhenklassen der Bodenvegetation im **adaptierten Ansatz** besser bewertet als im Originalmodell. Andererseits zeichnete sich ab, dass der Optimalbereich der Höhe bereits bei 30 cm endet und darüber hinaus von einer absteigenden Eignung auszugehen ist. Dementsprechend wurde dieser Optimalbereich mit den besten SI-Werten versehen (**Tab. 7**). Wiederholte Präsenz von Auerhühnern innerhalb von Erhebungsplots mit Bodenvegetationshöhen > 60 cm bedingte, dass auch für diese Skalierungsklasse geringe SI-Werte > 0 vergeben wurden (**Tab. 7**).

Tabelle 7 Eingangsvariable *Höhe der Bodenvegetation* ($SI_{veg\text{hoehe}}$) und deren SI-Werte im **adaptierten HSI-Modell für Österreich**

Höhe der Bodenvegetation ($SI_{veg\text{hoehe}}$)	Skalierung	SI-Werte
	0 cm	0
	1-10 cm	0,6
	11-20 cm	1
	21-30 cm	1
	31-40 cm	0,8
	41-50 cm	0,6
	51-60 cm	0,5
	> 60 cm	0,3

Bestandesentwicklungsphase (SI_{phase}) (orig. „Sukzessionsstadium“ SI_{suk})

Das Auerhuhn gilt als waldgebundene Vogelart. Innerhalb von Waldflächen antwortet es in seiner Lebensraumnutzung auf Waldstrukturen und Waldentwicklungsphasen. Typische Phasen in der Bestandesentwicklung, die mit guten Lebensraumbedingungen für das Auerwild in Verbindung gebracht werden (i.e., Befliegbarkeit, Besonnung und Begrünung des Waldbodens, Arthropodenreichtum, Strukturreichtum am Waldboden), sind das Baumholz und das Altholz. Stangenhölzer können ebenfalls genutzt werden, wenn der Kronenschlussgrad entsprechend ausgeprägt ist. Jungwuchsflächen werden im Sommer von Hennen, die Küken führen, aufgesucht, weil hier sowohl Nahrungs- als auch Deckungsangebot günstig ausgeprägt sind. Auch im (Spät-)Winter kann Jungwuchs Äsung und ggf. Deckung liefern, sofern es sich um Nadelholzverjüngung handelt, die Schneedecke nicht zu hoch ist und somit den Jungwuchs komplett verdeckt und die Qualität der Schneedecke ein Begehen durch das Auerhuhn zulässt (kompakte Oberfläche). Im **Originalmodell von Storch (1999, 2002)** wird bei der Bewertung der Bestandesentwicklungsphasen (im Original „Sukzessionsstadien“) nicht zwischen sommerlicher und winterlicher Eignung unterschieden. Stangenhölzer, Baum- und Althölzer sowie Plenterwaldstrukturen, die auf kleiner Fläche sämtliche Entwicklungsphasen aufweisen, werden im Originalmodell mit der höchsten Eignungszahl ($SI = 1$) belegt (**Tab. 8**). Unbestockte Flächen erhalten einen geringen SI-Wert von 0,2, da sie ebenfalls, allerdings nur in sehr geringem Ausmaß genutzt werden können (diese Bewertung bezieht sich auf Schlagflächen innerhalb des Waldes, die noch keinen Jungwuchs aufweisen). Dickungen bieten durch ihren Dichtstand vor allem Schutz vor ungünstiger Witterung und können daher während bestimmter Witterungsereignisse bedeutsam sein. Nahrungsangebot ist in typischen Dickungen für das Auerhuhn, wenn überhaupt, nur spärlich bzw. meist gar nicht vorhanden.

Tabelle 8 Eingangsvariable *Sukzessionsstadium* (SI_{suk}) und deren SI-Werte im **ursprünglichen HSI-Modell von Storch (1999, 2002)**

Sukzessionsstadium (SI_{suk})	Skalierung	SI-Werte
	Jungwuchs	0,5
	Dickung	0,4
	Stangenholz	1
	Baumholz	1
	Altholz	1
	Plenterphase	1
	unbestockt (Blöße)	0,2

Im **adaptieren Modellansatz** wurde den oben beschriebenen Unterschieden in der saisonalen Bedeutung von Jungwuchs für das Auerhuhn Rechnung getragen. Für das *Sommermodell* bedeutet dies, dass Jungwuchsflächen, die wertvolle

Jungenaufzuchtmöglichkeiten bieten (sog. „Brutschläge“), mit höheren SI-Werten als im Originalmodell versehen wurden (**Tab. 9**). Die empirischen Daten bzw. Erfahrungswerte der Lebensraumnutzung des Auerhuhns in Österreich legten überdies nahe, auch Dickungsbereiche etwas besser einzustufen, da ihre Nutzung durch das Auerhuhn (bei Schlechtwetterphasen) in der Verteilung der Felderhebungsdaten (Losungswalzen) sichtbar war. Stangenhölzer wurden demgegenüber im adaptierten Ansatz nicht mit Baum- und Althölzern gleichgestellt, um die Präferenz des Auerhuhns für ältere Bestandesphasen im österreichischen Vorkommensgebiet stärker zu berücksichtigen. Unbestockte Flächen wurden demgegenüber mit dem SI-Wert 0 versehen, um eine flächendeckende Anwendung des Modells auch auf Flächen innerhalb des Waldes zu ermöglichen, die Reinweidecharakter haben und somit keinen Lebensraum für das Auerwild darstellen. Nicht mit Wald bestockte Flächen wurden darüber hinaus in einer übergeordneten Regel allgemein als ungeeignet eingestuft (SI = 0). Damit sollte die Anwendbarkeit des Modells auf größerer Fläche ermöglicht werden und eine Klassifizierung der Landschaft in grundsätzlich geeignete Flächen für die Waldvogelart und nicht geeignete, weil unbestockte Flächen. Da Plenterstrukturen vielfach zu dicht sind, um optimale Lebensraumbereiche für das Auerhuhn zu stellen, wurden sie etwas schlechter als im Originalmodell bewertet.

Tabelle 9 Eingangsvariable *Bestandesentwicklungsphase* (SI_{phase}) und deren SI-Werte im adaptierten HSI-Modell für Österreich

Bestandesentwicklungsphase (SI_{phase})	Skalierung	SI-Werte
	Jungwuchs	0,8
	Dickung	0,6
	Stangenh Holz	0,8
	Baumholz	1
	Altholz	1
	Plenterphase	0,8
	Unbestockt	0

Kronenschlussgrad ($SI_{schluss}$)

Der Schlussgrad der Kronen von Waldbäumen bestimmt maßgeblich, wieviel Sonneneinstrahlung den Waldboden erreicht und wie stark sich infolgedessen Bodenvegetation (inkl. Verjüngung) etablieren und entwickeln kann. Lichtkonsum am Boden und das Wärmeregime sind auch wesentliche Treiber für das Vorkommen und die Abundanz der Arthropodenfauna, die wiederum eine wesentliche Nahrungsquelle für (juvenile) Auerhühner stellt. Abgesehen davon bestimmt der Kronenschlussgrad über die Befliegbarkeit von Waldbeständen durch das Auerhuhn. Als großer, relativ schwerer Vogel mit vergleichsweise schlechter Manövrierfähigkeit benötigt das Auerhuhn

offene Waldstrukturen, die ein Durchfliegen ermöglichen. Beide Aspekte, also die Befliegbarkeit von Waldkomplexen und die Einstrahlungsintensität am Waldboden, die die Entwicklung der Bodenvegetation bedingt, stellen elementare Eigenschaften eines Auerhuhnlebensraumes dar. Da sich die Lebensraumnutzung des Auerhuhns zwischen der Sommer- und der Wintersaison deutlich unterscheidet und auch die Effekte des Kronenschlusses hier eine unterschiedliche Rolle spielen, wird der Kronenschlussgrad im **Originalmodell von Storch (1999, 2002)** sowohl im Sommer- als auch im Wintermodell berücksichtigt und jeweils unterschiedlich bewertet (**Tab. 10**). Bei dieser Bewertung spielt nicht nur der Kronenschluss selbst eine Rolle, sondern auch Lücken¹ im Kronendach, die gesondert vom Kronenschluss erfasst werden. Diese Lücken bieten wertvolle Randlinien für das Auerhuhn, die wiederum mit Struktureichtum, Nahrungs- und Deckungsangebot korrelieren, und sie bringen Licht auf den Waldboden. Je höher der Kronenschlussgrad des Waldbestandes, umso wesentlicher wird das Vorhandensein von Lücken für die Lebensraumeignung. Im Originalmodell von Storch (1999, 2002) werden Schlussgrade von 90 % ohne Lücken sowie Schlussgrade von 100 % unabhängig von der Lückensituation als für das Auerhuhn ungeeignet eingestuft (**Tab. 10**).

Tabelle 10 Eingangsvariable *Kronenschluss* (SI_{kron}) und deren SI-Werte im **ursprünglichen HSI-Modell von Storch (1999, 2002)**

Kronenschlussgrad (SI_{kron})	Skalierung	SI-Werte
	0-30 %	0,6
	40-50 %	1
	60 % ohne Lücken	0,8
	60 % mit Lücken	1
	70 % ohne Lücken	0,6
	70 % mit Lücken	0,8
	80 % ohne Lücken	0,4
	80 % mit Lücken	0,6
	90 % ohne Lücken	0
	90 % mit Lücken	0,4
	100 % ohne Lücken	0
	100 % mit Lücken	0

Demgegenüber wurde in dem **für Österreich adaptieren Modell** angesichts der Erfahrungswerte und der empirischen Datenlage entschieden, geringe Kronenschlussgrade deutlicher in ihrer SI-Wertbelegung zu differenzieren (**Tab. 11**). Darüber hinaus zeigten die Präsenzdaten der Zielart, dass auch höhere Kronenschlussgrade durchaus interessante Sommerlebensraumbereiche bieten können und bei Vorhandensein von Lücken vergleichsweise stark genutzt werden. Daher wurden auch

¹ Lücken werden als Unterbrechungen des Kronenschlusses definiert, die breiter sind als die durchschnittliche umgebende Bestandeshöhe

Kronenschlussgrade zwischen 70 und 90 % deutlich besser bewertet als im Originalmodell und bei Vorhandensein von Lücken gute Lebensraumqualitäten angenommen (Tab. 11).

Tabelle 11 Eingangsvariable *Kronenschluss* ($SI_{schluss}$) und deren SI-Werte im **adaptierten HSI-Modell für Österreich**

Kronenschluss ($SI_{schluss}$)	Skalierung	SI-Werte
	0%	0
	10%	0,3
	20-40%	0,6
	50%	0,8
	60 % ohne Lücken	0,9
	60 % mit Lücken	1
	70 % ohne Lücken	0,9
	70 % mit Lücken	1
	80 % ohne Lücken	0,7
	80 % mit Lücken	0,9
	90 % ohne Lücken	0,4
	90 % mit Lücken	0,7
	100 % ohne Lücken	0,2
	100 % mit Lücken	0,6
	100% Jungwuchs	0

Hangneigung (SI_{hang})

Die Untersuchungen von Storch (1993) belegten, dass Auerhühner in den bayerischen Alpen eine klare Bevorzugung wenig geneigter bzw. ebener Geländebereiche zeigen. Diesen Erkenntnissen folgte auch die Vergabe der höchsten SI-Werte in den niedrigsten Neigungsklassen im **Originalmodell von Storch (1999, 2002)** sowie eine Abnahme der SI-Werte mit zunehmender Hangneigung (Tab. 12).

Tabelle 12 Eingangsvariable *Hangneigung* (SI_{hang}) und deren SI-Werte im **ursprünglichen HSI-Modell von Storch (1999, 2002)**

Hangneigung (SI_{hang})	Skalierung	SI-Werte
	0-5°	1
	6-15°	1
	16-25°	1
	26-35°	0,8
	36-45°	0,6
	> 45°	0,4

Für das österreichische Verbreitungsgebiet zeigten sowohl Einzeluntersuchungen (z.B. Zollner 2011) als auch gebietsübergreifende Analysen (Zohmann et al. 2014), dass diese lineare Funktionsbeziehung zwischen Hangneigung und Habitateignung bzw. -wahl einer Änderung bedarf. Während etwa bei Zollner (2011) im Nationalpark Gesäuse die Nutzungsraten der Untersuchungsplots von geringen Neigungen hin bis zu einer Neigung zwischen 26 und 35° zunahmen und danach wieder absanken, zeigte

sich beim überregionalen logistischen Regressionsmodell auf silikatischem Substrat (Zohmann et al. 2014), dass die Vorkommenswahrscheinlichkeit des Auerhuhns bei Hangneigungen von weniger als 5° geringer war als bei steileren Hängen. Aufgrund der sehr unterschiedlichen Ergebnisse einzelgebietsweiser Untersuchungen (z.B. Moser 2001, Gerstgrasser 2002, Tesar 2002, Schuster 2008, Zollner 2011) und der gebietsübergreifenden Modellierungen wurde im adaptierten Modellansatz die Variable Hangneigung nicht in die Beurteilung der Sommerlebensraumeignung eingebunden. Abschließend ist anzumerken, dass die Variable Hangneigung im Zusammenhang mit der Topographie eines Gebietes zu sehen ist und die Gesamtopographie den Einfluss der Hangneigung ggf. überprägen kann.

2.1.2 Wintermodell

Im Gegensatz zum Sommerhalbjahr spielen Charakteristika des Waldbodens im Winterhalbjahr nur eine untergeordnete Rolle in der Raumnutzung der Auerhühner. Daher finden sich in den Wintermodellen keine Variablen, die die Ausprägung der Bodenvegetation bzw. der Waldverjüngung reflektieren und bewerten.

Baumartenanteile (orig. „Bestandesform“ inkl. Mischbaumarten) ($SI_{baumarten}$)

Im Gegensatz zum Sommer findet der Nahrungserwerb beim Auerhuhn im Winter vor allem bei Schneelage im Kronenraum statt, da die Bodenvegetation nicht verfügbar ist. Dementsprechend spielen Koniferen eine besondere Rolle für die winterliche Ernährung (Aschenbrenner 1985). Bei begehbare Schneedecke (häufig gegen Winterausgang hin) kann aber auch am Boden Nahrung aufgenommen werden, wobei wiederum Nadelbäume (exkl. Lärche *Larix decidua* Mill.) im Jungwuchses bedeutsam sind. Im **Originalmodell von Storch (1999, 2002)** bedingen dementsprechend Nadelbaumarten in der Beurteilung des Auerhuhnlebensraumes gute Einstufungen. Als Mischbaumarten stehen die Tanne (*Abies alba* Mill.) und die Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) für besonders gute Lebensraumeignung. Da die Beurteilung der Baumartenkombinationen innerhalb der Präferenzen des Auerhuhns standortsspezifisch vorzunehmen und dabei die potenziell relevanten Waldgesellschaften bzw. Baumarten zu berücksichtigen sind, waren Anpassungen der Skalierungen und Beurteilungen der Baumarten für das österreichische Verbreitungsgebiet angebracht (**Tab. 13**). Die Angaben des **adaptierten Ansatzes** beziehen sich dabei auf die Anteile der jeweiligen Baumarten in 1/10 der Stammzahl. Dabei wurden 22 verschiedene, potenziell relevante Szenarien von Baumartenkombinationen entwickelt und mit SI-Werten versehen (**Tab. 13**).

Tabelle 13 Eingangsvariable *Baumartenanteile* ($SI_{baumarten}$) und deren SI-Werte im **adaptierten HSI-Modell für Österreich**.

NH = Nadelholz, L = Lärche, LH = Laubholz, Fi = Fichte, Ta = Tanne, Ki = Kiefer. Für die Szenarien 1-15 mit dem Kürzel „Fi, Ta, Ki“ muss jeweils mindestens 1/10 der Stammzahl von Tannen oder Kiefern eingenommen werden. Für die Szenarien 16-22 bezeichnet das Kürzel „Fi, Ta, Ki“ die Summe der Anteile der drei Baumarten.

Baumartenanteile ($SI_{baumarten}$) # Szenario	NH	L	LH	SI-Werte
1	10/10 Fi, Ta, Ki			1
2	10/10 Fi			0,9
3	8-9/10 Fi, Ta, Ki	0-2/10	0-2/10	1
4	8-9/10 Fi	0-2/10	0-1/10	0,9
5	8/10 Fi	0	2/10	0,9
6	7/10 Fi, Ta, Ki	0-3/10	0-3/10	1
7	7/10 Fi	0-3/10	0-3/10	0,8
8	6/10 Fi, Ta, Ki	1-4/10	0-3/10	1
9	6/10 Fi	1-4/10	0-3/10	1
10	6/10 Fi, Ta, Ki	0	4/10	0,7
11	6/10 Fi	0	4/10	0,6
12	5/10 Fi, Ta, Ki	2-5/10	0-3/10	0,8
13	5/10 Fi	2-5/10	0-3/10	0,8
14	5/10 Fi, Ta, Ki	0-1/10	4-5/10	0,7
15	5/10 Fi	0-1/10	4-5/10	0,6
16	4/10 Fi, Ta, Ki	3-6/10	0-3/10	0,6
17	4/10 Fi, Ta, Ki	0-2/10	4-6/10	0,4
18	3/10 Fi, Ta, Ki	3-7/10	0-4/10	0,4
19	3/10 Fi, Ta, Ki	0-2/10	5-7/10	0,3
20	0-2/10 Fi, Ta, Ki			0,2
21			10/10	0
22		unbestockt		0

Bestandesentwicklungsphase (orig. „Sukzessionsstadium“) (SI_{phase})

Wie zuvor beim Sommermodell beschrieben, wird im **Originalmodell von Storch (1999, 2002)** bei der Bewertung der Bestandesentwicklungsphasen (im Original „Sukzessionsstadien“) nicht zwischen sommerlicher und winterlicher Eignung unterschieden. Die unterschiedlichen Entwicklungsphasen erhalten infolgedessen für die Sommer- und Winterbeurteilung die gleichen SI-Werte: Stangenhölzer, Baum- und Althölzer sowie Plenterwaldstrukturen werden im Originalmodell mit der höchsten Eignungszahl ($SI = 1$) bewertet (**Tab. 14**). Unbestockte Flächen erhalten einen geringen SI-Wert von 0,2.

Tabelle 14 Eingangsvariable *Sukzessionsstadium* (SI_{suk}) und deren SI-Werte im **ursprünglichen HSI-Modell von Storch (1999, 2002)**

Sukzessionsstadium (SI_{suk})	Skalierung	SI-Werte
	Jungwuchs	0,5
	Dickung	0,4
	Stangenholz	1
	Baumholz	1
	Altholz	1
	Plenterphase	1
	unbestockt (Blöße)	0,2

Im **adaptierten Modellansatz** wurde demgegenüber zwischen Sommer- und Winter-eignung differenziert. Jungwuchsfleichen, die, wie oben geschildert, bei der Kükenauf-zucht durchaus wichtige Landschaftsbereiche für das Auerhuhn bieten können, wer-den im Wintermodell deutlich schlechter bewertet (**Tab. 15**). Dagegen können Dickun-gen während Perioden schlechter Witterung (Niederschlag und Kälte) durchaus Schutz für Auerhühner bieten, Dickungen wurden daher im Wintermodell besser be-wertet als im Sommermodell.

Tabelle 15 Eingangsvariable *Bestandesentwicklungsphase* (SI_{phase}) und deren SI-Werte im **adaptierten HSI-Modell für Österreich**

Bestandesentwicklungsphase (SI_{phase})	Skalierung	SI-Werte
	Jungwuchs	0,3
	Dickung	0,5
	Stangenholz	0,8
	Baumholz	1
	Altholz	1
	Plenterphase	0,9
	Unbestockt	0

Kronenschlussgrad (SI_{kron})

Auch im Winter prägt der Kronenschlussgrad entscheidend die winterliche Lebens-raumeignung für das Auerhuhn. Dabei geht es vor allem um die Erreichbarkeit des Kronenraumes für die Nahrungsaufnahme, wenn Nahrungsressourcen am Boden auf Grund der Schneelage nicht erreichbar sind. Im **Originalmodell von Storch (1999, 2002)** liegt der Optimalbereich des Kronenschlusses bei 50-60 %, aber auch Werte von 40 % und 70 % werden sehr gut hinsichtlich ihrer Eignung für das Auerhuhn be-wertet (**Tab. 16**). Schlussgrade ab 80 % werden demgegenüber – vor allem, wenn keine Bestandeslücken auftreten – als nur bedingt geeignet eingestuft. Waldkomplexe mit vollem Kronenschluss (= 100 %) bieten nach dem Originalmodell keinen winterli-chen Lebensraum.

Tabelle 16 Eingangsvariable *Kronenschluss* (SI_{kron}) und deren SI-Werte im **ursprünglichen HSI-Modell von Storch (2002)**

Kronenschlussgrad (SI_{kron})	Skalierung	SI-Werte
	0-20 %	0
	30 %	0,4
	40 %	0,8
	50-60 %	1
	70 %	0,8
	80 % ohne Lücken	0,4
	80 % mit Lücken	0,6
	90 % ohne Lücken	0,2
	90 % mit Lücken	0,4
	100 % ohne Lücken	0
	100 % mit Lücken	0,1

Erfahrungswerte aus dem österreichischen Verbreitungsgebiet des Auerhuhns sowie empirische Felddaten erforderten eine Anpassung der SI-Wertzuschreibungen (Tab. 17), die vielfach eine etwas bessere Bewertung höherer Kronenschlussgrade, vor allem bei Vorliegen von Bestandeslücken umfassen.

Tabelle 17 Eingangsvariable *Kronenschluss* ($SI_{schluss}$) und deren SI-Werte im **adaptierten HSI-Modell für Österreich**

Kronenschluss ($SI_{schluss}$)	Skalierung	SI-Werte
	0	0
	10-20 %	0,3
	30 %	0,6
	40 %	0,8
	50 %	1
	60 % ohne Lücke	0,8
	60 % mit Lücke	1
	70 % ohne Lücke	0,7
	70 % mit Lücke	0,9
	80 % ohne Lücke	0,5
	80 % mit Lücke	0,8
	90 % ohne Lücke	0,2
	90 % mit Lücke	0,5
	100 % ohne Lücke	0
	100 % mit Lücke	0,2

Hangneigung (SI_{hang})

Wie schon für das Sommermodell erläutert, zeigen sich in Österreich keine klaren positiven Einflüsse geringerer Hangneigungen auf die Habitateignung für das Auerhuhn, daher wurde diese Variable im Wintermodell des **adaptierten Ansatzes** ebenfalls außer Acht gelassen.

2.2 Variablenverknüpfung - ursprüngliches Modell von Storch (1999, 2002) vs. adaptierter Ansatz für das österreichische Auerhuhn-Verbreitungsgebiet

Die zuvor erläuterten Habitatvariablen werden im **Originalmodell nach Storch (1999)** in folgender Weise verknüpft (siehe **Formeln 1-3**):

$$HSI-Winter = (SI_{suk} * SI_{kron}) * \sqrt{(SI_{typ} * SI_{hang})} \quad \text{(Formel 1)}$$

$$HSI-Sommer = 0,25 * (SI_{suk} * SI_{kron} + 2 * SI_{beer} * SI_{verj} + SI_{veg}) * SI_{hang} \quad \text{(Formel 2)}$$

$$HSI-Jahr = \sqrt{(SI_{sommer} * SI_{winter})} \quad \text{(Formel 3)}$$

Die Verwendung des geometrischen Mittels in den Formeln bedingt, dass niedrige SI-Werte einer Variable nicht durch hohe Werte einer anderen Variable auf einem gegebenen zu beurteilenden Plot nicht so stark kompensiert werden können wie dies beim arithmetischen Mittelwert der Fall wäre.

Angesichts des veränderten Variablensets, das im **adaptierten Ansatz für Österreich** verwendet wird, erwiesen sich folgende Variablenverknüpfungen vor dem Hintergrund der empirischen Vorkommensdaten als indikativ (**Formeln 4-6**):

$$\text{HSI-Winter} = (\text{SI}_{\text{phase}} + \text{SI}_{\text{schluss}} + \text{SI}_{\text{baumarten}})/3 \quad (\text{Formel 4})$$

$$\text{HSI-Sommer} = (\text{SI}_{\text{phase}} + 2 \cdot \text{SI}_{\text{schluss}} + \text{SI}_{\text{zweg+rubus}} + 0,5 \cdot \text{SI}_{\text{verj}} + \text{SI}_{\text{veg hoehe}})/5,5 \quad (\text{Formel 5})$$

$$\text{HSI-Jahr} = \sqrt{(\text{SI}_{\text{sommer}} \cdot \text{SI}_{\text{winter}})} \quad (\text{Formel 6})$$

Die Gewichtungen der Variablen in Formel 2 und 5 repräsentieren dabei den Beitrag der einzelnen Variablen zur sommerlichen Habitateignung in den beiden Ansätzen.

3 Ergebnisse - Plausibilitätskontrolle des adaptierten HSI-Ansatzes anhand empirischer Vorkommens- und Lebensraumdaten des Auerhuhns in Österreich

Gerade bei mechanistischen, wissensbasierten Modellierungsansätzen ist eine Plausibilitätskontrolle der einer Modellierung zugrunde gelegten Modellannahmen essenziell. Für den adaptierten HSI-Ansatz wurden im vorliegenden Fall 15 Vorkommensgebiete des Auerhuhns in Österreich herangezogen, innerhalb derer sowohl Habitatvariablen als auch indirekte Präsenznachweise des Auerhuhns (v.a. in Form von Losungen) nach standardisierten Methoden (siehe Storch 1999, 2002, Zohmann et al. 2014) terrestrisch kartiert worden waren. Dieser Test-Datensatz umfasste insgesamt 4.562 Datenpunkte, wobei auf 22 % der Erhebungsplots Auerwild nachgewiesen werden konnte ($N_{\text{indirekte Nachweise}} = 1.004$). Auf 578 Erhebungsflächen fanden sich Sommernachweise, auf 484 Flächen Winternachweise und es gab auch Probeflächen, auf denen sowohl Sommer- als auch Winternachweise zu finden waren (Ganzjahresnutzung).

Zur Überprüfung der Plausibilität des für Österreich adaptierten HSI-Ansatzes wurden die errechneten HSI-Werte den beobachteten Auerhuhn-Nachweisen des Test-Datensatzes gegenübergestellt. Für ein plausibles Habitatmodell wird grundsätzlich postuliert, dass mit zunehmender errechneter Habitateignung auch der Anteil an Stichprobenpunkten *mit* Auerhuhn-Nachweisen höher sein sollte. Um über- oder

unterproportionale Nutzung bestimmter Habitatsituationen durch Auerhühner darstellen zu können, wurden die HSI-Werte in 5 ansteigende HSI-Klassen eingeteilt und die Verteilung der Plots mit und ohne nachgewiesener Präsenz des Auerhuhns jeweils renormiert repräsentiert. Plausible Modellergebnisse sollten dabei eine ansteigende renormierte Verteilung der Nachweise über die ebenfalls ansteigenden HSI-Klassen ergeben. Dabei wurde nicht nur das Ganzjahres-Modell überprüft (**Abb. 4**), sondern auch jeweils das Sommer- (**Abb. 5**) und das Wintermodell (**Abb. 6**).

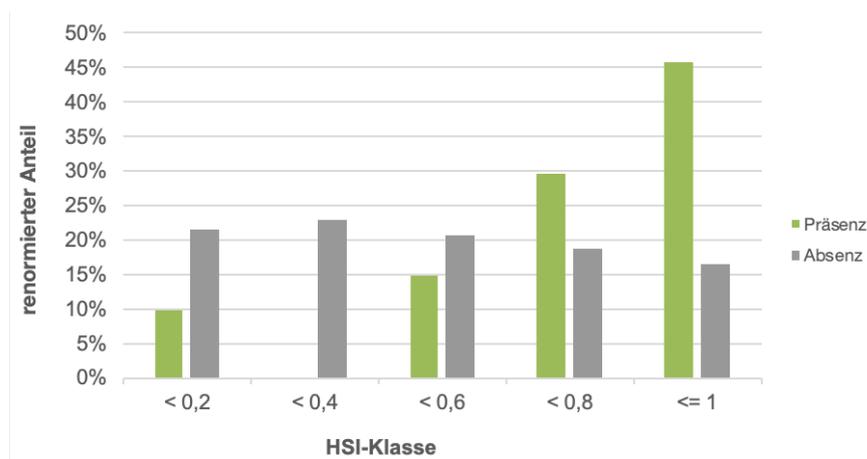


Abbildung 4 Renormierte Verteilung der relativen Häufigkeiten von **Stichprobenflächen** des Testdatensatzes **mit** (= „Präsenz“) und **ohne** (= „Absenz“) **Auerhuhnnachweise/n** auf die Klassen unterschiedlicher **Ganzjahres-Lebensraumeignung** (< 0,2 entspricht sehr geringer Eignung, 1 entspricht einer optimalen Eignung)

Wie **Abb. 4** zu entnehmen ist, waren bei der Anwendung des adaptierten, ganzjährigen HSI-Modelles auf den Testdatensatz in der HSI-Klasse $\geq 0,2$ und $< 0,4$ keine Nachweise zu finden. Ansonsten zeigen sich klar ansteigende, renormierte Anteile von Probeflächen mit Auerhuhn-Nachweisen bei zunehmender errechneter Habitataeignung. Dementsprechend ist von einer plausiblen Herleitung der Ganzjahres-Lebensraumeignung für das Auerhuhn mithilfe des adaptierten Modellierungsansatzes auszugehen. Auch die Anwendung des Sommer- und des Wintermodells auf den Testdatensatz ergab ein plausibles Bild der renormierten Probeflächenverteilung mit und ohne Auerhuhnpräsenz (**Abb. 5 und 6**).

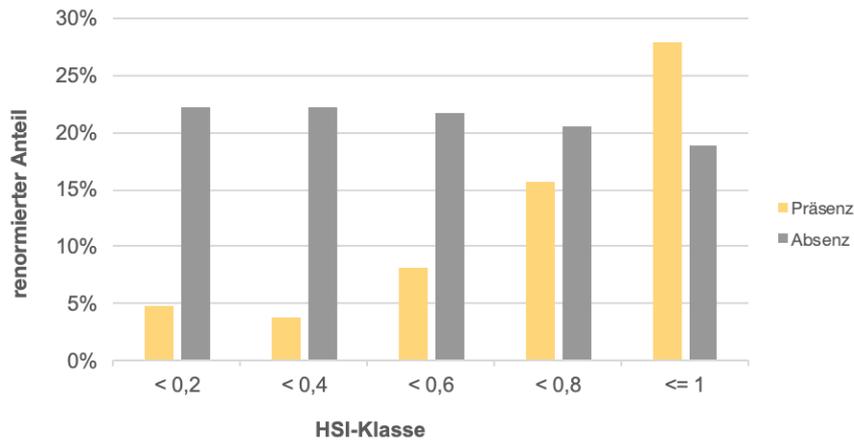


Abbildung 5 Renormierte Verteilung der relativen Häufigkeiten von **Stichprobenflächen** des Testdatensatzes **mit** (= „Präsenz“) und **ohne** (= „Absenz“) **Auerhuhn-Sommernachweise/n** auf die Klassen unterschiedlicher **Sommer-Lebensraumeignung** (< 0,2 entspricht sehr geringer Eignung, 1 entspricht einer optimalen Eignung)

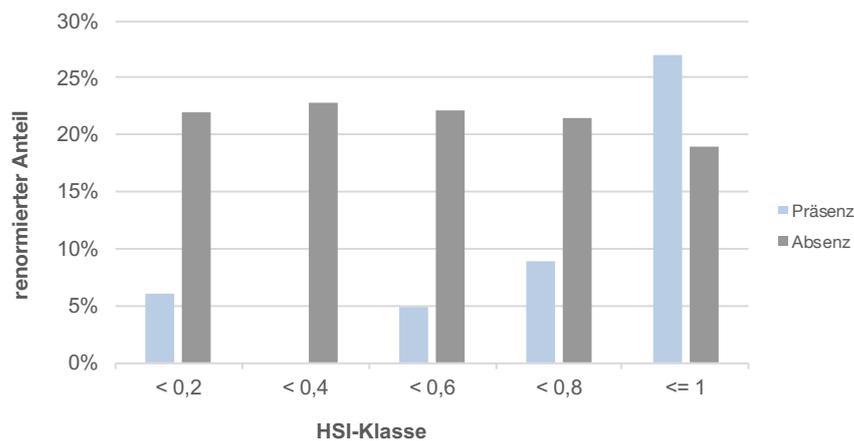


Abbildung 6 Renormierte Verteilung der relativen Häufigkeiten von **Stichprobenflächen** des Testdatensatzes **mit** (= „Präsenz“) und **ohne** (= „Absenz“) **Auerhuhn-Winternachweise/n** auf die Klassen unterschiedlicher **Winter-Lebensraumeignung** (< 0,2 entspricht sehr geringer Eignung, 1 entspricht einer optimalen Eignung)

4 Diskussion

Die Intention der Bearbeitung des Storch'schen HSI-Modells (Storch 1999, 2002) lag darin, die Methode im österreichischen Verbreitungsgebiet des Auerhuhns mit den hier vorliegenden Spezifika uneingeschränkt für die österreichische forstliche Praxis nutzbar zu machen. Der Ansatz kann somit sowohl für eine Lebensraumbeurteilung als auch für die Ableitung zielführender forstlicher Maßnahmen zur Lebensraumverbesserung herangezogen werden. So kann beispielsweise ein schlechterer SI-Wert für die Ausprägung des Kronenschlusses oder des Bewuchses mit beerentragenden Zwergsträuchern unmittelbar als Handlungsanleitung zur Verbesserung dieser Werte auf bestimmten Flächen angesehen werden. Werden die in das HSI-Modell einfließenden Habitateigenschaften systematisch (z.B. auf einem Stichprobenraster) erhoben, ermöglicht die Anwendung des HSI-Ansatzes eine räumliche Abgrenzung etwaigen Managementbedarfes, die Abschätzung der Größe von Maßnahmenflächen oder eine räumlich-zeitliche Priorisierung von Flächen. Eine Integration dieser Daten in eine forstliche Einrichtung bringt eine Auerhuhn-gerechte, damit allgemein wildökologisch wertvolle Waldbewirtschaftung mit sich. Damit ist eine langfristige Planung auf Revier- und Bestandsebene für die Schirmart Auerwild möglich. Es empfiehlt sich daher, die Aufnahmen der relevanten Parameter im mehrjährigen Abstand (zum Beispiel alle fünf Jahre) durchzuführen, um Veränderungen zu erkennen und mögliche Adaptionen der Maßnahmen vornehmen zu können. Zusammen mit der Evaluierung durch die Nachweissuche liefert das Modell eine sehr gute Grundlage für ein langfristiges Auerhuhn-Management auf dieser Ebene.

Ebenso wichtig wie die Auslotung der Vorteile und praktischen Anwendungsbereiche des HSI-Modells ist aber auch der klare Hinweis darauf, was dieses Modell nicht leisten kann. Aus ökologischer Sicht ist für ein Lebensraummanagement zunächst 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 charakterisiert (vgl. Elton 1927, Hutchinson 1957). Während der erste Nischenansatz mittels HSI-Ansatz angenähert werden kann, werden die Wechselwirkungen des zweiten Nischenbegriffes großteils nicht repräsentiert.

Eine Berücksichtigung der Lebensraumsprüche der Auerhühner in der forstlichen Praxis ist die Grundlage der Erhaltung von Auerhuhnbeständen. Aber auch in besten Lebensräumen können sich Auerhühner nicht langfristig halten, wenn sich hier andere Parameter stark negativ auswirken. Zu denken ist dabei insbesondere an intensive menschliche Störungen oder an bereits bestehende Isolationseffekte eines lokalen Vorkommens. Daneben gibt es weitere mögliche negative Effekte wie eine unnatürlich hohe Räuberichte (z.B. aufgrund von Abfällen oder Fütterung von Haustieren in (Ferien-)Siedlungen), hohe Mortalität infolge von Kollisionen an Liften, Leitungen und Zäunen sowie weitere Gefährdungsursachen. Einflussfaktoren, wie durch die Klimaerwärmung verschobene Zeiten der Balz, Brut oder Kükenaufzucht mit allen Nachteilen einer phänologischen Verschiebung (z.B. Asynchronität zwischen Nahrungsangebot und -bedarf) (vgl. Coppes et al. 2021), könnten in Zukunft weitere Einschränkungen für positive Bestandesentwicklungen mit sich bringen.

Zusammenfassend hoffen wir, mit diesem nun adaptierten Instrument für Österreich eine Unterstützung für Personen mit einem besonderen Interesse am Auerhuhn zu bieten – sowohl für Wissenschaftler*innen als auch für Praktiker*innen, die den Lebensraum für Auerhühner gestalten, indem sie die Wälder bewirtschaften. Zielgerichtetes Lebensraummanagement von Schirmarten liefert einen deutlichen Mehrwert für eine Reihe anderer Arten und sollte gerade in Zeiten biodiversitärer Krisen und Ressourcenverknappung auf der Agenda prioritär zu verfolgender Managementziele verbleiben.

5 Danksagung

Wir danken allen Grundeigentümer*innen, forstlichen Bewirtschaftenden und Jagdausübungsberechtigten und besonders auch all jenen Personen, die bei Auerhuhn-Kartierungsarbeiten der letzten Jahrzehnte mitgewirkt haben und uns somit einen wesentliche Erfahrungs- und Datenbasis für die Weiterentwicklung des HSI-Modells geliefert haben. Hildegard Leiler, MSc und Andrea Sailer, MSc gilt ebenfalls besonderer Dank, sie haben im Rahmen ihrer Masterarbeiten Versionen des adaptierten HSI-Modells in ihren Untersuchungsgebieten getestet und damit ebenfalls wertvolle Beiträge geleistet.

6 Literatur

- Aschenbrenner H (1985) Rauhfusshühner: Lebensweise, Zucht, Krankheiten, Ausbürgerung. Schaper, Hannover
- BirdLife International 2016. *Tetrao urogallus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22679487A85942729.
- BirdLife International 2021. European Red List of Birds. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. doi:10.2779/959320
- Bollmann K, Mollet P, Ehrbar R (2013) Das Auerhuhn *Tetrao urogallus* im Alpenen Lebensraum: Verbreitung, Bestand, Lebensraumsprüche und Förderung. Vogelwelt 134:19–28
- Coppes J, Kochs M, Ehrlicher J, Suchant R, Braunisch V (2015) The challenge of creating a large-scale capercaillie distribution map. Grouse News 50:1–23
- Coppes J, Nopp-Mary U, Grünsachner-Berger V, Storch I, Suchant R und Braunisch V (2018) Habitat suitability modulates the response of wildlife to human recreation. Biological Conservation 227:56-64. DOI: 10.1016/j.biocon.2018.08.018
- Coppes J, Ehrlicher J, Müller G, Roth K, Schroth KE, Förschler M, Braunisch V & Suchant R (2019) Dramatic decline of the Capercaillie *Tetrao urogallus* population in the Black Forest. Vogelwarte 57: 115-122.
- Coppes J, Kämmerle J-L, Schroth K-E, Braunisch V, Suchant R (2021) Weather conditions explain reproductive success and advancement of the breeding season in Western Capercaillie (*Tetrao urogallus*). Ibis 163:990–1003
- de Juana E, Kirwan GM (2012) Western Capercaillie (*Tetrao urogallus*). In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. and de Juana, E. (eds), Handbook of the Birds of the World Alive, Lynx Edicions, Barcelona.
- Dorman CF, Blaschke T, Lausch A, Schröder B, Söndgerath D (2004) Habitatmodelle – Methodik, Anwendung, Nutzen. Tagungsband zum Workshop vom 8.-10. Oktober 2003 am, UFZ-Berichte 9/2004
- Elton C (1927) Animal Ecology. Sedgwick and Jackson, London
- Gerstgrasser L (2002) Studie über die Eignung des Naturparks Sextener Dolomiten als Auerhuhnhabitat. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft.
- Grinnell J (1917) The niche-relationships of the California thrasher. The Auk 34:427-433
- Guisan A, Zimmermann NE (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. Ecological Modelling 135:147–186. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00354-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9)
- Guisan A, Tingley R, Baumgartner JB, Naujokaitis-Lewis I, Sutcliffe PR, Tulloch AIT, Regan TJ, Brotons L, McDonald-Madden E, Mantyka-Pringle C, Martin TG, Rhodes JR, Maggini R, Setterfield SA, Elith J, Schwartz MW, Wintle BA, Broennimann O, Austin M, Ferrier S, Kearney MR, Possingham HP, Buckley YM (2013) Predicting species distributions for conservation decisions. Ecol. Lett. 16:1424–1435, <http://dx.doi.org/10.1111/ele.12189>.
- Hutchinson GE (1957) Concluding Remarks. Cold Spring Harb Symp Quant Biol 22:415–427.
- IUCN (2016) The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2016-3. Available at: www.iucnredlist.org

- Klaus S, Andreev AV, Bergmann HH, Müller F, Porkert J, Wiesner J (1989) Die Auerhühner: *Tetrao urogallus* und *T. urogalloides*, 3rd edn. Die neue Brehm-Bücherei, vol 86. Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben
- Klaus S, Bergmann H-H (2020) Auerhühner & Co.: Heimliche Vögel in wilder Natur. AULA-Verlag, Wiebelsheim
- Levins R (1966) The strategy of model building in population biology. *Am. Sci.* 54:421–431
- Mollet P, Badilatti B, Bollmann K, Graf RF, Hess R, Jenny H, Mulhauser B, Perrenoud A, Rudmann F, Sachot S, Studer J (2003) Verbreitung und Bestand des Auerhuhns *Tetrao urogallus* in der Schweiz 2001 und ihre Veränderungen im 19. und 20. Jahrhundert. *Der Ornithologische Beobachter* 100:67–86
- Moser H (2001) Habitatkartierung für das Auerhuhn am Dachsteinplateau. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft.
- Pakkala T, Pellikka J, Lindén H (2003) Capercaillie *Tetrao urogallus* - a good candidate for an umbrella species in taiga forests. *Wildlife Biology* 9:309–316. <https://doi.org/10.2981/wlb.2003.019>
- Schuster ME (2008) Habitatkartierung für Auerwild (*Tetrao urogallus major*) am Moschkogel/Stuhleck. Masterarbeit, Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien.
- Sharpe PJA (1990) Forest modeling approaches: compromises between generality and precision. In: Dixon RK, Meldahl RS, Ruark GA, Warren WG (Eds.), *Process Modeling of Forest Growth Responses to Environmental Stress*. Timber Press, Portland, OR, pp. 180–190
- Storch I (1993) Patterns and strategies of winter habitat selection in alpine capercaillie. *Ecography* 16:351–359
- Storch I (1999) Auerhuhnschutz im Bergwald: Methoden, Beispiele und Konzepte zur Lebensraumsicherung, Schlußbericht zum Projekt Umsetzung Auerhuhnschutz. Wildbiologische Gesellschaft München e.V. 247.
- Storch I (2002) On Spatial Resolution in Habitat Models: Can Small-scale Forest Structure Explain Capercaillie Numbers? *Conservation Ecology* 6:6
- Storch I (2007) Conservation Status of Grouse Worldwide: An Update. *Wildlife Biology* 13:5–12. [https://doi.org/10.2981/0909-6396\(2007\)13\[5:CSOGWA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2981/0909-6396(2007)13[5:CSOGWA]2.0.CO;2)
- Suter W, Graf RF, Hess R (2002) Capercaillie (*Tetrao urogallus*) and Avian Biodiversity: Testing the Umbrella-Species Concept. *Conservation Biology* 16:778–788. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01129.x>
- Tesar T (2002) Habitateignung für Auerwild in den Ausläufern der Nördlichen Kalkalpen. Diplomarbeit, Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien.
- 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.

- Vandekerckhove J, Matzke D, Wagenmakers E-J (2014) Model comparison and the principle of parsimony. In: Busemeyer JR, Wang Z, Townsend JT, Eidels A (Eds.), Oxford Handbook of Computational and Mathematical Psychology. Oxford University Press, pp. 300–319.
- 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.
- Zohmann M, Immitzer M, Wöss M, Gossow H and Nopp-Mayr U (2014) Modelling habitat use of *Tetrao urogallus* L. in Austria for conservation issues. Journal for Nature Conservation 22:223-234. DOI: 10.1016/j.jnc.2014.01.002
- Zollner MS (2011) Habitatkartierung für Auerwild (*Tetrao urogallus*) im Nationalpark Gesäuse bei Hieflau. Diplomarbeit, Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien.