

Verbreitung und Habitateignung des Dreizehenspechts (*Picoides tridactylus*) im Naturpark Karwendel: Eine Analyse im Kontext klimatischer und ökologischer Veränderungen

Juliane PROBST, 12204124

Innsbruck, Mai, 2025

Masterarbeit

eingereicht an der Universität Innsbruck, der Fakultät für Biologie zur Erlangung des
akademischen Grades

Master of Science

Masterstudium Ökologie und Biodiversität

Betreuer:

Priv.-Doz. Dr. Erich Tasser
Institut für Ökologie
Fakultät für Biologie

Mag. Hermann Sonntag
in Vertretung für Naturpark Karwendel

Abstract

This study focusses on the habitat use and ecological requirements of the Three-Toed Woodpecker (*Picoides tridactylus*) in Naturpark Karwendel (NPK). Based on previous studies of the habitat use of the Three-Toed Woodpecker in NPK (Oberwalder et al., 2014), the occurrence of the woodpecker and the influences of climate, vegetation, structural elements such as deadwood and topographical features on woodpecker density were analysed. The central question of the study is which factors influence the occurrence of the Three-Toed Woodpecker in NPK and how the habitat conditions and the distribution of the woodpecker have changed over the last few years. Another focus is on the role of climatic factors such as temperature and precipitation on the distribution and habitat quality of this woodpecker species.

To answer these questions, extensive field surveys were carried out to investigate the occurrence of the woodpecker in relation to the distribution of deadwood, slope gradient, exposure, vegetation and climatic parameters. Regression models were used to analyse the data in order to determine the correlation between habitat characteristics and woodpecker density. This methodology enables a differentiated analysis of the correlations and provides insights into the habitat utilisation of the Three-Toed Woodpecker.

The results of the study show that the occurrence of the Three-Toed Woodpecker in NPK is particularly pronounced in areas with certain topographical features, especially on steeper slopes facing north or west. In addition, a positive correlation was found between woodpecker density and altitude as well as the occurrence of ant hills. Climatic factors such as temperature and precipitation also have a significant effect on the distribution of woodpeckers. However, some expected correlations could not be confirmed. For example, the woodpecker did not show any close ties to spruce stands or particularly near-natural forest areas. Damaged wood caused by bark beetles, wind or snow and standing deadwood had no demonstrable influence on woodpecker density. Remarkably, there was a slight decrease in woodpecker abundance compared to previous studies, which could indicate the effects of climatic fluctuations.

The implications of this research are important both for the long-term conservation of the Three-Toed Woodpecker and for future studies. They emphasise the need to develop conservation strategies that consider climatic changes as well as the preservation of suitable habitat structures. This study contributes to the understanding of the ecological requirements of the Three-Toed Woodpecker and provides a valuable basis for the development of conservation measures and further research projects related to the effects of climate change on this species.

Kurzfassung

Die vorliegende Untersuchung befasst sich mit der Habitatnutzung und den ökologischen Anforderungen des Dreizehenspechts (*Picoides tridactylus*) im Naturpark Karwendel. In Anlehnung an frühere Studien der Habitatnutzung des Dreizehenspechts im Naturpark (Oberwalder et al., 2014), wurde das Vorkommen des Spechts sowie die Einflüsse von Klima, Vegetation, Strukturelementen wie Totholz und topografischen Merkmalen auf die Spechtdichte analysiert. Die zentrale Fragestellung der Arbeit ist, welche Faktoren das Vorkommen des Dreizehenspechts im Naturpark Karwendel beeinflussen und wie sich die Habitatbedingungen und die Verbreitung des Spechts über die letzten Jahre verändert haben. Ein weiterer Fokus liegt auf der Rolle von Klimafaktoren wie Temperatur und Niederschlag auf die Verbreitung und Lebensraumqualität dieser Spechart.

Zur Beantwortung der Fragestellungen wurden umfangreiche Feldbegehungen durchgeführt, bei denen das Vorkommen des Spechts in Bezug auf die Verteilung von Totholz, die Hangneigung, Exposition, Vegetation und klimatische Parameter untersucht wurde. Für die Auswertung der Daten wurden Regressionsmodelle verwendet, um die Korrelation zwischen den Habitatmerkmalen und der Spechtdichte zu ermitteln. Diese Methodik ermöglicht eine differenzierte Analyse der Zusammenhänge und bietet Einblicke in die Habitatnutzung des Dreizehenspechts.

Die Ergebnisse der Untersuchung zeigen, dass das Vorkommen des Dreizehenspechts im Naturpark Karwendel vor allem in Gebieten mit bestimmten topografischen Merkmalen besonders ausgeprägt ist, insbesondere an steileren Hängen mit nördlicher oder westlicher Ausrichtung. Darüber hinaus konnte ein positiver Zusammenhang zwischen der Spechtdichte und der Seehöhe sowie dem Vorkommen von Ameisenhöfen festgestellt werden. Auch klimatische Faktoren wie Temperatur und Niederschlag wirken sich signifikant auf die Verbreitung des Spechts aus. Einige erwartete Zusammenhänge konnten hingegen nicht bestätigt werden. So zeigte der Specht keine enge Bindung an Fichtenbestände oder besonders naturnahe Waldflächen. Durch Borkenkäfer, Wind oder Schnee verursachte Schadholzmengen und stehendes Totholz hatten keinen nachweisbaren Einfluss auf die Spechtdichte. Bemerkenswert ist ein leichter Rückgang des Spechtvorkommens im Vergleich zu früheren Studien, was auf Auswirkungen klimatischer Schwankungen hindeuten könnte.

Die Implikationen dieser Forschung sind sowohl für den langfristigen Schutz des Dreizehenspechts als auch für zukünftige Studien von Bedeutung. Sie unterstreichen die Notwendigkeit, Schutzstrategien zu entwickeln, die neben dem Erhalt geeigneter Habitatstrukturen auch klimatische Veränderungen berücksichtigen. Diese Studie trägt zum Verständnis der ökologischen Anforderungen des Dreizehenspechts bei und liefert wertvolle Grundlagen für die Entwicklung von Schutzmaßnahmen und weiteren Forschungsvorhaben im Zusammenhang mit den Auswirkungen des Klimawandels auf diese Art.

Inhaltsverzeichnis

Abstract.....	1
Kurzfassung	2
Inhaltsverzeichnis.....	3
Tabellenverzeichnis.....	5
Abkürzungsverzeichnis.....	7
1. Einleitung	1
2. Grundlagen - Der Dreizehenspecht	3
2.1. Morphologie	3
2.2. Verbreitung und Status im Naturpark Karwendel.....	3
2.3. Lebensraum und ökologische Bedeutung	4
2.4. Verhalten	5
2.5. Gefährdung und Schutz	5
3. Material und Methoden.....	6
3.1. Gebietsbeschreibung und Auswahl der Untersuchungsflächen.....	6
I. Achenwald (AW)	8
II. Falzturn-Dristenalm (FD).....	9
III. Vomper Loch (VL).....	9
IV. Arzl-Rum-Thaur (ART).....	9
V. Zirl (Z).....	9
3.2. Methodik	10
3.2.1. Referenzflächenkartierung	10
3.2.2. Datenaufbereitung und Datenanalyse	10
Datengrundlage	11
Verarbeitung der Daten, Dichteberechnung und Revierabgrenzung	11
Datenbasis und abgeleitete Modellparameter	13
3.2.3. Statistische Auswertung der Spechtvorkommen: Deskriptive und schließende Statistik 17	
a) Punktbezogene Regressionsanalyse auf Basis extrahierter Dichtewerte	18
b) Flächenbezogene Regression auf Rasterdaten-Ebene und Upscaling auf das Naturparkgebiet	19
4. Ergebnisse	22
4.1. Ergebnisse und Auswertungen der Referenzflächenkartierung	22
4.2. Übersicht der Habitatparameter – Entwicklungen seit der Ersterhebung.....	23
4.2.1. Vegetation.....	24
4.2.2. Standorteigenschaften	24
Geomorphologie	24

Neigung, Exposition und Seehöhe	25
Ausstattung des Umfelds mit Wurzelteller, Ameisenhügel und Baumstümpfen	25
4.2.3. Klimatische Entwicklungen	25
4.2.4. Entwicklung der Tot- und Schadholzmengen.....	28
4.3. Entwicklung der Dreizehenspechtdichte und Revieranzahl	29
4.4. Einfluss relevanter Habitatparameter auf die Dreizehenspechtdichte.....	33
4.5. Habitateignung der Spechte im Naturpark Karwendel	35
5. Diskussion.....	38
5.1. Interpretation habitatbezogener Einflussfaktoren auf das Vorkommen des Dreizehenspechts	38
5.2. Methodendiskussion	49
5.3. Ableitungen für Naturschutz, Management und zukünftige Forschung.....	51
6. Fazit	54
Danksagung	55
Literaturverzeichnis	56
Zentrale Literatur des Themas.....	56
Literatur der Arbeit.....	56
Eidesstattliche Erklärung	63
Anhang I - Erhebungsbogen	64
Anhang II – Ergebnisse der Referenzflächenkartierung der Spechtarten Bunt-, Grau-, Grün-, Schwarz- und Weißrückenspecht.....	65
Anhang III - Deskriptivstatistik der Habitatparameter und weitere statistische Analysen ...	67
Anhang IV - Erläuterungen und ergänzende Analysen zu den Erhaltungszuständen, Landformen und Waldgruppen.....	74
Anhang V – Erweiterte Modellanalysen und Regressionsergebnisse.....	80
Schrittweise Regressionsanalysen der punktbezogenen Daten (Modell 1 und 2)	80
Ergebnis der linearen Regression für die Dichtevorhersage aller Spechte im Naturpark Karwendel	82
Anhang VI – Ergänzende Habitateignungskarten.....	83
.....	83

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Die Reviergrößen und durchschnittlichen Reviergrößen ausgewählter Spechtarten (Zahner et al., 2021 und Riemer et al. 2010), welche im Rahmen dieser Arbeit als Grundlage für die weiteren Analysen verwendet werden	11
Tabelle 2: Für die Modellierung der Zusammenhänge verwendeten Datensätze: Quellen, Methodik, Bezugs-Zeiträume und räumliche Auflösung (m) bzw. Maßstab	14
Tabelle 3: Vergleich der Modellqualität der punktbezogenen Regressionsmodelle, von der 1. Reduktion bis zur 4. Reduktion bei einer Stichprobengröße von N = 54 Dreizehenspecht-Funden.	19
Tabelle 4: Übersicht der getesteten und schrittweise ausgeschlossenen Parameter für die punktbezogene Regression	19
Tabelle 5: Vergleich der Modellqualität der Modelle der flächenbezogenen linearen Regressionen bei einer Stichprobengröße von N = 98153 Pixel.	20
Tabelle 6: Übersicht der getesteten Parameter in den fünf Modellen der flächenbezogenen Regression	20
Tabelle 7: Mittlere und Absolut-Anzahl der gefundenen Dreizehenspechtindividuen im Vergleich der Erfassungszeiträume	23
Tabelle 8: Ergebnisse der punktbezogenen linearen Regression aus den Daten an den Fundpunkten.....	34
Tabelle 9: Ergebnisse der flächenbezogenen linearen Regression	35
Tabelle 10: Anzahl der Funde der Bunt- (BS), Dreizehen- (DS), Grau- (GS), Grün- (GNS), Schwarz- (SWS) und Weißrückenspechte (WRS) in den 2024 untersuchten Teilgebieten (2011/12 und 2024)	65
Tabelle 11: Mittlere Anzahl der Individuen aus den Begehungen pro Art und Jahr in den Teilgebieten	65
Tabelle 12: Deskriptivstatistik: Waldtypen	67
Tabelle 13: Deskriptivstatistik: Überschildung und Baumhöhe	67
Tabelle 14: Deskriptivstatistik: Erhaltungszustand	68
Tabelle 15: Deskriptivstatistik: Geomorphologie	68
Tabelle 16: Deskriptivstatistik: Strukturelemente.....	69
Tabelle 17: Deskriptivstatistik: Totholz	69
Tabelle 18: Deskriptivstatistik: Klima	70
Tabelle 19: Ergebnisse des Kruskal-Wallis Tests zur Überprüfung der Unterschiede der Anzahl der Totholzstrukturen in den fünf Untersuchungsflächen	70
Tabelle 20: Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests zur Analyse der Unterschiede im dominierenden Waldtyp (Fichten-Tannen-Buchenwald) der fünf Untersuchungsgebiete.....	70
Tabelle 21: Paarweiser Vergleich der Untersuchungsgebiete hinsichtlich signifikanter Unterschiede der Fichten-Tannen-Buchenwälder nach Dwass-Steel-Critchlow-Fligner	70
Tabelle 22: Ergebnisse des Mann-Whitney U- Tests auf signifikante Unterschiede zwischen den Erfassungszeiträumen 2011/12 und 2024.....	71
Tabelle 23: Alle signifikanten Korrelationen zwischen den Parametern	71
Tabelle 24: Definition der Erhaltungszustände nach Hotter et al. 2020.....	74
Tabelle 25: Im Text verwendete Kategorisierung der Landformen.....	76
Tabelle 26: Im Text verwendete Abkürzungen der einzelnen Waldgruppen	77
Tabelle 27: Model 1, in dem alle Parameter wurden getestet	80

Tabelle 28: Durbin-Watson-Autokorrelationstest.....	80
Tabelle 29: Test auf Normalverteilung (Shapiro-Wilk)	80
Tabelle 30: Modell 2, in dem alle Parameter mit $p < 0,8$ aus Modell 1 aufgenommen wurden	81
Tabelle 31: Modell 3, in dem alle Parameter mit $p < 0,5$ aus Modell 2 aufgenommen wurden	81
Tabelle 32: Ergebnisse der flächenbezogenen linearen Regression der Dichte aller Spechte	82
Tabelle 33: Bewertung der Modellgüte der linearen Regression der Dichtwerte aller Spechte ...	82

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Dreizehenspecht Männchen (Svenson, 2023)	3
Abbildung 2: Dreizehenspechtweibchen (M. Dorsch, Naturpark Karwendel, 2024)	3
Abbildung 3: Untersuchungsflächen der ornithologischen Grundlagenerhebung 2014 (oben): ...	7
Abbildung 4: Darstellung der fünf Untersuchungsgebiete: Achenwald, Falzturn-Dristenalm, Arzl-Rum-Thaur, Vomper Loch, Zirl	8
Abbildung 5: Entwicklung der mittleren Jahrestemperatur (°C) und des mittleren Jahresniederschlags (mm) seit 2010 im Naturpark Karwendel.....	26
Abbildung 6: Temperatur- (°C) und Niederschlags- (mm) Differenz zwischen den beiden Zeiträumen 2010-12 und 2022-24	27
Abbildung 7: Entwicklung der Totholzverfügbarkeit an den Dreizehenspecht-Fundstandorten..	28
Abbildung 8: Schadholzmengen durch Borkenkäfer, Schnee und Wind in den Forstbezirken des Naturpark Karwendel (Schwaz und Innsbruck). Aus den Daten der Dokumentation der Waldschädigungsfaktoren (DWF). BFW, Bundesforschungs-zentrum für Wald	28
Abbildung 9: Mittlere Dreizehenspecht-Dichte 2024 und Veränderung seit 2011/12 im Untersuchungs-gebiet Falzturm-Dristenalm.....	30
Abbildung 10: Mittlere Dreizehenspecht-dichte 2024 und Veränderung seit 2011/12 im Untersuchungs-gebiet Vomper Loch.	31
Abbildung 11: Mittlere Dreizehenspecht-dichte 2024 und Veränderung seit 2011/12 im Untersuchungs-gebiet bei Zirl.	32
Abbildung 12: Qualitative Klassifikation der Habitateignung des Dreizehenspechts mit fünf Abstufungen von „sehr gut geeignet“ bis „sehr wenig geeignet“.	36
Abbildung 13: Qualitative Klassifikation der Habitateignung aller Spechtarten.....	37
Abbildung 14: Anteile der Spechtarten an den Gesamtfunden 2024.....	66
Abbildung 15: Vergleich der mittleren Anzahl der Individuen in den beiden Erfassungszeiträumen (2011/12 und 2024) und den verschiedenen Referenzgebieten	66
Abbildung 16: Erhaltungszustände der Wälder im NPK (Daten-Quelle: Amt der Tiroler Landesregierung, Abt. Forstplanung.....	75
Abbildung 17: Prozentualer Anteil der EHZ je Untersuchungsgebiet (Achenwald, (AW), Arzl-Rum-Thaur (ART), Falzturn-Dristenalm (FD), Vomper Loch (VL), Zirl (Z)).....	75
Abbildung 18: Anteil der EHZ an den Fundstandorten zum jeweiligen Erhebungsjahr.....	76
Abbildung 19: Prozentualer Anteil der Landformen in den fünf Untersuchungsgebieten 2024 ...	76
Abbildung 20: Waldtypen Karte des NPK (Daten-Quelle: Amt der Tiroler Landesregierung, Abt. Forstplanung.....	77
Abbildung 21: Anteile der Waldtypen in den fünf Untersuchungsgebieten (2024)	78
Abbildung 22: Anteil der Waldgruppen je Untersuchungsgebiet: Achenwald (AW), Arzl-Rum-Thaur (ART), Falzturn-Dristenalm (FD), Vomperloch (VL) und Zirl (Z)	78

Abbildung 23: Übereinstimmung zwischen erhobener Hauptbaumart in unmittelbarer Nähe zu den Spechtfunden (alle Arten) und der Waldtypisierung (prozentualer Anteil je Waldgruppe) ...	79
Abbildung 24: Anteile der Baumarten, die innerhalb der 15m-Umkreise der Dreizehenspecht-Fundstandorte in den fünf Untersuchungsgebieten gefunden wurden	79
Abbildung 25: Darstellung der Habitateignung für den Dreizehenspecht in prozentualen Anteilen	83
Abbildung 26: Darstellung der Habitateignung für alle Spechte in prozentualen Anteilen.....	83
Abbildung 27: Die Habitateignung des Dreizehenspechts im NPK, die im Rahmen der Ornithologischen Grundlagenerhebung ermittelt wurde Quelle: Oberwalder et al. (2014)	84

Abkürzungsverzeichnis

ART = Arzl-Rum-Thaur	DGM= Digitales	m.ü.NN. = Meter über
AW = Achenwald	Oberflächenmodell	Normalnull
BFW = Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft	DS = Dreizehenspecht	NPK = Naturpark
BHD =	EHZ = Erhaltungszustand	Karwendel
Brusthöhendurchmesser	FD = Falzturn-Dristenalm	SZ = Schwaz
BS = Buntspecht	GS = Grauspecht	SWS = Schwarzspecht
cm= Centimeter	GNS = Grünspecht	Vfm = Vorratsfestmeter
DOM= Digitales	ha = Hektar	VL = Vomperloch
Geländemodell	IBK = Innsbruck	WRS = Weißbrückenspecht
	Km = Kilometer	Z = Zirl
	LRT = Lebensraumtyp	z.B. = Zum Beispiel
	m = Meter	

1. Einleitung

Spechte sind wertvolle Bioindikatoren, die Aufschluss über die ökologischen Bedingungen und die strukturelle Vielfalt und Dynamik von Waldökosystemen geben (Moitzi, 2009, Walsh, 2019). So dienen sie als Indikatoren für Baumartendiversität, Naturnähe, Tot- und Altholzverfügbarkeit sowie Habitatqualität (Moitzi, 2009). Besonders der Dreizehenspecht (*Picoides tridactylus*), der auf alt- und totholzreiche Wälder angewiesen ist, gilt als Zeigerart für Struktur- und Artenvielfalt in Waldökosystemen (Lehne, 2022). In hochmontanen, fichtendominierten Wäldern gilt er außerdem als „umbrella-species“ (Straub, 2005), also eine Art, deren Erhalt den Schutz einer großen Zahl von natürlich vorkommenden Arten ermöglicht (Roberge et al., 2004). Spechte eignen sich außerdem gut, um die Dynamik in Waldökosystemen zu beurteilen. Sie werden stark von verschiedenen Faktoren wie Zusammensetzung und Struktur der Wälder, Störungen sowie der Forstwirtschaft beeinflusst. Der Dreizehenspecht spielt eine wichtige Rolle als natürlicher Regulator von Insektenpopulationen und damit als Gegenspieler des Borkenkäfers, da er sich unter günstigen Bedingungen zu über 90 % von Borkenkäferlarven ernährt (Bütler, 2014; Zahner, 2021). Spechte stehen in engem Zusammenhang mit der Vielfalt anderer Vogelarten (Walsh, 2019). Gerade die Funktion der Spechte als Höhlenlieferanten ist von zentraler Bedeutung und damit für den Erhalt der Biodiversität, da sie Lebensräume für eine Vielzahl von Tierarten schaffen (Günther, 2001). Die jährlich neu angelegten Höhlen des Dreizehenspechts werden unter anderem von Haubenmeisen, Gartenschläfern und Kleibern über viele Jahre hinweg genutzt (Ruge, 2017).

Klimatische und habitatbedingte Veränderungen, wie steigende Temperaturen, könnten aufgrund der spezifischen Umweltabhängigkeit vieler Spechtarten zu drastischen Veränderungen ihrer Populationen führen (Fayt, 2006). Aufgrund seiner hohen Habitatbindung, kurzen Dispersionsdistanzen und starken Brutortstreue reagiert der Dreizehenspecht sensibel auf Veränderungen in seiner Umwelt (Pechacek, 2003; Popović, 2024). Zukunftsmodelle prognostizieren für den Dreizehenspecht in Südosteuropa eine erhebliche Reduktion geeigneter Habitatflächen durch die Klimaerwärmung (Popović, 2024). Ebenso könnten veränderte Entwicklungsdynamiken bestimmter Beutekäfer infolge höherer Temperaturen die Bestände des Dreizehenspechts in Finnland gefährden (Fayt, 2006). Auch für die Gebirgswälder Mitteleuropas werden Rückgänge geeigneter Areale aufgrund klimatischer Veränderungen erwartet (Bollmann, 2016).

Der Dreizehenspechtbestand im Karwendel wird regional für Tirol als sehr bedeutend, national als bedeutend und europaweit als überdurchschnittlich relevant eingestuft (Oberwalder, 2014). Vor diesem Hintergrund gewinnt die ökologische Forschung zu Schlüsselarten wie dem Dreizehenspecht als Indikatoren für die Biodiversität und die Habitatqualität zunehmend an Bedeutung.

Der Naturpark Karwendel, einem Gebiet mit hoher Habitatdiversität von walddreichen Tallagen bis hin zu hochmontanen Fichtenwäldern, bietet ideale Bedingungen zur Untersuchung der Dreizehenspecht-Population. Bezogen auf die Gesamtfläche wird der Naturpark Karwendel hauptsächlich von Felsen und Schutthalden (29,2 %), Nadelwäldern (26,5 %) sowie Krummholzbeständen wie Latschen (17 %) geprägt. Weitere Flächen entfallen auf Laubwälder (9 %), alpine Rasengesellschaften (8,6 %) und extensiv genutztes Kulturland (6 %). Blößen, Aufforstungen und andere Biotope nehmen nur geringe Anteile ein (Oberwalder, 2014). Die Lebensraum- und Strukturvielfalt im Karwendel spiegelt sich in der großen Variabilität von Exposition, Hangneigung und Höhenlagen wider und deckt wichtige Habitatfaktoren für den Dreizehenspecht ab. Steilere Hanglagen mit hoher Störungsdynamik (z. B. Lawinen, Windwurf) und geringer forstlicher Nutzung führen zu einem höheren Totholzanteil, was den Lebensraum des Dreizehenspechts verbessert (Gigl et al., 2009). Bütler et al. (2004) empfiehlt für das Vorkommen des Dreizehenspechts einen Totholzschwellenwert von $1,6\text{m}^2\text{ ha}^{-1}$, bzw. 14 Stk. ha^{-1} ($\text{BHD} \geq 21\text{cm}$).

Im Rahmen der ornithologischen Grundlagenerhebung 2014 (Oberwalder et al. 2014) wurden im Naturpark Karwendel umfassende Erhebungen zu den vorkommenden Spechtarten durchgeführt. Ziel dieser Untersuchung war es, die Verbreitung der Spechtarten und die Habitateignung zu dokumentieren und darauf basierend Erhaltungsziele sowie Managementpläne zu entwickeln (Oberwalder, 2014).

Diese Masterarbeit knüpft an die Ergebnisse der Ersterhebung von 2014 an und untersucht die Entwicklung der Verbreitung und Habitateignung des Dreizehenspechts zehn Jahre später. Ein besonderer Fokus liegt auf dem Einfluss klimatischer und habitatbezogener Faktoren auf das Vorkommen der Spechte. Die folgenden Forschungsfragen werden dabei im Detail untersucht:

1. Wie ist der Dreizehenspecht im Naturpark Karwendel verbreitet, und wie hat sich seine Verbreitung im Vergleich zu den Kartierungen von Oberwalder (2014) verändert?
2. Welche Faktoren beeinflussen das Vorkommen des Dreizehenspechts, wie z.B. Borkenkäfervorkommen, Totholzbestand, Vegetation und Hangneigung?
3. Welche Auswirkungen haben Klimaänderungen (Temperatur, Niederschlag) auf das Vorkommen des Dreizehenspechts?

Diese Arbeit soll auf der Grundlage einer detaillierten Analyse der ökologischen Gegebenheiten im Habitat und Verbreitungsmuster des Dreizehenspechts zu den oben genannten Fragen fundierte Antworten liefern. Die Erhebungsmethoden sind weitgehend ident mit jenen von Oberwalder 2014. Änderungen oder Verfeinerungen derselben werden detailliert beschrieben. Abschließend werden die Ergebnisse diskutiert und Empfehlungen für den Naturschutz im Naturpark Karwendel gegeben.

2. Grundlagen - Der Dreizehenspecht

2.1. Morphologie

Der Dreizehenspecht (*Picoides tridactylus*) ist wie der Buntspecht zwischen 20 und 24 cm groß. Charakteristisch für sein Erscheinungsbild sind die starke Bänderung und die dunklen Flügel, die zusammen mit den breiten schwarzen Kopfstreifen einen dunklen Gesamteindruck erzeugen (Abb 1 & 2). Die in Mittel- und Südeuropa verbreitete Unterart *Picoides tridactylus alpinus* unterscheidet sich von der nordeuropäischen Nominatform durch eine stärkere Rückenbänderung: *Picoides tridactylus alpinus* ist am Rücken und an den Flanken dunkel gebändert, die Nominatform besitzt hingegen ein ausgedehntes weißes Rückenfeld. Männliche Dreizehenspechte lassen sich durch den gelben Scheitel von den Weibchen unterscheiden (Abb. 1). Weibchen erkennt man am Kopf an einer feinen, weißen Längsstreifung und an der fehlenden Gelbfärbung (Abb. 2) (Svensson 2023; Bauer 2012). Im Feld lässt sich der Dreizehenspecht zudem durch das Fehlen jeglicher Rotfärbung von anderen Spechtarten unterscheiden. Der Dreizehenspecht, die einzige europäische Spechtart mit nur drei Zehen, verdankt dieser Besonderheit seinen Namen (Zahner 2021).



Abbildung 1:
Dreizehenspecht
Männchen (Svensson, 2023)

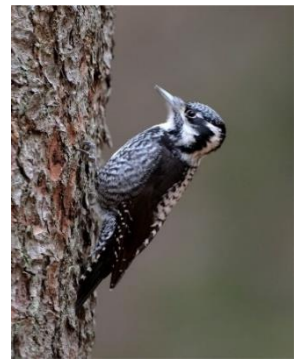


Abbildung 2:
Dreizehenspechtweibchen
(M. Dorsch, Naturpark
Karwendel, 2024)

2.2. Verbreitung und Status im Naturpark Karwendel

Die Art *Picoides tridactylus* lässt sich in mehrere Unterarten unterteilen. In Eurasien werden fünf Unterarten unterschieden: *P. t. tridactylus* (Nordeuropa bis Zentralasien), *P. t. alpinus* (Mittel- und Südeuropa, Nordkorea sowie Japan), *P. t. crissoleucus* (Sibirien, vom Ural bis zum Ochotskischen Meer), *P. t. albidor* (Kamtschatka) und *P. t. funebris* (Südwest-China bis Tibet). Zusammen mit dem nordamerikanischen Dreizehenspecht (*Picoides dorsalis*), der seinerseits drei Unterarten umfasst (*dorsalis*, *bacatus* und *fasciatus*), bildet *Picoides tridactylus* eine Superspezies. Genetische Untersuchungen zeigen mitochondriale Unterschiede von 3,8 % zwischen den nordamerikanischen und eurasischen Populationen. Daher werden beide als eigenständige phylogenetische Arten betrachtet (Bauer, 2012; Johnson, 2024; Zink, 2002). Die Unterart *alpinus* besiedelt in Mittel- und Südeuropa vor allem die waldreichen Mittelgebirge und die subalpine Stufe bis zur Baumgrenze (Bauer 2012). In Tirol erstreckt sich das Verbreitungsgebiet des Dreizehenspechts von etwa 700 bis 2.300 m ü. NN., wobei er bevorzugt in Höhen zwischen 1.200 und 2.000 m ü. NN. vorkommt (Andretzke 2005; Lehne 2022). Sein Vorkommen ist eng an das Vorhandensein von Fichten gebunden (Zahner 2021). In Tirol kann der Dreizehenspecht potenziell überall angetroffen werden, gilt jedoch nirgends als häufig. Mit einer Population von 250 bis 1.000 Brutpaaren gilt der Dreizehenspecht in Tirol als mäßig häufiger Brutvogel. Für das Karwendelgebirge wird der Bestand auf 275 bis 300

Reviere geschätzt (Lehne 2022; Oberwalder 2014). Die Siedlungsdichte liegt in Tirol zwischen 0,2 und 2 Revieren pro 100 Hektar (Lehne 2022), wobei im Naturpark Karwendel besonders in den Regionen Riss-, Hinterau- und Gleischtal sowie im Vomper Loch hohe Dichten festgestellt wurden (Oberwalder 2014). Europaweit wird das Vorkommen des Dreizehenspechts als überdurchschnittlich relevant bewertet, national als bedeutend und regional als sehr bedeutsam (Oberwalder 2014).

2.3. Lebensraum und ökologische Bedeutung

Das Vorkommen des Dreizehenspechts ist stark an Nadelholz gebunden, insbesondere an das Vorkommen der Fichte. Auch Fichtenwälder mit Beimischung von Bergkiefer, Tanne, Zirbe und Laubholz kann die Art besiedeln (Südbeck et al., 2005). Die Vögel bevorzugen naturnahe, gemischte und fichtendominierte Wälder (Hardenbol et al. 2019; Lehne 2022). Ausschlaggebend ist ein überdurchschnittlich hoher Totholzanteil mit entsprechendem Angebot an stehendem und liegendem Totholz mit Brusthöhendurchmesser über 20cm. Positiv beeinflusst wird das Vorkommen der Art außerdem durch einen mittleren Bestockungsgrad (40-70%) und Waldweiden, sowie alte Waldbestände und Käferbefall. In intensiv bewirtschafteten Wäldern hingegen wird die Art selten gefunden (Lehne, 2022). Obwohl Hangneigungen über 30° weitgehend gemieden werden (Oberwalder et al., 2014), tragen steilere Hanglagen mit hoher Störungsdynamik (z. B. Lawinen, Windwurf) und geringer forstlicher Nutzung oft zu einem erhöhten Totholzanteil bei, was den Lebensraum des Dreizehenspechts begünstigt (Gigl et al., 2009). Der Dreizehenspecht ist eine saproxyliche Art und ernährt sich überwiegend von den Larven und Images der Borkenkäfer, die seine wichtigste Nahrungsquelle darstellen. Damit agiert er als natürlicher Gegenspieler des Borkenkäfers (Pechacek et al. 1996, Hardenbol et al. 2019). Neben Borkenkäfern spielen auch Bockkäfer und Spinnen eine zentrale Rolle in seiner Ernährung. Ameisen und andere Insekten machen hingegen nur einen vergleichsweise kleinen Teil der Nahrung aus (Pechacek et al. 2004). Diese Spechtart kann als natürlicher Feind der Borkenkäfer einem Käferbefall effektiver entgegenwirken als Käfer-Pheromon-Fallen, da ein Specht deutlich mehr Käfer zerstört als eine Borkenkäferfalle (Bütler, 2001). Unter günstigen Bedingungen können Dreizehenspechte gemeinsam mit anderen Fraßfeinden die Borkenkäferpopulationen um bis zu 98 % reduzieren (Fayt et al., 2006). Auch durch indirekte Faktoren kann der Dreizehenspecht dem Borkenkäfer entgegenwirken: Durch das Schälen der Käferbrutbäume wird die Brut widrigen Umwelteinflüssen, sowie Pilz- und Parasitenbefall ausgesetzt, was zu einer erhöhten Mortalität der Borkenkäferbrut führen kann (Bütler, 2014). Im Frühjahr und Frühsommer nutzt der Dreizehenspecht zusätzlich Baumsäfte, welche er durch Ringeln der Bäume erlangt (Bauer, 2012, Zahner, 2021). Beim Ringeln handelt es sich um meist ringförmig angelegte Vertiefungen, welche von Bunt-, Dreizehen- und vereinzelt auch Mittelspechten in die

Baumrinde eingehackt werden. Die austretenden Baumsäfte werden von den Spechten aufgeleckt (Zahner 2021).

2.4. Verhalten

Der Dreizehenspecht gilt als heimlicher, jedoch wenig scheuer Waldbewohner (Zahner 2021, Bauer 2012). Der Höhlenbrüter baut sein Nest jährlich neu, meist in absterbenden oder toten Koniferen. Beim Höhlenbau sind Männchen und Weibchen beteiligt. Die Tiere leben in einer monogamen Dauerehe, aus welcher eine Jahresbrut hervorgeht, mit einem durchschnittlichen Bruterfolg von 1,8 Jungen (Bauer 2012, Zahner 2021, Lehne 2022, Andretzke 2005). Der Höhepunkt der Balz, in welcher die Tiere am häufigsten und auffälligsten Trommeln, beginnt in den Alpen ab Anfang/Mitte April. Die Jungen sind im Nest noch bis Mitte Juni zu beobachten (Andretzke 2005). Die Rufe des Dreizehenspechts sind ähnlich zu denen des Buntspechts, jedoch ist der Dreizehenspecht weniger ruffreudig. Der Einzelruf ist weicher, tiefer und gedämpfter als jener der Buntspechte. Am Trommeln kann man Dreizehenspecht, Buntspecht und Weißrückenspecht, dahingehend unterscheiden, dass der Dreizehenspecht einen viel längeren Trommelwirbel hat als der Buntspecht, aber einen kürzeren als der Weißrückenspecht. Zudem sind die letzten Schläge meist beschleunigt (Andretzke 2005, Bauer 2012). *Picoides tridactylus* ist ein ausgesprochener Standvogel. Die Angaben für die Reviergröße schwanken zwischen 11 und 147 ha (Zahner 2021). Die Aktionsräume der Tiere sind groß und können bis zu 250 ha betragen, kleinere Aktionsräume sind besonders bei Borkenkäferbefall und zur Brutzeit möglich (Bauer 2012).

2.5. Gefährdung und Schutz

Der Dreizehenspecht zählt unter den Spechten zu den deutlichen Verlierern des Klimawandels, da die Fichte mit den klimatischen Veränderungen zunehmend unter Druck gerät (Zahner 2021, Müller-Kröhling, 2009). Durch intensive Waldnutzung, die Pflanzung monotoner Altersklassenwälder und die Beseitigung von Tot- und Altholz kommt es zu weiteren Lebensraumverlusten für diese Art (Bauer 2012). Durch die Klimaänderung kann es jedoch auch zur Zunahme von Totholz durch Waldsterben und häufigere Windbrüche und auch zur Zunahme der Borkenkäferbestände kommen, wodurch sich die Lebensbedingungen für die Spechtart kurzfristig verbessern können (Zahner 2021, Müller-Kröhling, 2009, Bauer 2012). Andererseits kann eine intensive Bekämpfung der Borkenkäfer für den Holzkäferspezialist zu einer Nahrungsknappheit führen. Eine Maßnahme zum Schutz für den Dreizehenspecht ist in erster Linie die Förderung tot- und altholzreicher, reichstrukturierter Fichtenwälder (Bauer 2012). Bütler (2004) empfiehlt für das Vorkommen des Dreizehenspechts insbesondere den Erhalt von stehendem Totholz, mit einem Anteil von mindestens fünf Prozent in Waldbeständen über 100 ha. Zudem sollten naturnahe Wälder der montanen und subalpinen Zone geschont oder extensiv genutzt werden. Dabei sollte auf einen

gewissen Erhalt der Käferbäume und auf eine minimale Insektenbekämpfung geachtet werden. Ebenso sollten Sturm- und Schneewurfflächen bestenfalls nur geringfügig aufgearbeitet werden. Die Ausweisung großflächiger Waldschutzgebiete dient ebenfalls dem Schutz dieser Spechtart (Bauer 2012).

3. Material und Methoden

Für die Beobachtungen des Dreizehenspechts im Naturpark Karwendel wurden innerhalb dieser Arbeit weitestgehend die gleichen Methoden angewandt wie in der ornithologischen Grundlagenerhebung von Oberwalder et al. (2014). Anpassungen waren jedoch dort erforderlich, wo die ursprüngliche Methodik, wie bei der Revierabgrenzung nicht vollständig nachvollziehbar war. Die Spechtfunde, die in der Ersterhebung analysiert wurden, stammen aus den Jahren 2011 und 2012, während die abschließenden Auswertungen und Publikationen der Ergebnisse im Jahr 2014 abgeschlossen wurden (Oberwalder 2014). In dieser Arbeit werden die 2024 erhobenen Daten zum Dreizehenspecht bearbeitet, die Daten zum Grauspecht werden in einer anderen Arbeit von Veerle Dezutter analysiert. Alle anderen Spechtartenbeobachtungen, die während der Freilandenerhebungen protokolliert wurden sind im Anhang dokumentiert.

3.1. Gebietsbeschreibung und Auswahl der Untersuchungsflächen

Die Flächen wurden auf Basis der Untersuchungsgebiete und der Spechtfunde der ornithologischen Grundlagenerhebung von 2014 bestimmt. Damals wurden sieben Flächen zwischen 190 bis 1392 ha untersucht. Im Rahmen dieser Masterarbeit wurden fünf Flächen zwischen 145 und 296 ha ausgewählt (Abb. 3b). Die Flächen Karwendeltal-Brunnstein (2) und Gramaialm-Hochleger (3) (Abb. 3a) aus der ornithologischen Grundlagenerhebung (2014) wurden in dieser Arbeit aus zeitlichen Gründen nicht untersucht. Während der Auswahl und Begehung der Untersuchungsflächen wurden alle Flächen so festgelegt, dass sie größtenteils innerhalb der ursprünglichen Untersuchungsgebiete von 2014 lagen, um eine direkte Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten. Die Fläche im Gebiet Achenwald 2024 überschneidet sich nicht mit dem Untersuchungsgebiet Achenwald aus der ornithologischen Grundlagenerhebung von 2014. Die Fläche wurde in die Untersuchung einbezogen, da sie relevante Einblicke in die aktuelle Verteilung und Habitatnutzung der Dreizehenspechte im Naturpark Karwendel liefert. Insbesondere tragen diese Daten dazu bei, eine umfassende Analyse der Spechtpopulation im gesamten Naturpark zu unterstützen, weil sie vergleichende Auswertungen zwischen verschiedenen Teilflächen ermöglichen und Rückschlüsse auf Verbreitung, Habitatnutzung und potenzielle Einflussfaktoren zulassen.

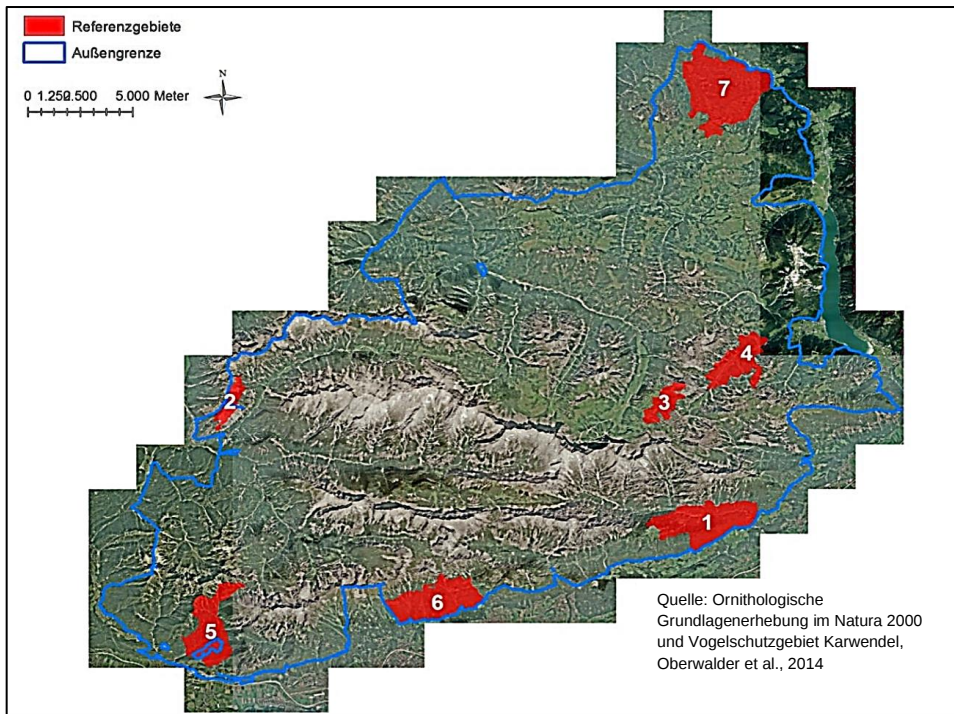
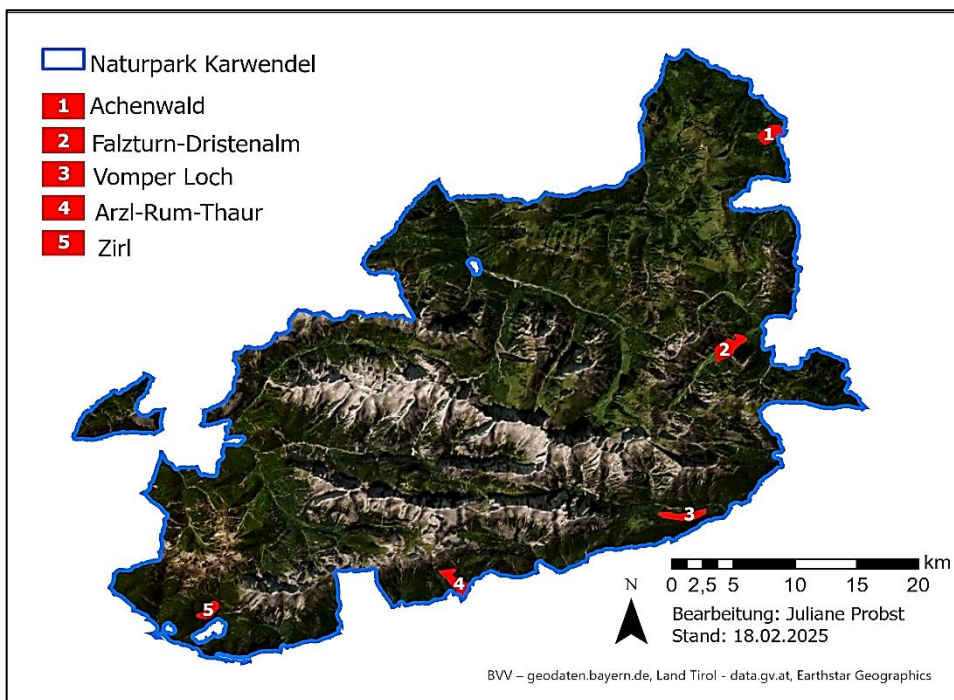


Abbildung 3:
Untersuchungsflächen
der ornithologischen
Grundlagenerhebung
2014 (oben):
1-Vomper Loch,
2-Karwendeltal-
Brunnstein,
3-Gramaialm-
Hochleger,
4-Falzturm-Dristenalm,
5-Zirl,
6-Südbachung Arzl-
Rum-Thaur,
7-Achenwald
(Oberwalder, 2014);
Untersuchungsflächen
der Masterarbeit 2024
(unten)



Für die Begehung der fünf Flächen Achenwald (AW), Falzturm-Dristenalm (FD), Vomper Loch (VL), Arzl-Rum-Thaur (ART) und Zirl (Z), wurden die jeweiligen Waldaufseher verständigt. Während der Begehungen mussten einige Untersuchungsflächen aufgrund von Schnee oder lang andauernden Waldarbeiten angepasst werden, was dazu führte, dass alternative Wege genommen wurden. Im Folgenden werden die Untersuchungsgebiete kurz beschrieben.

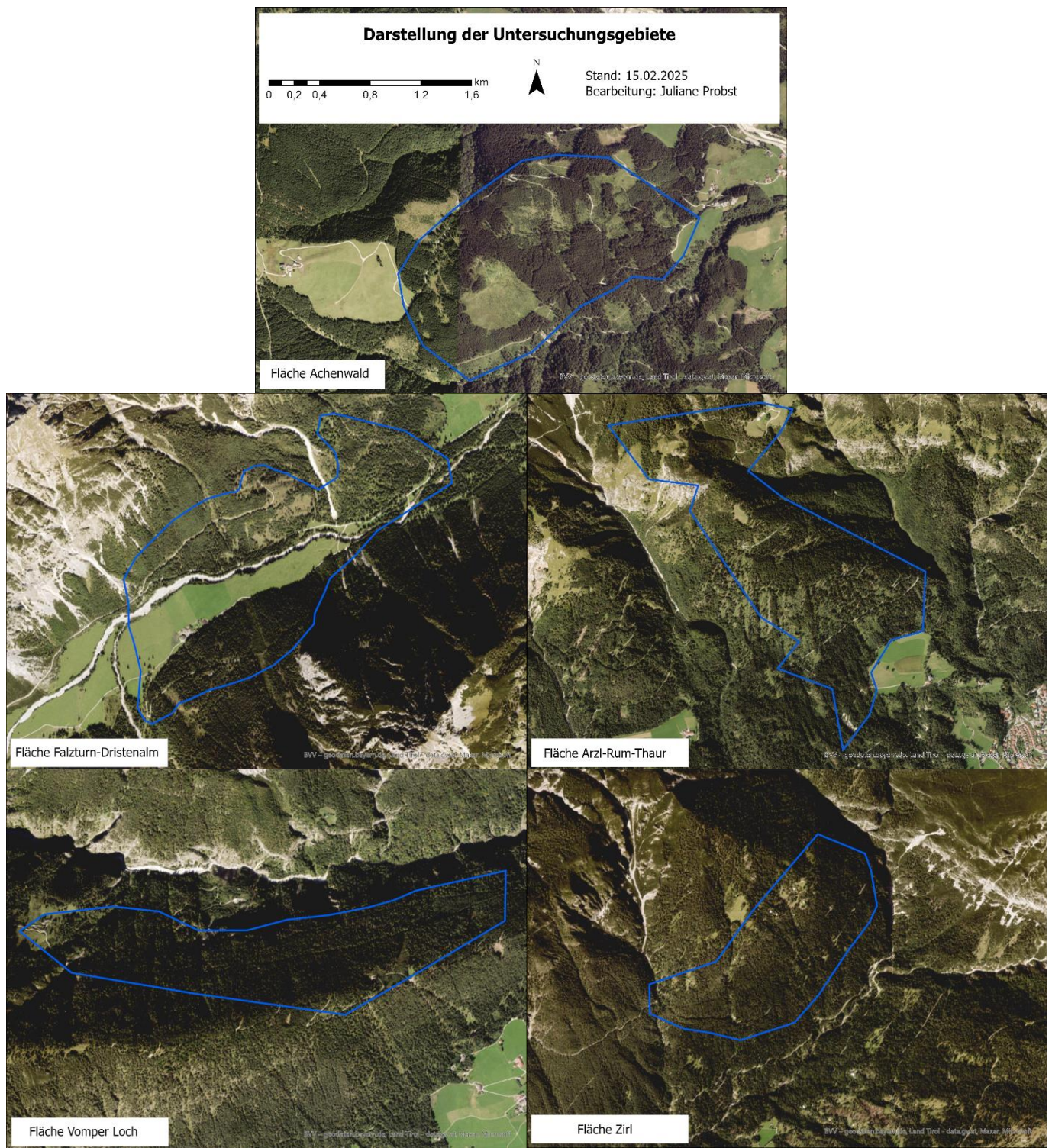


Abbildung 4: Darstellung der fünf Untersuchungsgebiete: Achenwald, Falzturn-Dristenalm, Arzl-Rum-Thaur, Vomper Loch, Zirl

I. Achenwald (AW)

Im Bereich Achenwald wurde eine Fläche gewählt, die Außerhalb der Untersuchungen der ornithologischen Grundlagenerhebungen von 2014 lag. Die Fläche liegt mit einer Größe von 242 ha etwas unterhalb der Falkenmoosalm im Achental mit dem höchsten Punkt auf 1212 m ü. NN. Das Gebiet ist gekennzeichnet durch einige junge sowie auch ältere Nadelholzbestände

und einige kleine Feuchtstellen. Mäßig frequentierte Wanderwege und Forststraßen führen durch dieses Gebiet (Abb. 4).

II. Falzturn-Dristenalm (FD)

Im Bereich des Falzturntals erstreckt sich die Untersuchungsfläche über 296 ha zwischen dem Gasthaus Falzturn Alm und der Brücke etwas unterhalb Richtung Mautstelle Pertisau. Die Hänge sind südlich, südöstlich und nördlich exponiert und bewachsen durch Laub-Nadelmischwälder. Im Tal befindet sich Weidefläche. Das Gebiet ist durchzogen von der Mautstraße Richtung Gramaialm und häufig frequentierten Forst- und Wanderwegen (Abb. 4).

III. Vomper Loch (VL)

Das Untersuchungsgebiet Vomper Loch ist 218 ha groß und durchzogen von Nadelwald und teilweise Laub-Nadel-Mischwald. Die Fläche liegt in einem steilen, größtenteils nördlich exponierten Gebiet oberhalb des Vomper Baches zwischen Umlberg und Ganalm (1190 m ü. NN). Durch die Fläche führen wenig frequentierte Forststraßen und Wanderwege (Abb. 4).

IV. Arzl-Rum-Thaur (ART)

Die Fläche bei Thaur ist 246 ha groß und besteht hauptsächlich aus Laub-Nadelmischwäldern, im oberen Bereich aus Latschenfeldern. Beginnend am Thaurer Alm Parkplatz (855 m ü. NN) erstreckt sie sich über die Thaurer Alm (1464 m ü. NN) bis über den Thaurer Roskopf (1574 m ü. NN). Einige teils hoch frequentierte Wanderwege und Forststraßen führen durch dieses Gebiet. Die Fläche ist an einigen Stellen durch sehr steile Bereiche gekennzeichnet (Abb. 4).

V. Zirl (Z)

Die Fläche bei Zirl hat eine Größe von 145 ha und befindet sich an einem südostexponierten Hang im Fließeraldgebiet, im Bereich der Garbersalm (1497 m ü. NN). Die Fläche besteht überwiegend aus Nadel- und teilweise aus Laub-Nadelmischwald, sowie aus Almfläche mit Waldbeweidung. Durch die Flächen führen Forststraßen und wenig bis regelmäßig frequentierte Steige (Abb. 4).

Die Untersuchungsflächen bestanden insgesamt zu über 80 % aus Fichten-Tannen-Buchenwäldern, womit dieser Waldtyp deutlich dominierte. Weitere nennenswerte Typen waren Buchenwälder (7,9 %), Tannenwälder (3,9 %) und Latschengebüsche (3,4 %). Seltener vertreten waren Kiefernwälder, Laubholzgebüsche oder andere Sonderformen (siehe Abb. 21, Anhang IV).

3.2. Methodik

3.2.1. Referenzflächenkartierung

Die Feldarbeiten wurden in dem von Andretzke et al. (2005) empfohlenen Erfassungszeitraum zwischen Mitte März und Mitte Juni durchgeführt. Die fünf Untersuchungsflächen wurden jeweils sechsmal in frühmorgendlichen Begehungen untersucht. Die Begehungen starteten spätestens 30 Minuten vor Sonnenaufgang und wurden bis zum späten Vormittag abgeschlossen. Die Flächen wurden mit einem Abstand der Begangslinien von 200 m bzw. 100 m Höhendifferenz untersucht. Bei Schnee, Lawinen- oder Absturzgefahr wurden die Untersuchungsgebiete entlang der Forststraßen und Wanderwege abgegangen. Begehungen wurden nur bei passender Witterung durchgeführt. Bei starkem Niederschlag oder Windstärken über 4 wurden keine Untersuchungen gemacht (Andretzke, 2005). Zu steile Bereiche wurden aus Sicherheitsgründen nicht begangen, jedoch bestmöglich eingehört.

Zwischen den Begehungsdurchgängen lagen mindestens sieben Tage (Bibby, 1995). Für die Erfassung von Dreizehenspechtpopulationen werden Klangattrappen empfohlen (Andretzke, 2005). Die Klangattrappen wurden im Rahmen dieser Untersuchungen 2-3 Trommelwirbel lang abgespielt und anschließend wurde bis zu zehn Minuten lang auf eine Reaktion gewartet. Im Falle einer Reaktion wurde das Abspielen der Klangattrappe sofort abgebrochen und die Attrappen wurden erst in einem Abstand von 500 m zum vorherigen Lockpunkt erneut abgespielt, um das Nachziehen der Vögel und damit eine Doppelregistrierung gleicher Individuen zu vermeiden (Andretzke 2005). Nach Möglichkeit wurden Geschlecht, Alter, Verhalten, Anzahl, Paare und Simultanregistrierungen in einem Erhebungsbogen (Anhang I), der auch in der ornithologischen Grundlagenerhebung verwendet wurde, aufgenommen. Ebenso wurde in einem 15 m Radius um die Fundstellen Daten zur Witterung, abiotischen und biotischen Standortfaktoren, Bodenbedeckung, Strauch- und Baumschicht, Totholz und weiteren Strukturelementen (Wurzelteller, Feuchtstellen, Ameisenhügel), sowie zur Nutzung und Entwicklungsdynamik notiert. Zusätzlich wurde besonders auf geringelte Bäume geachtet, da diese auf das Vorkommen von Dreizehenspechten hindeuten können (Zahner 2021). Die Koordinaten der Spechtfunde und wichtige Anmerkungen zu den Funden wurden in der App NaturaList dokumentiert.

3.2.2. Datenaufbereitung und Datenanalyse

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden umfangreiche Daten zur Analyse aufbereitet und mittels des Geoinformationssystems Arc GISPro, des Statistikprogramms Jamovi (Version 2.6.13) und Excel verarbeitet. Dieser Abschnitt beschreibt die wesentlichen Schritte der Datenaufbereitung und -verarbeitung sowie die eingesetzten Methoden und Datenquellen (Tabelle 2).

Datengrundlage

Die Referenzflächenkartierung aus dem Jahr 2024 bildete die Basis der Analysen. Eine Tabelle mit allen Funden von 2024 und den erfassten Parametern wurde erstellt. Zusätzlich wurden Daten von Oberwalder (2011/12) einbezogen. Da deren Qualität nicht konsistent war (fehlende Angaben zu Vegetation, Geschlecht oder Verhalten), wurden nur Funde mit vergleichbarer Datentiefe ausgewählt. Diese qualifizierten Daten wurden mit den aktuellen Daten zu einer kombinierten Tabelle zusammengeführt und in ArcGIS Pro importiert. Die Fundpunkte wurden als Punkt-Shape-File visualisiert. Mithilfe von „Zonal Statistic“, „Zonal Histogram“ und „Tabulate Area“ wurden die einzelnen Habitatparameter im Umkreis von 15 Metern um die Fundpunkte extrahiert und in die Tabelle integriert. Diese Tabelle bildet die Grundlage für die Analysen und ermöglicht eine präzise Darstellung der zeitlichen Veränderungen.

Verarbeitung der Daten, Dichteberechnung und Revierabgrenzung

Für die Spechtdichteberechnung wurde das Werkzeug „Kerndichte“ des Spatial Analyst Tools in ArcGIS Pro verwendet. Im Folgenden wird die Berechnung der Kerndichte und die Erstellung der Differentialkarten beschrieben.

Für jede Art, jedes Jahr und jeden Begehungsdurchgang wurde die Kerndichte pro Quadratkilometer berechnet und in Form von Rasterkarten dargestellt. Dabei wurde pro Art ein spezifischer Radius zur Berechnung der Dichtewerte festgelegt, der auf der durchschnittlichen Reviergröße dieser Art basiert (Tabelle 1).

Tabelle 1: Die Reviergrößen und durchschnittlichen Reviergrößen ausgewählter Spechtarten (Zahner et al., 2021 und Riemer et al. 2010), welche im Rahmen dieser Arbeit als Grundlage für die weiteren Analysen verwendet werden

Spechtart	Wissenschaftlicher Name	Reviergröße (ha)	Quelle	Durchschnittliche Reviergröße (ha)	Radius (m)
Dreizehenspecht	<i>Picoides tridactylus</i>	11-147	Zahner, 2021	79	501
Buntspecht	<i>Dendrocopos major</i>	1-60	Zahner, 2021	30,5	312
Grauspecht	<i>Picus canus</i>	100-300	Zahner, 2021	200	798
Grünspecht	<i>Picus viridis</i>	50-250	Riemer, 2010	150	691
Schwarzspecht	<i>Dryocopus martius</i>	200-300	Zahner, 2021	250	892
Weißrückenspecht	<i>Dendrocopos leucotos</i>	200	Zahner, 2021	200	798

Aus den sechs Dichtekarten (eine pro Begehung) des Jahres 2024 wurde eine Mittelwertkarte erstellt. Dieselbe Vorgehensweise wurde auch für die vier Begehungen der Jahre 2011 und 2012 angewandt. Obwohl im offiziellen Bericht der Studie von Oberwalder 2014 nur drei Begehungen dokumentiert sind, gab es zusätzliche Beobachtungen, die für diese Arbeit zu einer vierten Begehungsrunde zusammengefasst wurden. Anschließend wurde aus den vier Dichterasterkarten eine zusammenfassende Mittelwertkarte für 2011/12 erstellt, um Vergleiche mit den Daten von 2024 zu ermöglichen.

Um zeitliche Veränderungen in der Dichteverteilung sichtbar zu machen, wurde eine Differentialkarte berechnet. Hierbei wurde der Mittelwert aus den Jahren 2011/12 von der Mittelwertkarte aus den Begehungen von 2024 subtrahiert.

Zur weiteren Analyse wurden Reviere ermittelt, die aus den Dichtekarten der Jahre 2011/12 und 2024 erstellt wurden. Der Dreizehenspecht ist eine territoriale Art (Pechacek, 2004) mit Revieren, zwischen 11 und 147 ha (Zahner, 2021). In dieser Arbeit dienten die Revierzentren vor allem dem Vergleich der räumlichen Verteilung zwischen den beiden Erhebungszeiträumen, um mögliche Veränderungen in der Nutzung des Lebensraums über die letzten zehn Jahre zu identifizieren.

Die Abgrenzung der Reviere erfolgte in ArcGIS Pro auf Grundlage der berechneten Punktdichteverteilung und der Angaben zur mittleren Reviergröße aus der Literatur (siehe Tabelle 1). Der Reviermittelpunkt wurde jeweils so positioniert, dass er sich in einem Bereich hoher Dichtewerte befand. Dabei wurde darauf geachtet, dass die Punkte, die zur Definition des Reviers verwendet wurden, innerhalb der durchschnittlichen Reviergröße für die jeweilige Art lagen. Diese Methodik der Revierabgrenzung wurde auch für die Dichtewerte und Funde von Oberwalder durchgeführt, um eine Vergleichbarkeit sicherzustellen.

Oberwalder hat die Reviere ursprünglich nach der Qualität der Funde abgegrenzt. Dabei wurden Beobachtungen zum Verhalten, Geschlecht, Simultanreaktionen und den Fundorten der Spechte berücksichtigt. Die genaue Methodik von Oberwalder konnte jedoch nicht mehr vollständig rekonstruiert werden. Aus diesem Grund wurde in der vorliegenden Masterarbeit die Dichte als maßgebender Faktor für die Revierabgrenzung herangezogen, um eine idente und methodisch nachvollziehbare Grundlage für die Revierdefinition zu gewährleisten.

Zur Bewertung der Reviersicherheit und um wichtige Beobachtungen oder Verhaltensweisen zu berücksichtigen, wurde eine qualitative Einstufung vorgenommen, die den beobachteten Verhaltensweisen und Anzeichen für eine Reviernutzung folgte. Die Verlässlichkeit (Sicherheit der Revierexistenz) wurde nach folgenden fünf Qualitätsstufen klassifiziert:

1. **Gesichertes Revier:** Hinweise auf ein aktives Nest, Nestbau, Vorhandensein von Jungtieren, Paarungsverhalten, Kopula, futtertragende Altvögel oder bereits ausgeflogene Jungtiere.
2. **Hohe Sicherheit eines Reviers:** Nachweis eines Paares oder Hinweise auf sehr hohe Dichtewerte sowie Angst- und Warnverhalten der Spechte, Verleiten oder Aufsuchen des wahrscheinlichen Nistplatzes.
3. **Moderate Sicherheit eines Reviers:** Gleichzeitige Beobachtung mehrerer Individuen (Simultanbeobachtung) oder das Vorliegen hoher Dichtewerte, die auf eine Reviernutzung hindeuten.

4. **Geringe Sicherheit eines Reviers:** Revierbegründungen aus mindestens zwei Beobachtungen, ohne spezifische Verhaltenshinweise, welche aber Hinweise auf eine regelmäßige Nutzung lieferten.

5. **Unsicheres Revier:** Einzelbeobachtungen ohne klare Hinweise auf Reviernutzung.

Diese qualitative Bewertung ermöglichte eine differenzierte Einordnung der Reviernutzung und der Revierbedeutung in den jeweiligen Gebieten und trug dazu bei, das Verhaltensspektrum und die potenzielle Fortpflanzung innerhalb der beobachteten Spechtarten zu analysieren und darzustellen.

Datenbasis und abgeleitete Modellparameter

Zur Analyse der Verbreitung des Dreizehenspechts im Naturpark Karwendel wurden verschiedene Datensätze aus Feldbegehungen und externen Quellen verwendet. Die Specht-Erhebungen und Dichtekarten bilden die zentrale Datengrundlage dieser Arbeit. Sie dienen sowohl der Darstellung der aktuellen Verbreitung als auch dem Vergleich mit früheren Erhebungen und bilden die Basis für die Ableitung räumlicher Nutzungsmuster und Revierabgrenzungen. Die folgenden Parameter wurden neben den im Freiland erhobenen Daten verwendet, um die ökologischen Einflussfaktoren auf das Vorkommen dieser Art zu untersuchen (Tabelle 2): Ein wesentlicher topografischer Faktor ist die Hangexposition. Studien zeigen unterschiedliche Expositionspräferenzen des Dreizehenspechts in unterschiedlichen Regionen (Hess, 1983, Scherzinger, 1982, Schwaiger et al., 2019). Vor diesem Hintergrund wird angenommen, dass bestimmte Expositionslagen im Naturpark Karwendel für die Art besonders attraktiv sind. Die Exposition wurde mithilfe der GIS-Tools „Aspect“ aus dem Geländemodell abgeleitet (siehe Tabelle 2). Zur besseren Erfassung der topographischen Exposition wurde das ursprüngliche Expositions-Raster, das die Hangrichtung in Grad (0° bis 360°) angibt, in die zwei Komponenten Northness und Eastness zerlegt. Diese Umrechnung erfolgte, da die Expositionswerte in Grad eine kreisförmige Variable darstellen, bei der 0° und 360° identisch sind, was eine direkte Verwendung in linearen Modellen problematisch macht. Die Berechnung erfolgte in ArcGIS Pro mittels des Raster Calculators. Zunächst wurden die Expositionswerte von Grad in Radiant umgerechnet, da trigonometrische Funktionen wie Sinus und Kosinus in ArcGIS Pro Radiante als Eingabe erwarten. Die Umrechnung erfolgte nach der Formel: $\text{Exposition in Radiant} = \pi \times \frac{\text{Exposition in Grad}}{180}$. Anschließend wurden die North- und Eastness berechnet als: $\text{Northness} = \cos(\text{Exposition in Rad})$ und $\text{Eastness} = \sin(\text{Exposition in Rad})$. Northness beschreibt dabei die Nord-Süd-Ausrichtung mit Werten von +1 (nach Norden ausgerichtet) bis -1 (nach Süden ausgerichtet). Eastness erfasst die Ost-West-Ausrichtung mit Werten von +1 (nach Osten) bis -1 (nach Westen). Diese Transformation ermöglicht eine lineare Interpretation der Exposition in statistischen Analysen.

Tabelle 2: Für die Modellierung der Zusammenhänge verwendeten Datensätze: Quellen, Methodik, Bezugs-Zeiträume und räumliche Auflösung (m) bzw. Maßstab

Daten	Jahr	Auflösung (m)/ Maßstab	Quelle/Methodik
Specht-Erhebungen 2024	2024	Punktdaten	Referenzflächenkartierung 2024, Juliane Probst und Veerle Dezutter
Specht-Erhebungen 2011/12	2011/12	Punktdaten	Ornithologische Grundlagenkartierung, Oberwalder et. al 2014
Dichtekarten	2011/12 & 2024	30	Erstellung aus den Spechtfunden der jeweiligen Jahre mittels GIS-Tool „Kerndichte“
Hangexposition (°)	2024	30	Abgeleitet aus dem ASTER_GDEM_30-Geländemodell (https://asterweb.jpl.nasa.gov/gdem.asp) in ArcGIS Pro, mit der Funktion "Ausrichtung"
Seehöhe (m.ü.NN)	2024	30	Abgeleitet aus dem ASTER_GDEM_30-Geländemodell (https://asterweb.jpl.nasa.gov/gdem.asp) in ArcGIS Pro,
Hangneigung (°)	2024	30	Abgeleitet aus dem ASTER_GDEM_30-Geländemodell (https://asterweb.jpl.nasa.gov/gdem.asp) in ArcGIS Pro, mit der Funktion "Neigung"
Geomorphologie	2024	30	Abgeleitet aus dem ASTER_GDEM_30-Geländemodell (https://asterweb.jpl.nasa.gov/gdem.asp) in ArcGIS Pro, mit der Funktion "Geomorphon-Landformen"
Waldtypisierung	2024	1:25000	Zur Verfügung gestellt vom Land Tirol, Abteilung Forstplanung
Erhaltungszustand der Baumarten	2024	1:50000	Zur Verfügung gestellt vom Land Tirol, Abteilung Forstplanung
Laserscandaten (DGM, DOM)	2017-2023	0,5	Zur Verfügung gestellt vom Land Tirol, (DOM-DGM) https://www.tirol.gv.at/sicherheit/geoinformation/geodaten-tiris/laserscandaten/
Schadholzmenge in den Forstbezirken SZ und IBK durch Borkenkäfer, Wind und Schnee	2002 - 2023	Bezirk Innsbruck und Schwaz	Dokumentation der Waldschädigungsfaktoren (DWF). BFW, Bundesforschungszentrum für Wald, https://www.bfw.gv.at/dokumentation-waldschaedigungsfaktoren/
Temperatur (°C) & Niederschlag (kg/m²)	2010-2012; 2022-2024	1000	SPARTACUS v2.1 Jahresdaten, https://data.hub.geosphere.at/dataset/spartacus-v2-1y-1km

Die Hangneigung stellt einen weiteren entscheidenden Geländefaktor dar: Steile Hänge sind aufgrund ihrer erschwerten forstlichen Nutzbarkeit sowie der erhöhten natürlichen Dynamik, etwa durch Lawinen, oft von einem höheren Totholzanteil geprägt. Diese Bedingungen schaffen ideale Lebensräume für spezialisierte Arten wie den Dreizehenspecht (Gigl et al., 2009). Entsprechend wird erwartet, dass die Spechtart in stärker geneigten Lagen häufiger vorkommt. Die Hangneigung wurde mithilfe des GIS-Tools „Slope“ aus dem Geländemodell abgeleitet (siehe Tabelle 2).

Ein weiterer topografisch-struktureller Faktor, der in die Analyse einbezogen wurde, ist die Geomorphologie (siehe Tabelle 2). Steilere Hanglagen bieten laut Gigl et al. (2009) günstige Bedingungen für den Dreizehenspecht, was auch durch Beobachtungen im Nationalpark Berchtesgaden bestätigt wurde (Pechacek, 1995). Die zugrunde liegende Hypothese lautet

daher, dass bestimmte geomorphologische Einheiten im Karwendel, insbesondere Hanglagen vom Dreizehenspecht bevorzugt genutzt werden. Die Klassifikation der Landformen, wie Hänge, Senken oder Täler, erfolgte anhand der „Geomorphon-Landformen“-Analyse. Die Landformen wurden in vier Kategorien eingeteilt (siehe Tabelle 25, Anhang IV). Da die Variable Landform in kategorischer Form vorlag, wurde sie je nach Modelltyp unterschiedlich aufbereitet, um sie in die jeweiligen Regressionsmodelle integrieren zu können. Für die punktbezogene Regression wurden für jeden Fundstandort die prozentualen Anteile der einzelnen Landformen innerhalb des 15-m-Radius berechnet. Dadurch konnten diese Anteile als quantitative Parameter in die punktbezogenen Modelle integriert werden. Für die flächenbezogene Regression hingegen wurde der Parameter Landform als binäre Information auf Pixel-Ebene modelliert: Für jede Kategorie (z.B. Hang/Unterhang) wurde je Pixel geprüft, ob die entsprechende geomorphologische Ausprägung vorhanden ist (Wert = 1) oder nicht (Wert = 0). Auf dieser Grundlage erfolgte die Integration in die Regressionsberechnungen. Die kategorialen Daten zu den Waldtypen und Erhaltungszuständen wurde für beide Regressionsansätze analog zu den Daten der Landformen aufbereitet.

Der Specht besiedelt bevorzugt natürliche Hochlagenfichtenwälder mit extensiver Bewirtschaftung (Zahner et al., 2021). Daher wird erwartet, dass im Naturpark Flächen mit hohem Erhaltungszustand, gekennzeichnet durch hohe Strukturvielfalt, naturnahe Baumartenmischung, viel Totholz und geringe Nutzungsintensität, eine höhere Wahrscheinlichkeit für das Vorkommen des Dreizehenspechts aufweisen. Im Rahmen der Waldtypisierung Tirol, durchgeführt im Auftrag des Amtes der Tiroler Landesregierung, von Hotter et al. (2020), wurde die Naturnähe der Baumartenmischung untersucht. Die Erhaltungszustände (EZH) der Baumartenmischung spiegeln sich in drei Kategorien wider: A (hoch), B (mittel) und C (gering). Basierend auf verschiedenen Kriterien wie Baumstruktur, Totholzvolumen, Deckungsprozent der Störungszeiger, Nutzungsintensität und Wildeinfluss wurde der Erhaltungszustand der FFH-Lebensraumtypen im Naturpark Karwendel beurteilt. Ein hervorragender Zustand zeichnet sich durch eine hohe Zahl an geeigneten Baumstrukturen und ein hohes Totholzvolumen, sowie durch eine geringe Deckung von Störungszeigern und niedrige Nutzungsintensität aus, während ein durchschnittlicher Erhaltungszustand auf eine stärkere Beeinträchtigung der Waldstruktur und höhere Nutzungsintensität hinweist. Die Klasse E (Ersatzgesellschaft) wurde Forsten bzw. naturfernen Ersatzgesellschaften zugewiesen, wenn die Anforderungen für die Klassen A, B oder C nicht erfüllt waren (Hotter et al., 2020). Weitere Details zur Definition der Erhaltungszustände sind in Tabelle 24 und Abb. 16 im Anhang IV zu finden.

Basile et al. (2020) heben die zentrale Bedeutung großer Bäume für den Erhalt von Spechten hervor. Großes Totholz entsteht in der Regel durch das Absterben von Bäumen oder Baumstümpfen mit entsprechend großem Durchmesser. Daraus folgt, dass nur dort große

Totholzstrukturen vorhanden sein können, wo zuvor auch groß gewachsene Bäume existiert haben (Lutz et al., 2021; Spies et al., 1988). Es wird erwartet, dass höhere Bäume im Karwendel mit stehenden Totholzstrukturen größerer Dimensionen einhergehen und ausschlaggebend für das Vorkommen des Dreizehenspechts sind (Pechacek, 1995). Die vom Land Tirol bereitgestellten Laserscandaten (Digitales Geländemodell (DGM) und Digitales Oberflächenmodell (DOM)) wurden genutzt, um Baumhöhen darzustellen (Siehe Tabelle 2). Hierfür wurde das Geländemodell (DGM) vom Oberflächenmodell (DOM) subtrahiert.

Zahlreiche Studien belegen, dass der Dreizehenspecht durch großflächige Störungen, wie Windwürfe, Schneebrüche oder Borkenkäferkalamitäten, stark begünstigt wird (Murphy et al. 1998; Fayt 2003; Nappi et al. 2010, Virkkala et al 1991, Hoch 2020, Balasso 2016). Die Hypothese lautet, dass erhöhte Schadholzmengen durch Wind, Schnee und Borkenkäfer zu verbesserten Habitatbedingungen für den Dreizehenspecht führen können. Die vom Bundesforschungszentrum für Wald (BFW) bereitgestellten Daten zu Schadholzmengen in Vorratsfestmetern (Vfm), verursacht durch Borkenkäfer, Schnee und Wind, umfassen den Zeitraum 2002 bis 2023 (siehe Tabelle 2). Diese Daten wurden im Rahmen der Dokumentation der Waldschädigungsfaktoren (DWF) für Tirol erhoben. Forstfachleute der Bezirksforstdienste ermittelten die Schadholzmengen durch ein Schätzverfahren, während die Auswertung und Veröffentlichung durch das Institut für Waldschutz des BFW erfolgten (Steyrer, 2020). In dieser Arbeit wurden die Schadholzmengen der Bezirke Innsbruck und Schwaz analysiert. Für die Zeiträume 2010 - 2012 sowie 2021 - 2023 wurden dreijährige Mittelwerte berechnet, indem die jährlichen Schadholzmengen summiert und anschließend gemittelt wurden. Diese Methodik wurde einheitlich auf alle Schadfaktoren (Borkenkäfer, Winde, Schnee) angewendet.

Klimatische Veränderungen können das Vorkommen und die Entwicklungszyklen von Borkenkäfern sowie die Struktur von Wäldern beeinflussen und damit auch die Habitatqualität für den Dreizehenspecht maßgeblich verändern (Fayt 2006; Kraus et al. 2013; Hartl-Meier et al. 2014; Popović 2024). Vor diesem Hintergrund wird angenommen, dass veränderte Temperatur- und Niederschlagsmuster direkte Auswirkungen auf die Spechtdichte haben können. Zur Untersuchung dieser Einflüsse wurden Klimadaten aus dem SPARTACUS-Datensatz (<https://data.hub.geosphere.at/dataset/spartacus-v2-1y-1km>) für zwei Zeiträume, 2010-2012 und 2022-2024, herangezogen. Für beide Perioden wurden Mittelwertkarten erstellt, um klimatische Veränderungen im Untersuchungsgebiet sichtbar zu machen.

Als weiterer grundlegender Standortfaktor wurde die Seehöhe herangezogen. Der Dreizehenspecht ist vorwiegend in hochmontanen und subalpinen Fichtenwäldern anzutreffen (Straub 2005, Lehne 2022). In Österreich hat die Art einen Verbreitungsschwerpunkt zwischen 1.200 und 2000 m ü. M. (Lehne, 2022)). Es wird daher angenommen, dass im Naturpark mittlere bis höhere Höhenlagen mit geeigneter Waldstruktur häufiger besiedelt werden als tiefer gelegene Flächen. Für eine konsistente Ermittlung der Seehöhe wurden die

Höhenwerte über dem Meeresspiegel für alle Fundpunkte, sowohl aus den Erhebungen von 2024 als auch von 2011/12, aus dem ASTER-GDEM-Geländemodell extrahiert.

Zur Bewertung des Einflusses unterschiedlicher Waldtypen auf das Vorkommen des Dreizehenspechts wurde die Waldtypisierung herangezogen. Die Art ist eng an naturnahe, alte Fichtenwälder mit hohem Totholzanteil gebunden (Andreztko, 2005). Besonders hochmontane, fichtendominierte Bestände spielen dabei eine zentrale Rolle (Straub, 2005). Auf Grundlage dieser Erkenntnisse wird angenommen, dass bestimmte Waldtypen, insbesondere hochmontane und subalpine Fichtenwälder, im Karwendel signifikant häufiger vom Dreizehenspecht besiedelt werden als andere. Die Waldtypisierung wurde vom Land Tirol auf Basis der aktuellen Waldtypenkarte bereitgestellt (siehe Anhang IV Abb. 20 und Tabelle 26).

Zur Einordnung der aktuellen Vegetationsdaten im Kontext der älteren Fundpunkte wurde überprüft, inwieweit die Erhebungen der Baumarten an den Fundstandorten aus den Jahren 2011/12 mit den aktuellen Waldkartierungen des Landes Tirol übereinstimmen. Ziel war es, die Vergleichbarkeit der beiden Datensätze zu bewerten und so die Grundlage für eine gemeinsame Auswertung sicherzustellen. Für jeden Fundpunkt wurde innerhalb eines 15-Meter-Umkreises die dominante Baumart aus den Erhebungen bestimmt und mit der erwarteten dominanten Baumart des zugehörigen Waldtyps abgeglichen. Um die Aussagekraft der Analyse zu erhöhen, wurden dabei nicht nur Dreizehenspechtfunde, sondern sämtliche Spechtfunde einbezogen. Auf diese Weise konnte eine breitere Datenbasis genutzt und die Aussagekraft zur Übereinstimmung zwischen Kartierung und Waldtypisierung gestärkt werden. Dabei zeigte sich, dass in über 62 % der Fälle eine Übereinstimmung der Hauptbaumarten vorlag. Besonders hohe Übereinstimmungsraten traten in subalpinen Fichtenwäldern sowie Fichten-Tannen-Buchenwäldern auf. In weniger häufig vertretenen Waldtypen wie Latschengebüschen oder Zirbenwäldern konnten die erwarteten dominanten Baumarten nicht gefunden werden (siehe Abb. 23, Anhang IV). Da die Erhebungen lediglich den unmittelbaren Umkreis der Fundpunkte abbilden, lässt das Fehlen einzelner Baumarten nicht zwingend auf deren Abwesenheit im gesamten Waldtyp schließen. Dennoch zeigen die Ergebnisse eine deutliche Tendenz zur Übereinstimmung, insbesondere bei häufig vertretenen Waldgruppen. Insgesamt spricht dies für eine gute Anschlussfähigkeit der Funddaten aus 2011/12 an die aktuellen Vegetationskartierungen und erlaubt, trotz notwendiger Zurückhaltung in der Interpretation, eine fundierte vergleichende Analyse beider Datensätze.

3.2.3. Statistische Auswertung der Spechtvorkommen: Deskriptive und schließende Statistik

Zur statistischen Auswertung der Daten wurden deskriptive Analysen und lineare Regressionsmodelle mittels Jamovi durchgeführt. Dabei wurden zunächst die Daten für den

Dreizehenspecht durch deskriptive Statistiken beschrieben und anschließend punktuelle sowie flächige Zusammenhänge zwischen Umweltparametern und Vorkommen mittels linearer Regression untersucht. Zur Analyse der Zusammenhänge zwischen Spechtdichte und Umweltfaktoren wurde ein zweistufiger Ansatz gewählt, der sich auf rasterbasierte Dichtekarten, punkt- und flächenbezogene Regressionsmodelle stützt. Die Methodik gliederte sich in zwei Schritte:

a) Punktbezogene Regressionsanalyse auf Basis extrahierter Dichtewerte

Für jeden Fundpunkt wurde die zuvor berechnete Dichte aus der Kerndichteanalyse extrahiert und gemeinsam mit sämtlichen erhobenen Umweltparametern, darunter auch nicht flächenhaft vorliegende Parameter wie Strukturelemente, Anzahl der Totholzstrukturen, Überschirmung oder Schadholzmengen durch Borkenkäfer, in ein Regressionsmodell eingespeist (Tabelle 4). Ziel dieser Analyse war es, ein möglichst vollständiges Bild der lokalen Habitatqualität zu erhalten, indem auch feinstrukturelle Merkmale berücksichtigt wurden, die nicht flächendeckend vorliegen und daher in späteren Analyseschritten nicht verwendet werden konnten. Für die punktbezogene Regression in Jamovi wurden fünf Modelle berechnet. Im ersten Schritt (Modell 1) wurden alle verfügbaren Umweltparameter, die für die jeweiligen Fundpunkte vorlagen, in das Modell aufgenommen (siehe Tabelle 28, Anhang V). Anschließend erfolgte in den Modellen 2 bis 4 eine schrittweise Elimination jener Variablen, die keinen relevanten Erklärungsbeitrag zur abhängigen Variable (Spechtdichte) leisteten, um die Modellgüte zu optimieren (Tabelle 3). Dabei wurden zunächst alle Parameter mit einem p-Wert größer als 0,8 ausgeschlossen (erste Reduktion) (siehe Tabelle 31, Anhang V). Danach wurden in einer zweiten Reduktion alle Parameter mit einem p-Wert größer als 0,5 entfernt (siehe Tabelle 32, Anhang V). In einer dritten Reduktion wurden alle Parameter mit einem p-Wert größer als 0,3 entfernt (siehe Tabelle 8). Ab der dritten Reduktionsstufe (Modell 4) wurden keine weiteren Variablen ausgeschlossen, da dies die Modellgüte verschlechtert hätte (siehe Tabelle 3, 4. Reduktion). Der Vergleich der Modelle auf Basis von R^2 , adjustiertem R^2 , AIC und RMSE zeigt, dass Modell 4 insgesamt die beste Balance zwischen erklärter Varianz, Modellkomplexität und Vorhersagegüte bietet. Die Überprüfung der Modellannahmen ergab, dass die Normalverteilung der Residuen in allen Modellen erfüllt war (Shapiro-Wilk-Test: $p > 0,05$). Die Homoskedastizität konnte hingegen nicht für alle Parameter bestätigt werden (Tabelle 4). Es lag keine Autokorrelation der Residuen vor, was durch den Durbin-Watson-Test bestätigt wurde ($p > 0,05$) (siehe Tabelle 29 & 30, Anhang V).

Tabelle 3: Vergleich der Modellqualität der punktbezogenen Regressionsmodelle, von der 1. Reduktion bis zur 4. Reduktion bei einer Stichprobengröße von N = 54 Dreizehenspecht-Funden.

Nr.	Modell	R	R ²	Adjust. R ²	AIC	BIC	RMSE	Test des Gesamtmodells			
								F	df1	df2	p
1	Alle Parameter getestet	0.743	0.552	0.12	81.5	137	0.306	1.28	26	27	0.265
2	1. Reduktion (p<0,8)	0.735	0.54	0.239	72.8	119	0.31	1.79	21	32	0.067
3	2. Reduktion (p<0,5)	0.707	0.5	0.302	65.4	99.2	0.324	2.53	15	38	0.01
4	3. Reduktion (p<0,3)	0.67	0.449	0.336	58.6	80.5	0.34	3.98	9	44	<.001
5	4. Reduktion (p<0,15)	0.639	0.408	0.318	58.5	76.4	0.352	4.53	7	46	<.001

Tabelle 4: Übersicht der getesteten und schrittweise ausgeschlossenen Parameter für die punktbezogene Regression

Alle getesteten Parameter, die für jeden Fundpunkt vorlagen (innerhalb eines 15 m Radius um die Fundpunkte)	Einheit / Kategorisierung	1. Reduktion (p>0,8)	2. Reduktion (p>0,5)	3. Reduktion (p>0,3)	Homoskedastizität
Seehöhe	m. ü. NN	✓	✓		✓
Neigung	°	✓	✓	✓	✓
Northness	1 (Norden)/ -1 (Süden)				✓
Eastness	1 (Osten)/-1 (Westen)				✓
Überschirmung	%				✓
Feuchtstellen	m ²	✓	✓	✓	
Wurzelteller	n	✓	✓	✓	
Ameisenhügel	n	✓	✓	✓	
Totholz stehend	n	✓			
Totholz liegend	n	✓	✓	✓	
Totholz gesamt	n	✓	✓		
Baumstümpfe	n				
Anteil der einzelnen Waldgruppen an der Fläche um die Fundpunkte (15 m Radius) (Siehe Anhang IV, Tabelle 26)	%	✓ M/T/ Geb/B	✓ Geb		
Anteil der einzelnen EHZ an der Fläche um die Fundpunkte (15 m Radius) (Siehe Anhang IV, Tabelle 24)	%	✓ C, E	✓ C, E	✓ C, E	
Mittlere Baumhöhe	m	✓	✓		
Anteil der einzelnen Kategorien der Geomorphologie der Fläche um die Fundpunkte (15 m Radius) (Siehe Anhang IV, Tabelle 25)	%	✓ Kat. 2&3	✓ Kat. 2&3	✓ Kat. 2	
Mittlere Temperatur der beiden Erfassungszeiträume (2010-12 und 2021-24)	°C	✓	✓	✓	✓
Mittlere Niederschlagsmenge der beiden Erfassungszeiträume (2010-12 und 2021-24)	kg m ⁻²				✓
mittlere Schadholzmenge durch Borkenkäfer in den Jahren 2021-23; bzw. 2010-2012 in den Forstbezirken Schwaz und Innsbruck	Vorratsfestmeter (Vfm)	✓	✓		

b) Flächenbezogene Regression auf Rasterdaten-Ebene und Upscaling auf das Naturparkgebiet

Im zweiten Analyseschritt wurden für jedes Rasterpixel die berechneten Dichtewerte sowie alle verfügbaren flächendeckenden Umweltparameter extrahiert. Dazu zählten Exposition (als

Northness und Eastness), Hangneigung, Geomorphologie, Waldgruppe, Erhaltungszustand, Seehöhe, Temperatur und Niederschlag. Nicht flächenhaft vorliegende Parameter (z. B. einzelne Strukturelemente wie Totholz oder Wurzelteller und Überschirmung) wurden hier nicht mehr berücksichtigt, da sie nur an den Fundpunkten erhoben wurden. Auf dieser Datengrundlage wurde eine flächenbezogene lineare Regression durchgeführt, bei der die Beziehung zwischen den flächigen Umweltparametern und den Dichtewerten der Rasterzellen modelliert wurde. Im ersten Modell wurden alle verfügbaren flächendeckenden Umweltvariablen einbezogen. In einem zweiten Schritt (Modell 2) wurden nicht relevante Parameter entfernt (siehe Tabelle 6). Zwischen den getesteten Modellen zeigte Modell 2 bei identischer Modellgüte die geringeren AIC- und BIC-Werte und wurde daher für die weiteren Analysen verwendet (siehe Tabelle 5). Die Annahmen der Regression, einschließlich Normalverteilung, Autokorrelation und Homoskedastizität, wurden überprüft, jedoch für die flächenbezogene Regression nicht vollständig erfüllt. Daher ist die Aussagekraft dieser Analyse mit Vorsicht zu interpretieren. Dennoch lässt sich aufgrund der großen Stichprobengröße von über 98.000 ein gewisser Trend erkennen.

Tabelle 5: Vergleich der Modellqualität der Modelle der flächenbezogenen linearen Regressionen bei einer Stichprobengröße von N = 98153 Pixel.

							Test des Gesamtmodells			
Model	R	R ²	Adjustiertes R ²	AIC	BIC	RMSE	F	df1	df2	p
1	0.442	0.196	0.195	-69561	-69342	0.17	1140	21	98519	<.001
2	0.442	0.196	0.195	-69563	-69354	0.17	1197	20	98520	<.001

Tabelle 6: Übersicht der getesteten Parameter in den fünf Modellen der flächenbezogenen Regression

Getesteter Parameter	Einheit / Kategorisierung	Modell		Homoskedastizität
		1	2	
Neigung	°	✓	✓	✓
Seehöhe	m.Ü.NN.	✓	✓	✓
Northness	Zwischen 1 und -1	✓	✓	✓
Eastness	Zwischen 1 und -1	✓	✓	✓
Mittlere Temperatur der beiden Erfassungszeiträume (2010-12 und 2021-24)	°C	✓	✓	
Mittlere Niederschlagsmenge der beiden Erfassungszeiträume (2010-12 und 2021-24)	kg m ⁻²	✓	✓	
Waldgruppen	Vorhanden (1) oder nicht vorhanden (0)	✓ (alle)	✓ (F, Lat, B, Geb, T, G, M)	
Erhaltungszustände	Vorhanden (1) oder nicht vorhanden (0)	✓ (alle)	✓ (alle)	
Landformen	Vorhanden (1) oder nicht vorhanden (0)	✓ (alle)	✓ (Kat. 1, 3, 4)	

Basierend auf der Regressionsfunktion der flächenbezogenen Regression wurden anschließend Vorhersagekarten für die Populationsdichte des Dreizehenspechts im gesamten Naturpark erstellt. Hierfür wurde der Raster Calculator von GIS verwendet. Die

flächendeckenden Rasterdaten der Parameter wurden jeweils mit ihren Regressionskoeffizienten multipliziert und anschließend aufsummiert. Zur Klassifizierung der Habitateignung wurde eine Einteilung der prognostizierten Dichtewerte in Quantile vorgenommen, wodurch eine gleichmäßige Verteilung der Werte in Klassen mit ähnlicher Häufigkeit erreicht wurde. Das Ergebnis ist eine Klassifikation von sehr geringer bis sehr hoher Eignung, die in einer thematischen Karte dargestellt ist (Abb. 25). Für eine noch detailliertere Darstellung wurde eine lineare Skalierung angewendet, um die Dichtewerte auf den Bereich von 0 % bis 100 % zu normieren, wobei die Dichtewerte, die im Intervall von -0,13 bis +0,65 lagen, auf diesen neuen Bereich umgerechnet wurden. Die Umrechnung erfolgte im Raster Calculator nach der folgenden Formel:

$$((\text{Dreizehenspechtdichteraster} - (-0.13)) / (0.65 - (-0.13))) * 100$$

Mit dieser Skalierung wurde der kleinste Wert (-0,13) auf 0 % und der größte Wert (+0,65) auf 100 % gesetzt, während alle Werte dazwischen proportional angepasst wurden (Abb. 25, Anhang VI).

4. Ergebnisse

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Untersuchung zur Verbreitung und Häufigkeit des Dreizehenspecht im Naturpark Karwendel vorgestellt. Die erhobenen Daten liefern einen detaillierten Überblick über Vorkommen und Veränderungen der Art zwischen den Untersuchungszeiträumen 2011/12 und 2024. Für den Vergleich wurden ausschließlich die vier Flächen ART, FD, VL und Z herangezogen, da diese zu beiden Zeitpunkten untersucht wurden. Funde außerhalb dieser Flächen wurden unter der Kategorie „kein Referenzgebiet“ zusammengefasst. Die Ergebnisse umfassen zunächst eine Zusammenfassung der Beobachtungen nach Flächen und Jahren. Anschließend folgt eine detaillierte Analyse der Bestandsveränderungen zwischen 2011/12 und 2024 sowie eine räumliche Darstellung der Verbreitung anhand von Dichtekarten und Revierabgrenzungen. Zusätzlich wird die statistische Auswertung mittels linearer Regressionsmodelle präsentiert, um mögliche Zusammenhänge zwischen Spechtvorkommen und Umweltfaktoren zu untersuchen. Aufbauend auf das flächenbezogene Regressionsmodell wird für das gesamte Naturparkgebiet eine potenzielle Habitatsignalkarte modelliert. Die Ergebnisse der anderen Spechtarten werden in den Vergleich mit dem Dreizehenspecht einbezogen, um dessen spezifische Habitatansprüche besser einzuordnen. Eine detailliertere Darstellung der Bestandsentwicklung und Habitatnutzung der weiteren Spechtarten findet sich im Anhang (Tabelle 10 & 11, 33, 34; Abb. 14,15, 26).

4.1. Ergebnisse und Auswertungen der Referenzflächenkartierung

Im Rahmen der umfassenden Untersuchungen von 2011/12 wurden im gesamten Naturpark 124 Dreizehenspechte erfasst, davon 10 in den vier Referenzflächen Falzturn-Dristenalm (FD), Vomper Loch (VL), Arzl-Rum-Thaur (ART) und Zirl (Z). 2024 wurden in diesen Referenzgebieten insgesamt 8 Dreizehenspechte gefunden, außerhalb dieser Bereiche wurden keine Untersuchungen gemacht. Seit der Ersterhebung 2011/12 ist ein leichter Rückgang der Dreizehenspecht-Funde in den untersuchten Teilgebieten zu verzeichnen. In den oben genannten Referenzgebieten wurden 2024 insgesamt zwei Individuen weniger nachgewiesen als 2011/12. Berücksichtigt man die unterschiedliche Anzahl an Begehungen (2024: sechs Begehungen, 2011/12: vier Begehungen), zeigt sich ebenfalls ein Rückgang. Die mittlere Individuenzahl sank von 2,5 (2011/12) auf 1,3 (2024) (Tabelle 7).

Auf den Flächen Zirl und Vomper Loch wurde 2024 jeweils ein Specht weniger beobachtet als 2011/12, was einer mittleren Abnahme von 0,5 Individuen entspricht. In Falzturn-Dristenalm blieb die absolute Zahl der Dreizehenspecht-Nachweise konstant, dennoch ging der Mittelwert um 0,3 zurück. In Thaur wurden weder 2011/12 noch 2024 Dreizehenspechte erfasst (Tabelle 7). Allerdings wurde bei der Ersterhebung wenige Meter oberhalb der Untersuchungsfläche

ein Individuum gesichtet, was darauf hindeuten könnte, dass das Gebiet bei Thaur nur eine geringe Eignung als Lebensraum für diese Art aufweist.

Tabelle 7: Mittlere und Absolut-Anzahl der gefundenen Dreizehenspechtindividuen im Vergleich der Erfassungszeiträume

	Jahr	Absolutanzahl	Mittelwert
Falzturn-Dristenalm	2011/12	4	1,0
	2024	4	0,7
Vomper Loch	2011/12	3	0,8
	2024	2	0,3
Arzl-Rum-Thaur	2011/12	0	0,0
	2024	0	0,0
Zirl	2011/12	3	0,8
	2024	2	0,3
Anzahl innerhalb der vier Referenzgebiete (FD, VL, ART, Z)	2011/12	10	2,5
	2024	8	1,3

Verglichen mit den Funden anderer Spechtarten machen die Nachweise des Dreizehenspechts nur etwas mehr als 5 % aller Spechtfunde aus (Anhang II, Abb. 14). Dies zeigt, dass der Dreizehenspecht im Untersuchungsgebiet generell deutlich seltener nachgewiesen wurde als andere Spechtarten wie Bunt-, Schwarz- oder Grauspecht.

Während die Nachweise des Dreizehenspechts zwischen den Erhebungszeiträumen leicht zurückgingen, zeigten andere Spechtarten unterschiedliche Entwicklungen. Die Gesamtzahl der Spechtfunde in den vier Referenzflächen stieg von 95 auf 116, allerdings nahm die durchschnittliche Fundzahl pro Begehung ab (Anhang II, Tabelle 10 & 11). Ein Vergleich der mittleren Funde zeigt, dass 2024 mehr Schwarz- und Weißrückenspechte nachgewiesen wurden als in den Jahren 2011/12. Im Gegensatz dazu ging die Anzahl der Nachweise von Dreizehen-, Bunt-, Grau- und Grünspechten im Vergleich zur Ersterhebung zurück.

In den Bereichen Falzturn-Dristenalm und Arzl-Rum-Thaur stieg die Zahl der Spechtfunde, wohingegen sie in Zirl und im Vomper Loch zurück gingen.

4.2. Übersicht der Habitatparameter – Entwicklungen seit der Ersterhebung

Die Analysen zeigen signifikante Veränderungen in der Habitatnutzung des Dreizehenspechts seit der Ersterhebung: Die Temperatur zeigt eine signifikante Erwärmung seit der Ersterhebung ($p=0.013$). Ebenso zeigte sich ein signifikanter Unterschied im Anteil der Ersatzgesellschaften (EHZ E) ($p = 0.032$), die im Jahr 2024 nicht mehr genutzt wurden. Auch die Anzahl stehender Totholzstrukturen hat sich signifikant verringert ($p = 0.019$). Die Seehöhe der Fundorte zeigt ebenfalls eine abnehmende Tendenz mit einem nahezu signifikanten Unterschied ($p = 0,052$). Für alle anderen untersuchten Parameter lassen sich lediglich Trends erkennen, ohne dass diese Unterschiede statistisch signifikant sind (Anhang III, Tabelle 22).

4.2.1. Vegetation

Die deskriptive Analyse der Waldtypen innerhalb der 15-m-Radien um die Dreizehenspecht-Fundpunkte zeigt sowohl 2011/12 als auch 2024 eine nahezu ausschließliche Nutzung von Fichten-Tannen-Buchenwäldern. Zwischen den beiden Erhebungszeiträumen ließ sich somit keine relevante Veränderung in der Waldtypnutzung an den Fundstandorten feststellen. Der Anteil dieser Waldgruppe an allen Fundpunkten lag 2011/12 bei 100 % und 2024 bei durchschnittlich 99,1 % (Anhang III, Tabelle 12). Dieser hohe Anteil ist nicht überraschend, da Fichten-Tannen-Buchenwälder auch innerhalb der fünf Untersuchungsgebiete insgesamt die dominierende Waldgruppe darstellen (siehe Abb. 21 & 22, Anhang IV). Die Spechtfunde spiegeln damit größtenteils die generelle Waldstruktur der Flächen wider.

Die Waldstruktur zeigt im Jahr 2024 eine ähnliche Überschirmung wie 2011/12. Die durchschnittliche Überschirmung beträgt 2024 61,3 %, 2011/12 lag der Mittelwert bei 68,1 % (Anhang III, Tabelle 13). Eine signifikante Veränderung der Überschirmung zwischen den beiden Erhebungszeiträumen lässt sich nicht feststellen.

Die durchschnittliche Baumhöhe beträgt 2024 7,3 m und liegt damit auf einem ähnlichen Niveau wie 2011/12 (6,9 m). Während die Spannweite der Baumhöhen 2024 zwischen 3,7 m und 13,9 m liegt, war sie 2011/12 mit 3,7 m bis 8,5 m kleiner (Anhang III, Tabelle 13). Eine signifikante Veränderung der Baumhöhe zwischen den beiden Erhebungszeiträumen ist nicht erkennbar.

Es zeigt sich ein Trend in den Erhaltungszustandsklassen der Wälder in den Dreizehenspecht-Habitaten. Der Anteil der Fundpunkte in Wäldern mit gutem Erhaltungszustand (EHZ A) liegt 2024 bei 36,7 % und damit unter dem Wert von 51,0 % aus dem Zeitraum 2011/12. Gleichzeitig ist ein Anstieg des Anteils mit mittlerem Erhaltungszustand (EHZ B) von 11,7 % auf 25,0 % zu erkennen. Besonders auffällig ist der Anstieg der Fundpunkte in Wäldern mit geringem Erhaltungszustand (EHZ C), der 2024 bei 37,5 % lag, während 2011/12 in dieser Kategorie keine Funde verzeichnet wurden (Anhang III, Tabelle 14). Diese Entwicklungen weisen auf eine mögliche Veränderung hin, sind jedoch statistisch nicht signifikant. Eine signifikante Veränderung zeigt sich jedoch bei den Ersatzgesellschaften (EHZ E), die 2011/12 noch 37,3% der Flächen in unmittelbarer Nähe um die Fundpunkte ausmachte und 2024 an keinem der Fundpunkte mehr vorkam (Anhang III, Tabelle 14).

4.2.2. Standorteigenschaften

Geomorphologie

Die geomorphologischen Eigenschaften an den Dreizehenspecht-Fundpunkten zeigen in beiden Erhebungszeiträumen eine Konzentration auf Hanglagen. In den Jahren 2011/12 wie auch 2024 lag der Großteil der Fundpunkte in der Kategorie „Hang/Unterhang“ (Kategorie 3), mit durchschnittlich 87,5 % bzw. 81,3 % der Fälle. Auch die Kategorie 2 (Gipfel/Grat/Schulter/Felssporn) wurde in beiden Zeiträumen genutzt, wenn auch deutlich

seltener (2011/12: 12,5 %; 2024: 18,8 %) (Anhang III, Tabelle 15). Ein statistisch signifikanter Unterschied zwischen den beiden Erfassungszeiträumen konnte nicht festgestellt werden.

Neigung, Exposition und Seehöhe

Im Jahr 2024 lag die durchschnittliche Seehöhe der Dreizehenspecht-Fundpunkte innerhalb eines 15-m-Radius bei 1175 m ü. NN, während sie 2011/12 mit 1242 m ü. NN tendenziell höher war, der Unterschied ist jedoch knapp nicht statistisch signifikant (Anhang III, Tabelle 16). Die durchschnittliche Neigung der Fundpunkte ist mit 24,7° im Jahr 2024 und 25,3° im Zeitraum 2011/12 in beiden Zeiträumen ähnlich und zeigt keine signifikanten Unterschiede. (Anhang III, Tabelle 16). Beide Jahre zeigen eine Präferenz für leicht bis mäßig steile Geländeformen. Die Fundpunkte aus den Jahren 2024 und 2011/12 weisen keine signifikanten Unterschiede in Bezug auf die Exposition der Hänge auf, an denen die Funde gemacht wurden. (Anhang III, Tabelle 16).

Ausstattung des Umfelds mit Wurzelteller, Ameisenhügel und Baumstümpfen

Im Jahr 2024 wurden innerhalb der 15m Radien um die Fundpunkte durchschnittlich 2,3 Wurzelteller beobachtet, während 2011/12 mit durchschnittlich 1,0 Wurzelteller weniger vorhanden waren. Die Baumstümpfe sind 2024 mit durchschnittlich 14 Stück häufiger als 2011/12, mit durchschnittlich 6,9 Baumstümpfen. Die zunehmenden Trends in der Anzahl der Wurzelteller und Baumstümpfe sind nicht statistisch signifikant. Ameisenhügel waren weder 2024 noch 2011/12 innerhalb der 15 m Umkreise um die Fundstandorte vorhanden. (Anhang III, Tabelle 16).

4.2.3. Klimatische Entwicklungen

Die Analyse der Wetterdaten zeigt eine deutliche Erwärmung im Naturpark Karwendel zwischen den Zeiträumen 2010-12 und 2022-24. Besonders seit 2022 ist ein markanter Anstieg der mittleren Jahrestemperatur festzustellen (Abb. 9). Die Temperaturdifferenzkarte (Abb. 10a) verdeutlicht, dass in den zentralen und südlichen Bereichen des Naturparks Temperaturanstiege von bis zu 1,7°C zu verzeichnen sind.

Die deskriptiven Statistiken der Daten aus den 15m Umkreisen um die Fundstandorte bestätigen diesen Trend. Die Statistiken weisen auf eine signifikante Erhöhung der dreijährigen Mittelwerte der Temperatur im Umkreis von 15 m um die Fundpunkte hin, von 6,3°C im Zeitraum 2010-12 auf 8,1°C im Zeitraum 2022-24 (Anhang III, Tabelle 18). Die Meereshöhe blieb zwischen den Beobachtungszeiträumen ident.

Parallel zur Erwärmung ist in einigen Teilen des Naturparks ein Rückgang der durchschnittlichen Niederschlagsmengen zu erkennen. Die Niederschlagsdifferenzkarte (Abb. 6b) zeigt insbesondere in den südlichen und östlichen Bereichen eine Abnahme um bis zu 74 mm. Im Gegensatz dazu wurden in den nördlichen Bereichen, insbesondere im Achantal, Zunahmen der mittleren Niederschlagsmengen von bis zu 114,6 mm festgestellt. Die

statistische Auswertung der Fundstandorte zeigt denselben Trend. Die mittlere Niederschlagsmenge innerhalb eines 15-m-Umkreises um die Fundpunkte sank über die drei-Jahres-Zeiträume von 1630 mm (2010 - 12) auf 1591 mm (2022 - 24).

Seit 2010 sind deutliche Schwankungen im mittleren Jahresniederschlag zu verzeichnen. Besonders auffällig sind die hohen Niederschlagswerte im Jahr 2011 im Vergleich zu den deutlich geringeren Mengen in den Jahren 2012 und 2024 (Abb. 5).

Zusammenfassend deuten die Wetterdaten auf eine fortschreitende Erwärmung und eine Schwankung der Niederschlagsmengen hin, was mit den allgemeinen Trends des Klimawandels übereinstimmt.

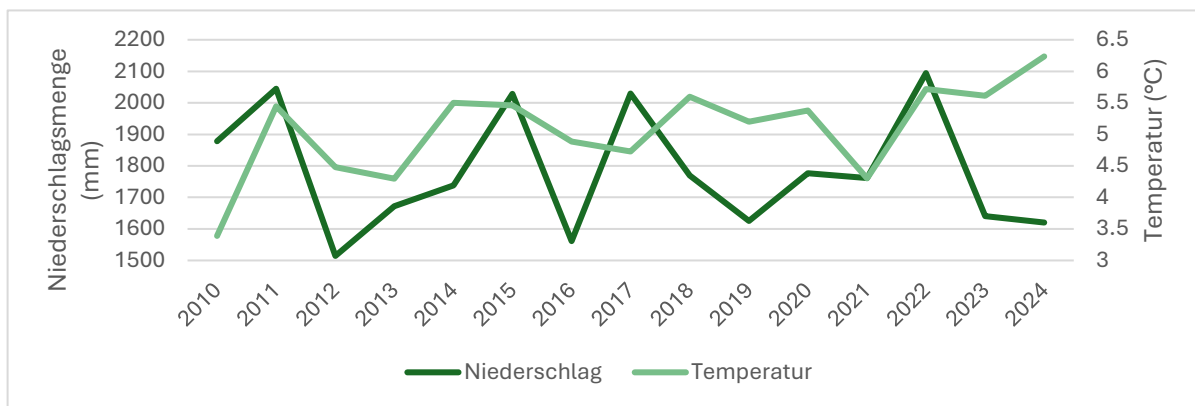


Abbildung 5: Entwicklung der mittleren Jahrestemperatur (°C) und des mittleren Jahresniederschlags (mm) seit 2010 im Naturpark Karwendel

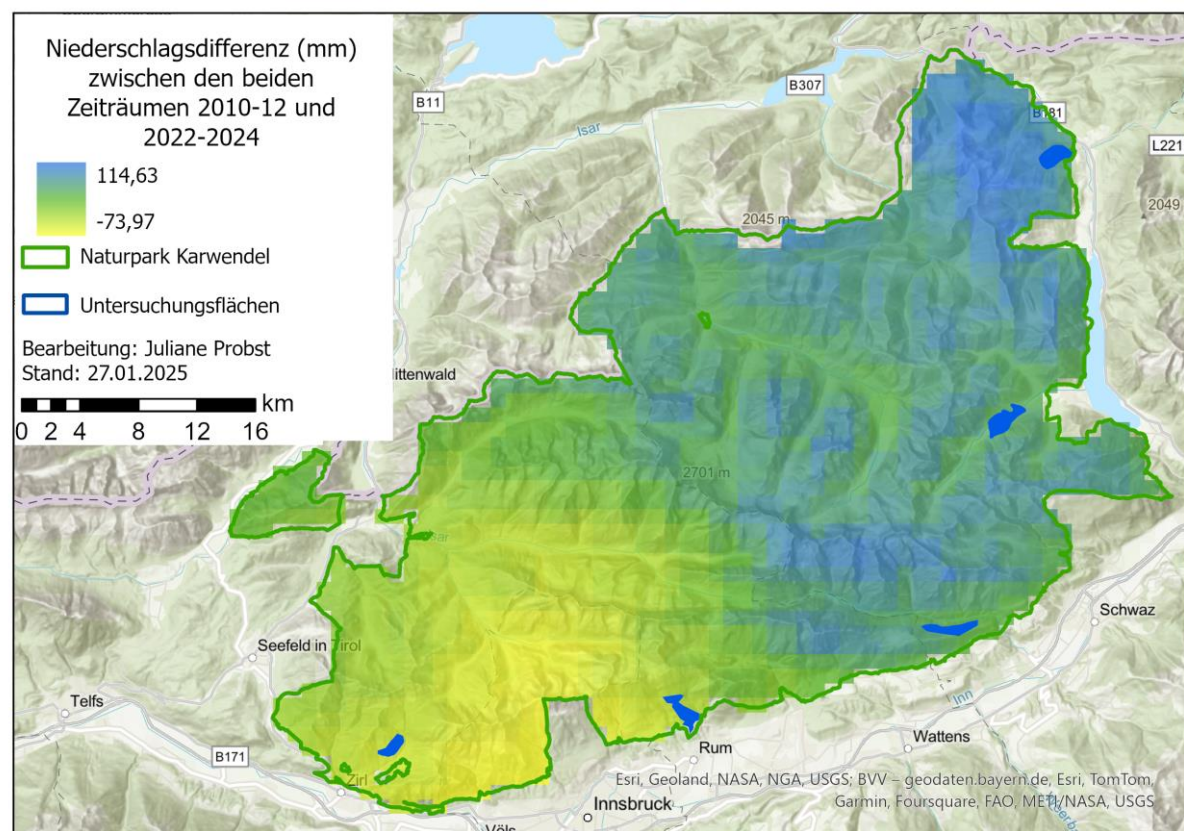
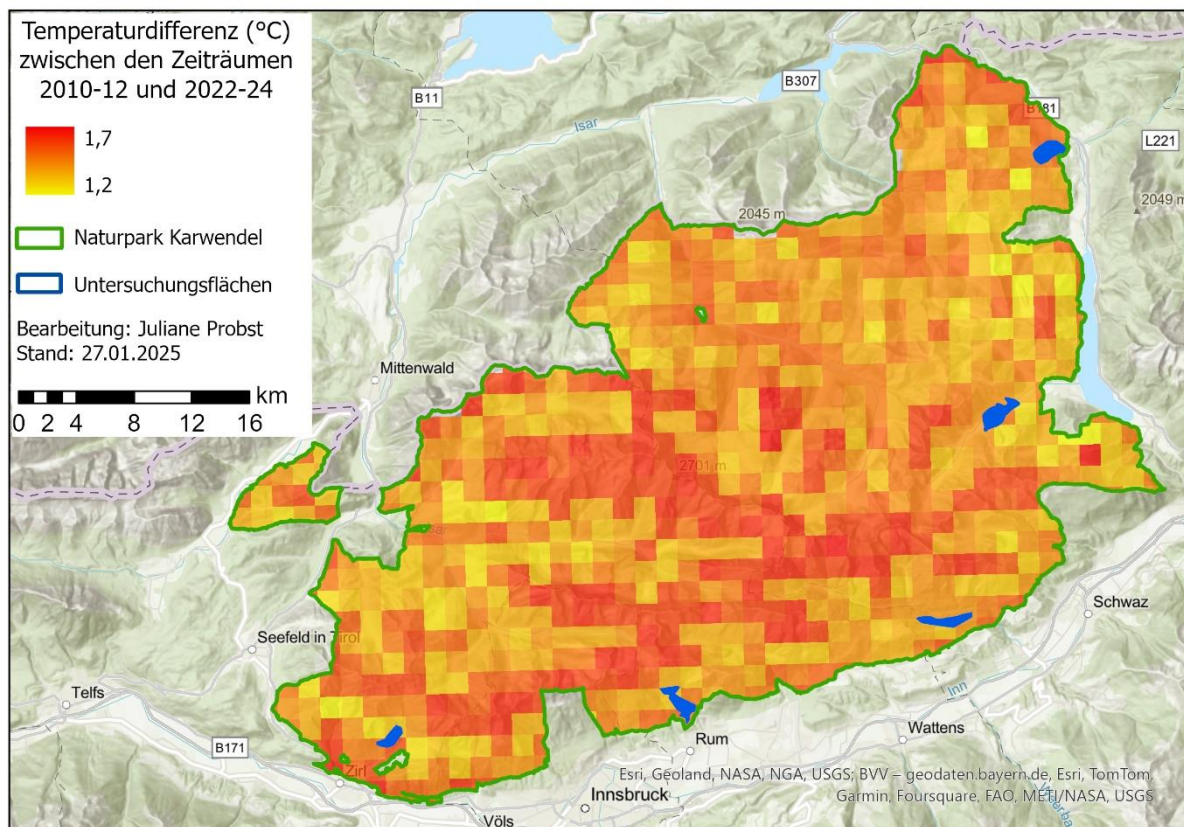


Abbildung 6: Temperatur- (°C) und Niederschlags- (mm) Differenz zwischen den beiden Zeiträumen 2010-12 und 2022-24

4.2.4. Entwicklung der Tot- und Schadholzmengen

Die Auswertungen der Fundstandorte zeigen eine signifikante Abnahme stehender Totholzstrukturen an den Dreizehenspecht-Fundpunkten (Mann-Whitney-U: $p = 0.019$) (Anhang III, Tabelle 22). Während im Zeitraum 2011/12 durchschnittlich 7,8 stehende Totholzstücke je Fundstandort erfasst wurden, lag dieser Wert 2024 bei nur noch 1,3 Stück (Anhang III, Tabelle 17). Auch in der Gesamtsumme aller Funde zeigt sich ein deutlicher Rückgang von 62 auf nur noch 10 stehende Totholzstrukturen innerhalb der 15-m-Radien (Abb. 7). Im Gegensatz dazu blieb die Anzahl liegender Totholzstrukturen weitgehend stabil. 2011/12 wurden insgesamt 33 Strukturen gezählt, 2024 waren es 32 (Abb. 7). Ein signifikanter Unterschied in der Anzahl der liegenden Totholzstrukturen zwischen den beiden Erhebungszeiträumen konnte nicht festgestellt werden.

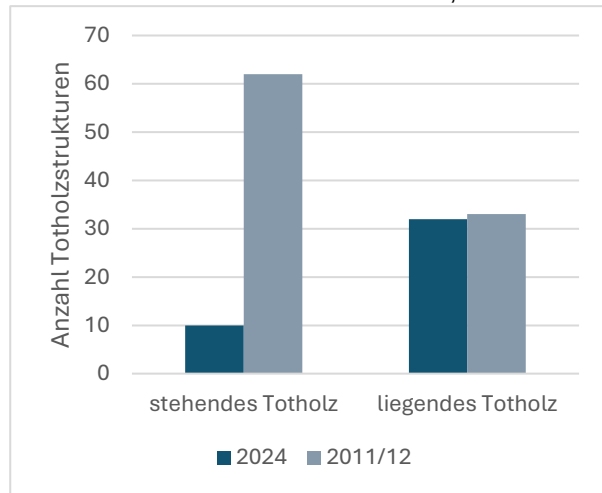


Abbildung 7: Entwicklung der Totholzverfügbarkeit an den Dreizehenspecht-Fundstandorten

Zwischen den Untersuchungsflächen gab es keinen signifikanten Unterschied in der Anzahl der stehenden Totholzstrukturen (Kruskal-Wallis-Test: $p > 0,05$) (siehe Tabelle 19, Anhang III), obwohl im Rahmen der Waldinventur des BFW im Bezirk Schwaz größere Mengen stehenden Totholzes ($17,1 \pm 3,5 \text{ Vfm ha}^{-1}$) ermittelt wurden als im Bezirk Innsbruck ($11,3 \pm 3,4 \text{ Vfm ha}^{-1}$) (<https://www.waldinventur.at>).

Im Jahr 2012 kam es zu außergewöhnlich hohen Schneeschäden, die in den Forstbezirken des Naturparks (Schwaz und in Innsbruck) insgesamt 162.181 Vfm erreichten. Diese hohen Schneeschäden waren jedoch eine Ausnahme, und in den letzten Jahren sind die Schadholzmengen durch Schnee stark zurückgegangen. Im Jahr 2023 betrugen sie im Naturpark nur noch 6.810 Vfm. (Abb. 8).

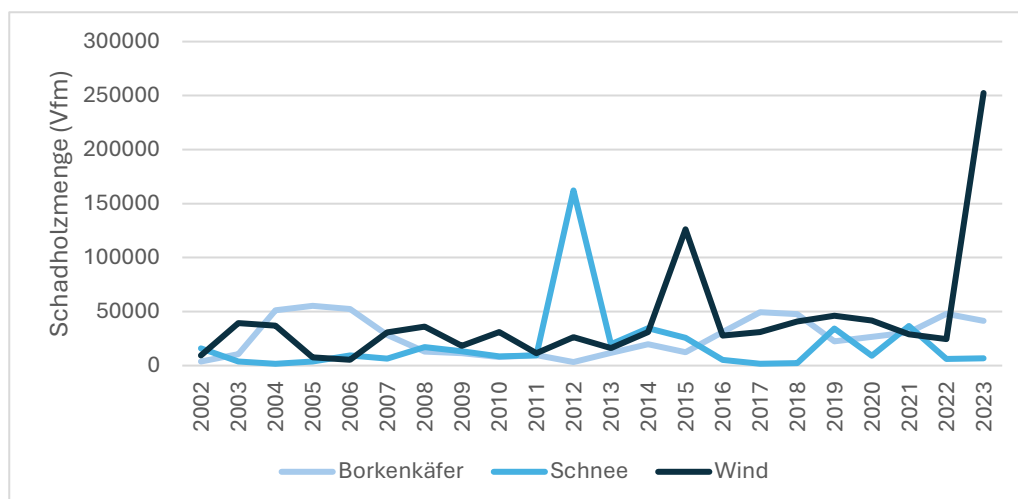


Abbildung 8: Schadholzmengen durch Borkenkäfer, Schnee und Wind in den Forstbezirken des Naturpark Karwendel (Schwaz und Innsbruck). Aus den Daten der Dokumentation der Waldschädigungsfaktoren (DWF). BFW, Bundesforschungszentrum für Wald

Neben den Schneeschäden hat sich auch die Schadholzmenge durch Wind verändert. In den Jahren 2011 und 2012 lagen die durch Wind verursachten Schadholzmengen im Naturpark bei 11.387 Vfm (2011) und 26.334 Vfm (2012). 2023 wurde ein Extremwert von 252.388 Vfm erreicht (Abb. 8). Die Schadholzmengen durch den Borkenkäfer zeigen seit der Ersterhebung leichte Schwankungen. 2011 wurden 9.770 Vfm registriert und 2012 fiel der Wert mit 3.271 Vfm sogar noch geringer aus. Im Vergleich dazu erreichten die Schadholzmengen durch den Borkenkäfer 2023 einen Wert von 41.383 Vfm (Abb. 8).

4.3. Entwicklung der Dreizehenspechtdichte und Revieranzahl

Die Dichtekarten (Abb. 9, 10, 11) veranschaulichen die Verteilung der Dreizehenspechtfunde im Jahre 2024 und die Entwicklung seit den Jahren 2011/12 (Differenzialkarte) in den Untersuchungsgebieten Falzturn-Dristenalm, Vomper Loch und Arzl-Rum-Thaur.

Im südlichen Bereich der Falzturnalm wurden 2024 zwei Spechtfunde am selben Tag dokumentiert (Abb. 9a). Da es sich jedoch nicht um Simultanfunde handelte, bleibt unklar, ob es sich um dasselbe oder zwei verschiedene Individuen handelt. Nach der ersten Reaktion eines Dreizehenspechts auf die Klangattrappe wurde diese nicht erneut abgespielt. Dennoch konnte unweit der ersten Fundstelle ein weiteres artspezifisches Trommeln wahrgenommen werden. Da die Spechte ausschließlich akustisch bestimmt und nicht visuell bestätigt werden konnten, ist nicht auszuschließen, dass beide Nachweise auf dasselbe Individuum zurückzuführen sind. Im nordöstlichen Bereich der Fläche Falzturn-Dristenalm wurde innerhalb eines knapp zweiwöchigen Zeitraums an exakt derselben Stelle ein Dreizehenspecht nachgewiesen. Dies resultiert in einer vergleichsweise hohen mittleren Dichte pro km² in diesem Bereich (Abb. 9a). Besonders auffällig ist, dass in der nordöstlichen Region der Fläche Falzturn-Alm während der Ersterhebung 2011/12 keine Spechte nachgewiesen wurden, wodurch es eine deutliche Erhöhung der Dreizehenspechtdichte seit der Ersterhebung in diesem Bereich gab. Im südlichen Bereich der Untersuchungsfläche decken sich die Funde aus beiden Erhebungszeiträumen weitgehend (Abb. 9b). Dies könnte darauf hindeuten, dass dieser Bereich über mehrere Jahre hinweg eine hohe Habitateignung für den Dreizehenspecht aufweist.

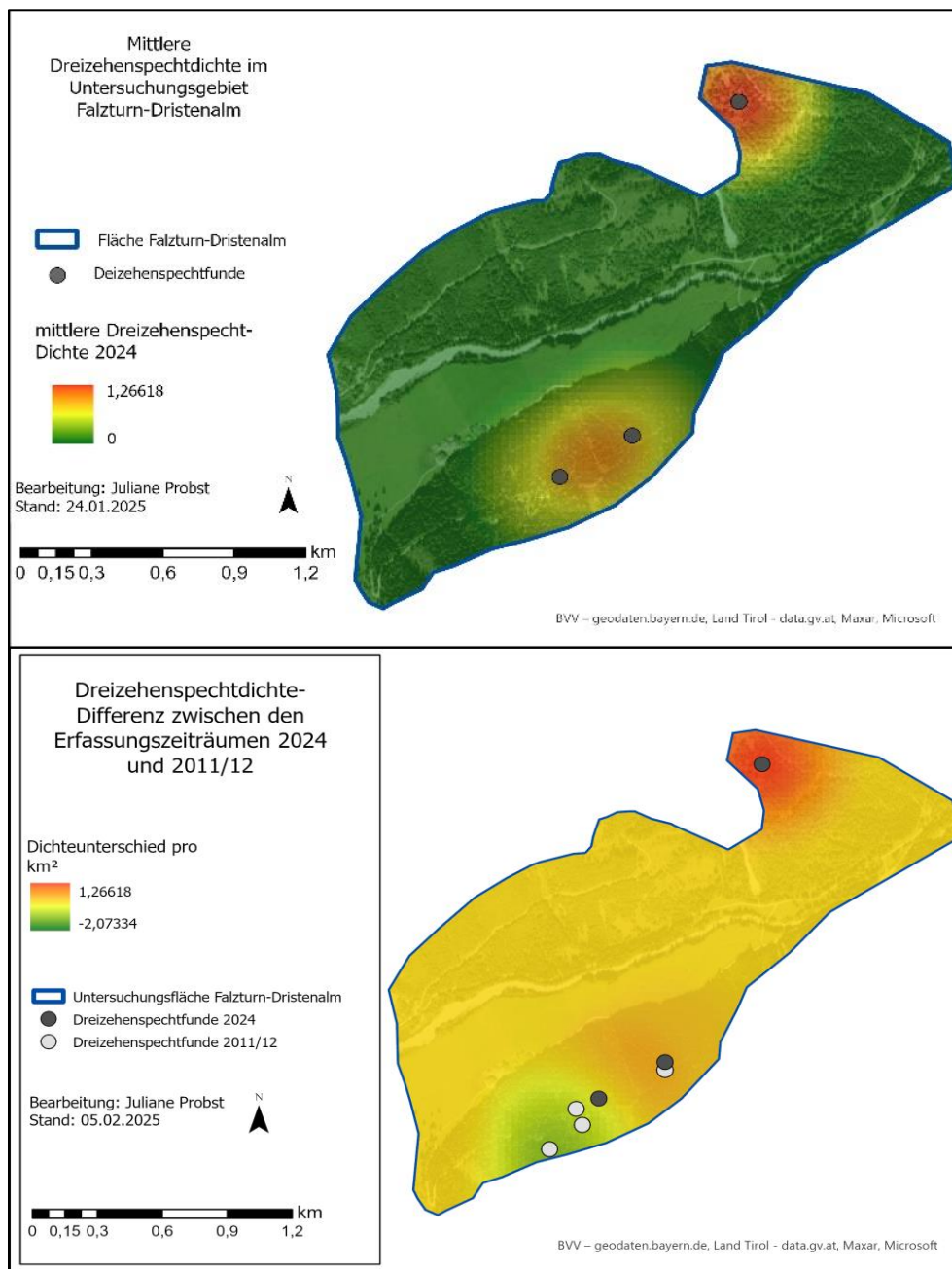


Abbildung 9:
Mittlere
Dreizehenspecht-
Dichte 2024 und
Veränderung seit
2011/12 im
Untersuchungs-
gebiet Falzturm-
Dristenalm.

Ähnliche Muster wurden in den Gebieten Vomper Loch und Zirl beobachtet (Abb 10a, 11a). Hier wurden 2024 jeweils zwei Spechtfunde in nah beieinander liegenden Bereichen dokumentiert, jedoch an unterschiedlichen Begehungstagen.

Die Funde im Vomper Loch lagen sechs Wochen auseinander, jene in Zirl drei Wochen. Bis auf ein gesichtetes Weibchen im Vomper Loch erfolgte die Identifikation der Individuen ausschließlich über ihr Trommeln oder Rufen. Daher bleibt unklar, ob es sich um wiederholt nachgewiesene Einzeltiere, konkurrierende Männchen bzw. Weibchen oder Paare handelt.

Trotz dieser Unsicherheiten zeigt sich eine lokale Konzentration der Dreizehenspechtfunde, was auf eine selektive Habitatnutzung innerhalb der Untersuchungsgebiete hindeutet.

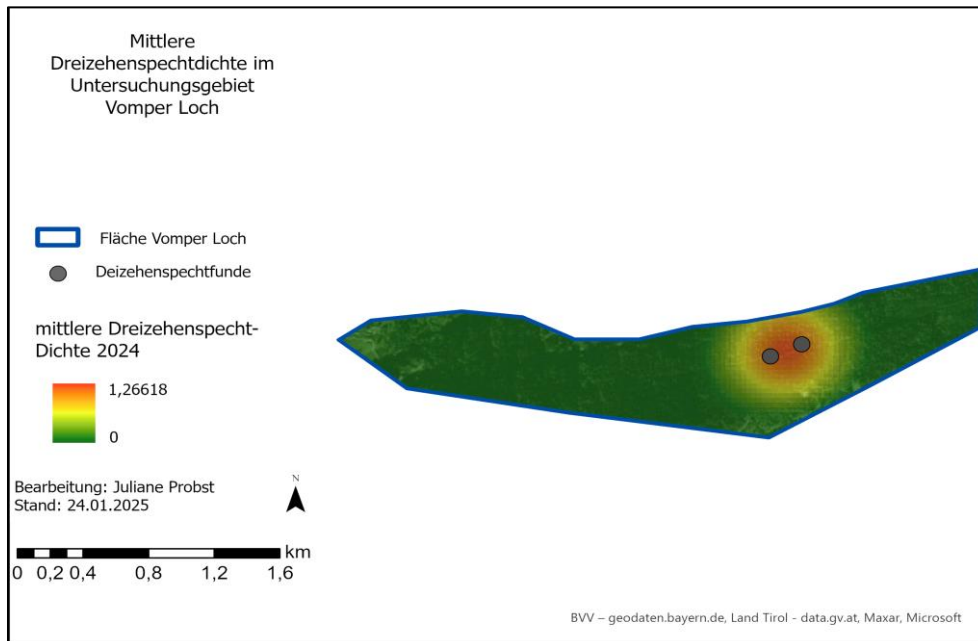
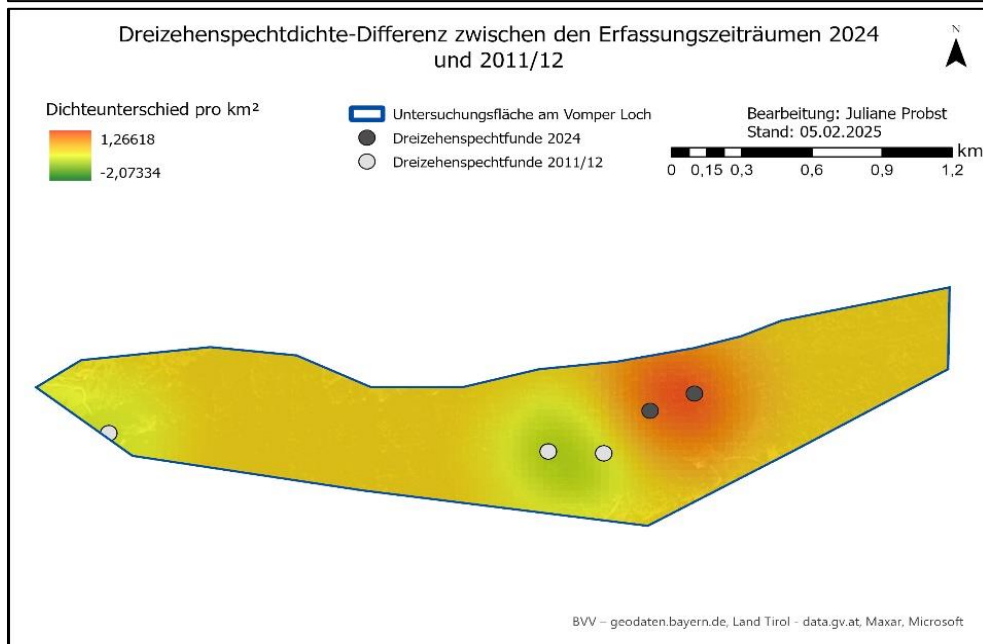


Abbildung 10:
Mittlere
Dreizehenspecht-
dichte 2024 und
Veränderung seit
2011/12 im
Untersuchungs-
gebiet Vomper
Loch.



Ein Vergleich der Erfassungszeiträume verdeutlicht auch im Vomper Loch eine gewisse Beständigkeit der Habitateignung. Dort wurden nahe der 2024 dokumentierten Fundstellen bereits 2011/12 Dreizehenspechte nachgewiesen. Im westlichen Bereich der Fläche war die Dreizehenspechtdichte 2011/12 hingegen höher, 2024 wurden dort keine Spechte mehr gefunden (Abb 10b).

Auf der Untersuchungsfläche in Zirl lassen sich ähnliche Muster erkennen. Auch hier traten die Spechtfunde von 2024 nahe der Nachweise aus dem Jahr 2011/12 auf (Abb. 11a). Ein Fundpunkt der Ersterhebung lag allerdings knapp außerhalb der aktuellen Untersuchungsfläche, was die beobachtete Dichteabnahme in diesem Bereich erklärt (Abb. 11b).

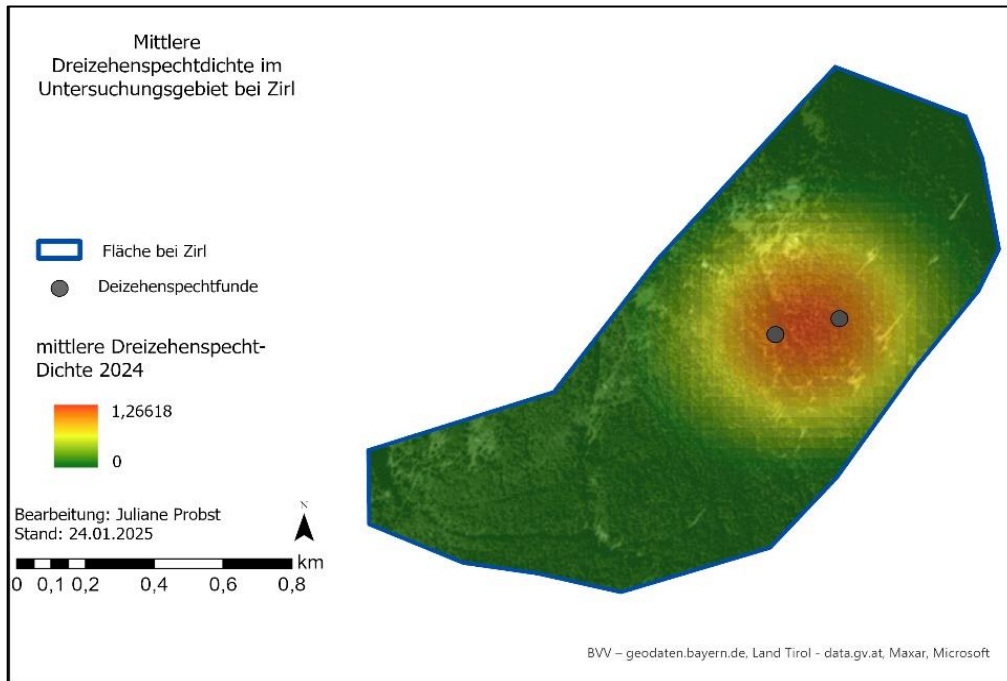
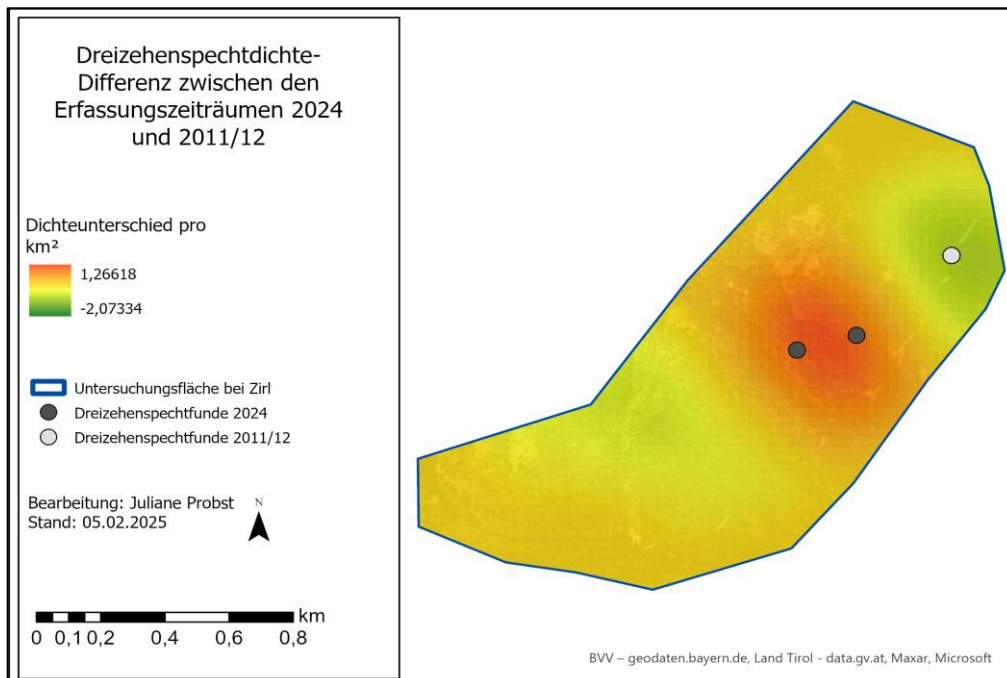


Abbildung 11:
Mittlere Dreizehenspechtdichte 2024 und Veränderung seit 2011/12 im Untersuchungsgebiet bei Zirl.



Neben den Veränderungen in der Dichte zeigen sich auch Unterschiede in der Anzahl und Qualität der festgelegten Reviere. An der Falzturn-Alm wurden 2024 zwei Reviere identifiziert, eines im nordöstlichen und eines im südlichen Bereich. Während der Ersterhebung 2011/12

wurde dort lediglich ein Revier im südlichen Bereich nachgewiesen. Dieses Revier erhielt eine hohe Qualitätsbewertung (Stufe 1), da in diesem Gebiet ein Paar beobachtet wurde und eindeutige Verhaltensweisen wie Balzverhalten und Kopula dokumentiert wurden, was klare Indikatoren für eine sichere Revierbesetzung sind.

Im Vomper Loch blieb die Anzahl der Dreizehenspechtreviere über beide Erhebungszeiträume hinweg konstant bei einem Revier. Im Jahr 2011/12 wurde dort ebenfalls ein Paar nachgewiesen, was eine stabile Besetzung vermuten lässt, weshalb diesem Revier eine Qualität von 2 zugewiesen wurde.

In Zirl hingegen wurden 2011/12 noch zwei Reviere festgestellt, während 2024 nur noch ein Revier nachgewiesen wurde. Die beiden Reviere der Ersterhebung sowie das Revier von 2024 erhielten jeweils eine Qualitätsbewertung von 4. Zwar wurden in diesen Gebieten mehrere Dreizehenspechte nachgewiesen, es fehlten jedoch spezifische Verhaltensweisen, die auf eine sichere Reviergründung schließen lassen.

Generell erhielten alle 2024 festgelegten Reviere eine Qualitätsbewertung von 4, da die Spechte, mit Ausnahme eines gesichteten Weibchens im Vomper Loch, ausschließlich akustisch nachgewiesen wurden. Aufgrund des Fehlens visueller Bestätigungen konnten keine weiterführenden Beobachtungen zum Verhalten oder Geschlecht gemacht werden.

Insgesamt zeigt sich insbesondere auf der Fläche Falzturn-Dristenalm eine Konzentration der Spechtfunde in bestimmten Bereichen. Diese Tendenz ist auch in den anderen Untersuchungsgebieten erkennbar, wenn auch in abgeschwächter Form. Die Verteilung der Funde über die Jahre hinweg deutet darauf hin, dass einige Gebiete seit den letzten Jahren eine hohe Habitatqualität für den Dreizehenspecht bieten.

4.4. Einfluss relevanter Habitatparameter auf die Dreizehenspechtdichte

a) Lokal relevante Habitatparameter an den Fundstandorten

Das Modell der punktbezogenen linearen Regression mit den Dichtedaten an den Fundstandorten liefert eine moderate Erklärung für die Dreizehenspechtdichte, da es 45 % der Varianz erfasst. Das adjustierte R^2 liegt bei 0,34. Die hohe Signifikanz des Modells ($p < 0,001$) zeigt, dass das Modell insgesamt signifikante Ergebnisse auf Basis der Unabhängigen liefert (Tabelle 3). Überraschenderweise zeigt die Anzahl der Ameisenhögel einen signifikant positiven Einfluss auf die Spechtdichte ($\beta = 0.24$, $p = 0.016$). Auch höhere Temperaturen stehen in positivem Zusammenhang mit der Spechtdichte ($\beta = 0.11$, $p = 0.009$). Demgegenüber beeinflusst liegendes Totholz ($\beta = -0.03$, $p = 0.04$) die Spechtdichte signifikant negativ. Die Hangneigung und ein geringer Erhaltungszustand der Wälder zeigen zwar keine eindeutige statistische Signifikanz, liegen jedoch nahe an der Signifikanzschwelle, sodass ein Trend erkennbar ist (Tabelle 8).

In den subalpinen Fichtenwäldern und hochmontanen Fichten-Tannen-Buchenwäldern, die ansonsten als attraktive Lebensräume gelten, konnte kein signifikanter Einfluss auf die Dreizehenspechtdichte festgestellt werden. Bereits in früheren Modellen erwiesen sich die Waldgruppen als wenig bedeutsam für die Dichte des Dreizehenspechts und wurden daher nicht in das finale Modell (Tabelle 8) aufgenommen. Ebenso hatte das stehende Totholz, welches für die Art eine zentrale Bedeutung besitzt, keinen nachweisbaren Effekt. Auch andere Parameter, wie etwa Baumstümpfe, die Überschirmung oder das Schadholz, zeigten aufgrund fehlender Signifikanz keine Relevanz und wurden bereits in früheren Modellen ausgeschlossen. Darüber hinaus wiesen einige Parameter Korrelationen miteinander auf, wie etwa die Schadholzmengen, die mit der Temperatur oder der Anzahl der Totholzstrukturen korrelierten. Weitere, in der Tabelle 23 (Anhang III) dokumentierte Korrelationen verdeutlichen, dass viele der untersuchten Umweltparameter nicht isoliert wirken, sondern in komplexen Wechselwirkungen zueinanderstehen.

Tabelle 8: Ergebnisse der punktbezogenen linearen Regression aus den Daten an den Fundpunkten

Prädiktor	Schätzung	Std.-fehler	t	p
Interzept	0.53534	0.28644	1.87	0.068
Neigung (°)	-0.01109	0.00568	-1.95	0.057
Feuchstelle (m ²)	0.00843	0.00614	1.37	0.177
Wurzelteller (n)	0.03838	0.03285	1.17	0.249
Ameisenhügel (n)	0.23658	0.09395	2.52	0.016
Liegendes Totholz (n)	-0.03118	0.01472	-2.12	0.04
Erhaltungszustand: C (gering)	0.0026	0.00145	1.8	0.079
Erhaltungszustand: E (Ersatzgesellschaft)	0.00276	0.00188	1.47	0.15
Gipfel/Grat/Schulter/Felssporn	-0.00222	0.00144	-1.54	0.13
Mittlere Temperatur (°C)	0.10691	0.03939	2.71	0.009

b) Relevante Habitatparameter auf Flächenbasis (gesamte Untersuchungsgebiete)

Das Modell zur Erklärung der Dichteverteilung innerhalb der Referenzgebiete erklärt etwa 20 % der Varianz in der Dreizehenspechtdichte ($R^2 = 0.196$, adjustiertes $R^2 = 0.195$). Trotz des vergleichsweise niedrigen Erklärungswerts ist das Gesamtmodell hoch signifikant ($F = 1197$, $p < 0.001$), was darauf hinweist, dass die einbezogenen Parameter statistisch bedeutsam mit der Spechtdichte zusammenhängen. Ein signifikant positiver Zusammenhang mit der Dreizehenspechtdichte zeigte sich für die Hangneigung, die Seehöhe, nördliche Expositionen, Buchenwälder, Laubholzgebüsche, Flächen mit geringem und mittlerem Erhaltungszustand, sowie Hänge bzw. Unterhänge und ebene Flächen bzw. Tallagen. Umgekehrt standen Temperatur, Niederschlag, östliche Expositionen, Fichten-, Tannen-, Grauerlen- und Fichten-Tannen-Buchenwälder, Latschengebüsche sowie topografische Merkmale wie Senken bzw. Mulden in einem signifikant negativen Zusammenhang mit der Spechtdichte. Auch Ersatzgesellschaften sowie ein hoher Erhaltungszustand wirkten sich negativ aus (siehe Tabelle 9).

Die enge Bindung des Dreizehenspechts an die Fichte wurde bereits in zahlreichen Studien belegt (Hess 1983, Pechacek 1995, Gigl 2009). Auch in dieser Untersuchung war die Fichte mit 63 % die häufigste Baumart innerhalb der 15-Meter-Umkreise um die Fundpunkte, während keine andere Baumart einen Anteil von über 14 % erreichte (siehe Abb. 24, Anhang IV). Dennoch zeigte sich in der vorliegenden Analyse ein signifikant negativer Zusammenhang zwischen der Spechtdichte und reinen Fichtenwäldern sowie Fichten-Tannen-Buchenwäldern.

Tabelle 9: Ergebnisse der flächenbezogenen linearen Regression

Prädiktor	Schätzung	Std.-fehler	t	p
Interzept	0.30382	0.0124	24.5	<.001
Neigung (°)	3.21E-04	5.92E-05	5.41	<.001
Niederschlag (mm)	-3.81e-5	2.61E-06	-14.58	<.001
Temperatur (°C)	-0.03591	5.48E-04	-65.48	<.001
Northness	0.04767	7.95E-04	59.96	<.001
Eastness	-0.04332	0.00114	-38.06	<.001
Fichtenwälder	-0.11097	0.01859	-5.97	<.001
Latschengebüsch	-0.0547	0.00481	-11.38	<.001
Buchenwälder	0.04468	0.00446	10.02	<.001
Laubholzgebüsch	0.06324	0.0067	9.44	<.001
Tannenwälder	-0.08704	0.00474	-18.38	<.001
Grauerlenwälder	-0.13133	0.03662	-3.59	<.001
Fichten-Tannen-Buchenwälder	-0.08379	0.00382	-21.91	<.001
Senke/Mulde	-0.01844	0.00222	-8.32	<.001
Ebene/Tal	0.04866	0.00381	12.78	<.001
Hang/Unterhang	0.02786	0.00126	22.18	<.001
Erhaltungszustand E (Ersatzgesellschaft)	-0.00738	0.0026	-2.84	0.004
Erhaltungszustand C (gering)	0.0086	0.00255	3.37	<.001
Erhaltungszustand B (mittel)	0.00694	0.00279	2.48	0.013
Erhaltungszustand A (hoch)	-0.01501	0.00276	-5.44	<.001
Seehöhe (m.ü.NN.)	1.71E-04	5.59E-06	30.68	<.001

4.5. Habitateignung der Spechte im Naturpark Karwendel

Die Habitateignung des Dreizehenspechts im Naturpark Karwendel, die im Rahmen des Upscalings auf Grundlage der zuvor ermittelten Zusammenhänge bestimmt wurde, zeigt eine deutliche Variation in Abhängigkeit von Exposition, Topographie, Klima und landschaftlichen Strukturen. Die Kategorisierungen reichen von „sehr wenig geeignet“ bis „sehr gut geeignet“ und wurden durch die Aufteilung der vorhergesagten Dichtewerte in Quantile ermittelt.

Die Habitatanalyse zeigt, dass besonders geeignete Lebensräume für den Dreizehenspecht vor allem in mittleren bis höheren Lagen liegen. Sehr gut geeignete Habitate liegen an den Hängen bei Zirl und Reith bei Seefeld, sowie auch im Eppzirl-, Gleirsch-, Hinterau und Karwendeltal. Im restlichen Inntal, sowie auch im Vomper Loch, Stallen-, und Risstal und im südlichen Bereich des Achantals zwischen Maurach und Jenbach sind nur kleinere gut bis

sehr gut geeignete Bereiche zu erkennen. Im Gegensatz dazu treten im nördlichen Achenental (Achenwald) und im Bächental nur vereinzelt sehr kleine geeignete Bereiche auf (Abb. 12). Eine detailliertere Betrachtung der Habitatqualität zeigt, dass hohe Eignungswerte von 80 - 100 % nur in wenigen und kleinen Bereichen vorkommen (siehe Habitateignungskarte, Anhang VI, Abb. 25). Besonders günstige Bedingungen bestehen an den Hängen zwischen Zirl und Reith bei Seefeld. Auch bei Absam, und in den höheren Lagen des Gleirschtals sind vereinzelt sehr kleine hoch geeignete Bereiche zu finden. Größere Bereiche des Naturparks weisen hingegen eine mittlere Eignung von 40 - 70 % auf, wie zum Beispiel im Karwendel- und Hinterautal. In den nordöstlichen Gebieten des Naturparks, im Bächen- und nördlichen Achenental, hingegen sind nur sehr vereinzelt Flächen mit mittlerer Eignung vorhanden (Anhang VI, Abb. 25).). Zusammenfassend lässt sich sagen, dass der Naturpark Karwendel zwar einige kleine, hochgradig geeignete Lebensräume für den Dreizehenspecht bietet, diese jedoch nicht gleichmäßig über die Fläche verteilt sind. Die optimalen Habitate konzentrieren sich auf bestimmte Regionen, während viele Teile des Naturparks nur eine mittlere bis geringe Eignung aufweisen. Dies unterstreicht die Notwendigkeit gezielter Schutzmaßnahmen, um bestehende Lebensräume zu erhalten und durch aktives Management zu verbessern.

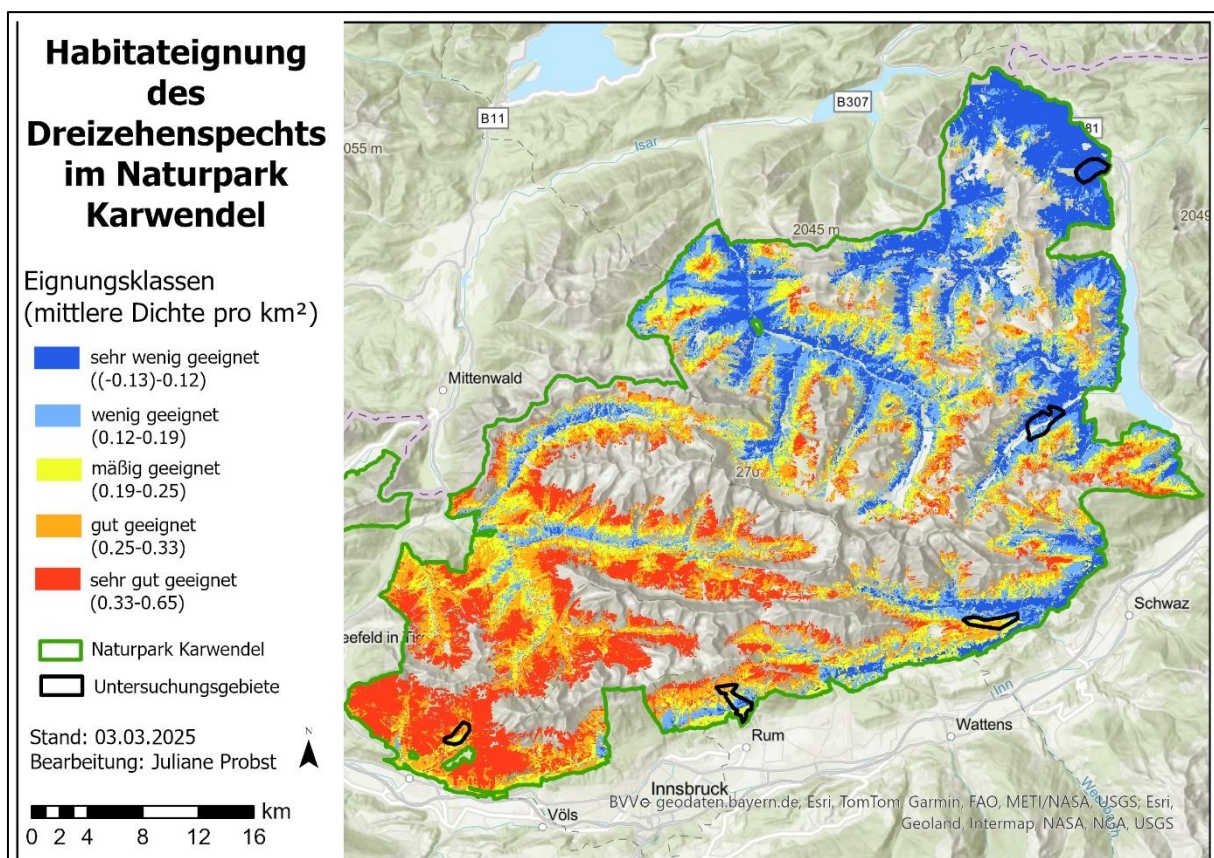


Abbildung 12: Qualitative Klassifikation der Habitateignung des Dreizehenspechts mit fünf Abstufungen von „sehr gut geeignet“ bis „sehr wenig geeignet“.

Da sich verschiedene Spechtarten ähnliche ökologische Nischen teilen, können großräumige und artübergreifende Muster in der Habitatverteilung wertvolle Rückschlüsse auf die generelle

Eignung des Naturparks Karwendel für diese Vogelgruppe geben. Eine Betrachtung der Habitatverhältnisse für alle Spechtarten bietet dabei nicht nur eine umfassendere Einschätzung der Habitatqualität, sondern ermöglicht auch einen Vergleich der Habitatansprüche des Dreizehenspechts mit denen anderer Spechtarten, die ähnliche Lebensräume nutzen. Die zugrundeliegenden Auswertungsergebnisse aller Spechtarten sind im Anhang zu finden (Anhang II Tabelle 10&11; Abb. 14, 15; Anhang V Tab. 33 & 34).

Die Analyse der Habitateignung für alle Spechtarten im Naturpark Karwendel zeigt, dass sich im südlichen Karwendelgebirge insgesamt mehrere gut bis sehr gut geeignete Habitate befinden, insbesondere im Inntal, sowie in den Tälern Eppzirl-, Gleirsch- und Hinterautal (Abb. 13). Auch an den süd- bis südöstlich exponierten Hängen des Risstals sind gut geeignete Habitate zu finden, wohingegen im nördlichen Teil des Naturparks deutlich weniger geeignete

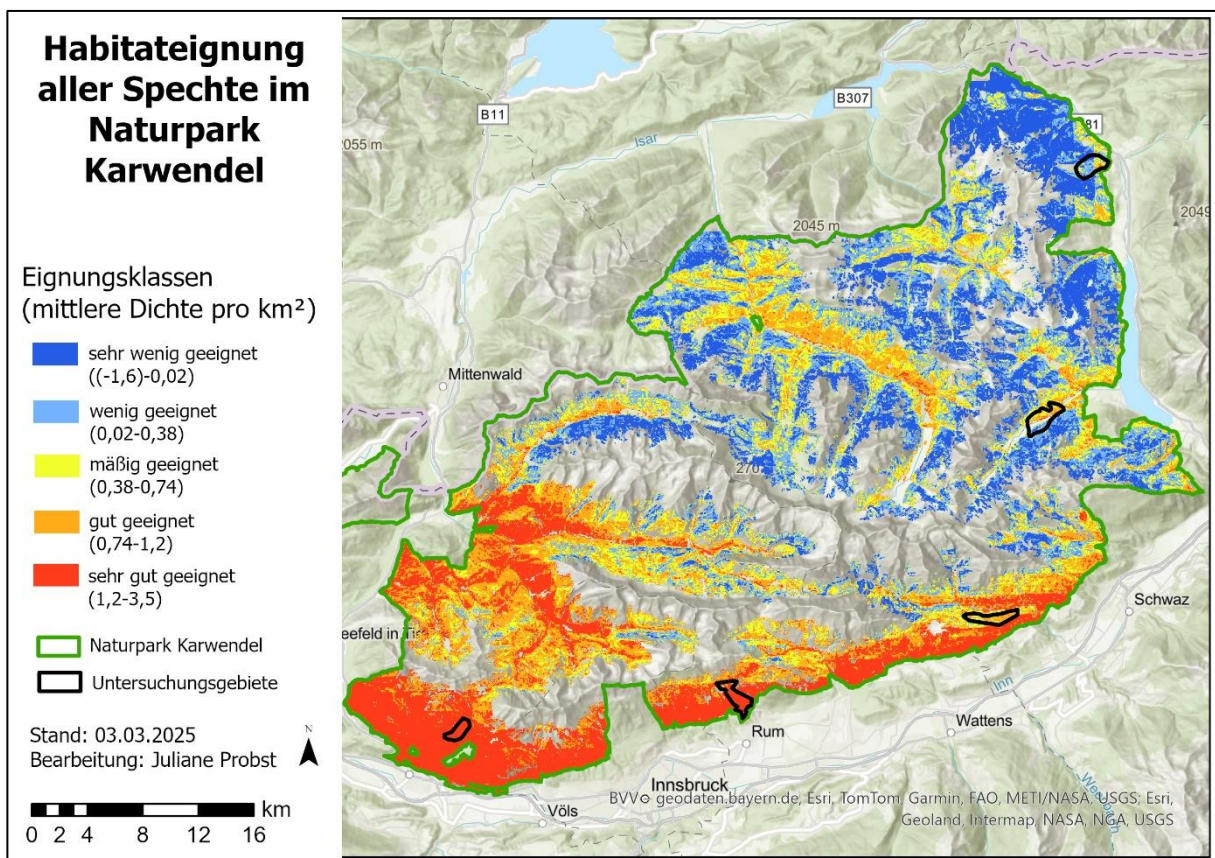


Abbildung 13: Qualitative Klassifikation der Habitateignung aller Spechtarten

Flächen vorkommen (Abb. 13). Die detaillierte Analyse der Habitateignung für alle Spechte, zeigt entlang der Hänge im Inntal mäßig gute bis gute Werte, mit den höchsten Eignungen in der Region um Zirl (Anhang VI, Abb 26). Zülka et al. (2024) identifizierten diesen Bereich bei Zirl als Biodiversitäts-Hotspot gefährdeter Schutzgüter, was darauf hinweist, dass hier nicht nur für Spechte, sondern auch für zahlreiche andere Arten und Lebensräume besonders günstige Bedingungen vorliegen.

5. Diskussion

5.1. Interpretation habitatbezogener Einflussfaktoren auf das Vorkommen des Dreizehenspechts

Auf der Untersuchungsfläche im Achenwald wurden keine Dreizehenspechte nachgewiesen. Mögliche Ursachen dafür sind der vergleichsweise junge Waldbestand in einigen Bereichen sowie die intensive Bewirtschaftung. Da der Dreizehenspecht bevorzugt naturnahe, alte Wälder besiedelt (Lehne, 2022), könnte dies das Fehlen der Art in diesem Gebiet erklären. Auch in Thaur blieb ein Nachweis aus, obwohl das obere Gebiet laut Modell Potenzial bietet. Oberwalder et al. (2014) stellten bereits fest, dass die Art an der Nordkette nur selten vorkommt. Ein Nachweis 2011/12 unmittelbar oberhalb der Untersuchungsfläche bestätigt jedoch ein gelegentliches Vorkommen. In den Untersuchungsgebieten Falzturn-Dristenalm und Arzl-Rum-Thaur nahm die Zahl der Funde aller Spechtarten zu, während sie in Zirl und im Vomper Loch zurückging. Diese regionalen Unterschiede lassen sich vermutlich durch Habitatveränderungen erklären. Besonders intensive Forstarbeiten auf den Flächen, insbesondere Zirl und Vomper Loch, könnten eine zentrale Rolle spielen. Solche Eingriffe beeinflussen die Spechtdichte durch veränderte Nahrungsverfügbarkeit und die Reduktion potenzieller Nistplätze infolge von Totholzentfernung (Basile et al., 2022). Auch Thorn et al. (2017) berichteten über negative Effekte von Bergungsholzeinschlägen auf totholzabhängige Arten. Diese Störungen könnten die Aktivität oder Nachweisbarkeit der Spechte in diesen Gebieten verringert haben.

Die signifikante Abnahme des stehenden Totholzes in den 15 m-Umkreisen um die Fundpunkte steht im Gegensatz zur Entwicklung in österreichischen Ertragswäldern, die aktuell bei $30,9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ liegt und seit 2007 kontinuierlich zugenommen hat. Etwa 25 % dieses Totholzvorkommens entfallen auf stehendes Totholz, dessen Menge ebenfalls zugenommen hat (Amt der Tiroler Landesregierung, Wald und Naturraum). Auch in Tirol zeigt die Waldinventur eine stetige Zunahme des Totholzes (BFW, Waldinventur Österreich). Die Diskrepanz lässt sich dadurch erklären, dass großräumige Durchschnittswerte lokale Entwicklungen überdecken können. Lokale Rückgänge des stehenden Totholzes, etwa durch Forstarbeiten, sind möglich, obwohl landesweit eine Zunahme besteht. Die Analyse zeigt einen signifikant negativen Zusammenhang zwischen der Anzahl liegender Totholzstrukturen und der Spechtdichte in der punktbezogenen Regressionsanalyse. Die Anzahl liegender Totholzstrukturen korreliert signifikant positiv mit der Anzahl stehender Totholzstrukturen und der Anzahl an Wurzeltellern. Diese Korrelationen deuten darauf hin, dass Flächen mit viel liegendem Totholz auch eine insgesamt höhere Totholzdichte aufweisen und häufiger von Störungsereignissen wie Windwurf betroffen waren, da entwurzelte Bäume häufig eine Folge von Sturmereignissen sind (Thorn et al., 2013). Dennoch war die Spechtdichte in diesen Bereichen niedriger, was zeigt, dass eine hohe Totholzanzahl allein kein verlässlicher

Prädiktor für eine hohe Habitatnutzung ist. Die fehlenden signifikanten Zusammenhänge zwischen der Anzahl stehender Totholzstrukturen und der Spechtdichte in der punktbezogenen Regression deuten darauf hin, dass dieser Parameter, in der erfassten Form, lokal keine zentrale Rolle spielte. Das ist überraschend, da Studien die Bedeutung stehenden Totholzes für den Dreizehenspecht betonen, vor allem als Nahrungssubstrat für holzbewohnende Käfer (Bütler et al., 2004; Pechacek, 1995, 2003; Balasso, 2016; Weisler, 2004). Laut Weixler et al. (2004) suchen Dreizehenspechte sogar bevorzugt an stehenden Stämmen nach Nahrung, liegendes Holz wird weniger genutzt. Mehrere Aspekte können zur Einordnung dieser Befunde herangezogen werden. Erstens reicht die bloße Präsenz von stehendem Totholz möglicherweise nicht aus, um eine hohe Habitatqualität zu gewährleisten. Entscheidend sind neben der Menge auch qualitative und strukturelle Merkmale wie Brusthöhendurchmesser (BHD), Zersetzungsgrad und Rindenerhalt (Bütler et al., 2004; Bull et al., 1986; Weisler, 2004; Pechacek, 1995, 2003; Balasso, 2016; Scherzinger, 2009). Dreizehenspechte nutzen bevorzugt stehende Bäume mit einem BHD zwischen 21 und 40 cm (Bütler, 2004; Bull, 1986; Weixler, 2004; Pechacek, 1995, 2003), insbesondere solche mit weitgehend intakter Rinde, da diese ideale Brutstätten für holzbewohnende Käfer darstellen, eine zentrale Nahrungsquelle für den Specht (Bull et al., 1986; Balasso, 2016; Weixler, 2004). Studien aus Oregon zeigen, dass Dreizehenspechte bevorzugt starkstämmige, rund 18 m hohe Bäume nutzen, die seit weniger als drei Jahren abgestorben sind und noch über einen hohen Anteil intakter Rinde (93 %), Äste (76 %) und teilweise Nadeln (21 %) verfügen (Bull et al., 1986). Unter den europäischen Spechtarten weist der Dreizehenspecht die größte Abhängigkeit von spezifischen Alters- und Entwicklungsphasen des Waldes auf (Scherzinger, 2002). War das vorhandene Totholz bereits stark zersetzt oder von geringer Qualität, könnte dies den fehlenden positiven Einfluss auf die Spechtdichte erklären. Zweitens gab es innerhalb der Untersuchungsflächen keinen signifikanten Unterschied in der Anzahl der stehenden Totholzstrukturen (Kruskal-Wallis-Test: $p > 0,05$). Die homogene Verteilung in den fünf Untersuchungsgebieten könnte darauf hindeuten, dass der Einfluss stehenden Totholzes erst in Gebieten mit deutlichen Habitatunterschieden sichtbar wird. Eine flächendeckende Analyse zur Qualität und Verteilung stehender Totholzstrukturen könnte hier weitere Erkenntnisse liefern. Drittens könnte an den meisten Fundorten bereits eine Mindestmenge geeigneten stehenden Totholzes vorhanden gewesen sein, wodurch sich die Habitatwahl nicht weiter über dieses Merkmal differenzierte. Dieses Argument wird allerdings durch den im Untersuchungszeitraum festgestellten signifikanten Rückgang des stehenden Totholzes relativiert. Dass trotz dieser Abnahme keine klaren Effekte auf die Spechtdichte sichtbar wurden, könnte wiederum auf die begrenzte Aussagekraft der rein quantitativen Totholzdatenerhebung zurückzuführen sein. Zusammenfassend zeigen die Ergebnisse, dass der Einfluss von Totholz auf die Spechtdichte des Dreizehenspechts differenziert zu

betrachten ist. Während Totholz in der Fachliteratur häufig als durchweg förderlich für totholzbewohnende Arten wie den Dreizehenspecht beschrieben wird (Bütler et al. 2004, Bull et al. 1986, Weisler 2004, Pechacek 1995, 2003, Balasso 2016, Scherzinger, 2009), weisen die vorliegenden Befunde darauf hin, dass weder liegendes noch stehendes Totholz in ihrer erfassten Form durchgängig als positive Habitatmerkmale wirken.

Die signifikant höheren Temperaturen an den Fundstandorten 2024 sowie der schwankende Trend der Niederschlagsmengen spiegeln die allgemeinen Muster des Klimawandels wider. Brutvögel in Nadelwäldern und alpinen Regionen gelten als besonders anfällig gegenüber Klima- und Landnutzungsveränderungen, da ihre Ausweichmöglichkeiten in höhere Lagen räumlich begrenzt sind (Maggini et al., 2014; Huemer et al., 2020). Höhere Temperaturen zeigen in der punktbezogenen Regression einen signifikant positiven Einfluss auf die Dreizehenspechtdichte. In Ostfinnland wurde ein positiver Zusammenhang zwischen den Frühlingstemperaturen und dem Bruterfolg des Dreizehenspechts festgestellt, der sich durch die temperaturabhängige Phänologie seiner Beutetiere erklären lässt. In Jahren mit höheren Frühlingstemperaturen entwickeln sich Borkenkäfer und andere holzbohrende Käfer schneller und früher im Jahr, was zu einer besseren Verfügbarkeit von Nahrung für die Nestlinge führt. Diese frühere und verstärkte Nahrungsversorgung begünstigt eine frühere Fortpflanzung und größere Bruten, was den Bruterfolg der Art steigert (Fayt, 2006). Es gibt jedoch auch Hinweise darauf, dass steigende Temperaturen negative Auswirkungen auf den Dreizehenspecht haben können (Fayt, 2006). Dies wird durch die Ergebnisse der flächenbezogenen Regression gestützt, in der ein signifikant negativer Einfluss höherer Temperaturen auf die Spechtdichte festgestellt wurde. Laut Fayt (2006) kann das Überschreiten einer bestimmten Temperaturschwelle zu einer Entkopplung der Lebenszyklen von Räuber und Beute führen, was durch klimatische Veränderungen bedingt ist. Diese Verschiebung könnte zu einer Verringerung der Nahrungsverfügbarkeit führen, die nicht mehr mit dem Fortpflanzungszeitpunkt der Art abgestimmt ist, was den Fortpflanzungserfolg und die Population des Dreizehenspechts beeinträchtigen (Fayt, 2006). Der scheinbare Widerspruch zwischen den beiden Modellen lässt sich durch die unterschiedliche Skalierung der Analysen erklären: Während die punktbezogene Regression auf konkreten Fundpunkten basiert und somit die unmittelbaren Habitatbedingungen an genutzten Standorten widerspiegelt, berücksichtigt die flächenbezogene Regression die potenzielle Eignung ganzer Landschaftsausschnitte, also auch Gebiete, die vom Dreizehenspecht nicht besiedelt wurden. In genutzten Teilflächen kann ein kurzfristiger Temperaturanstieg vorteilhaft sein, insbesondere wenn er die Entwicklung der Beutetiere begünstigt. Auf größerer Skala hingegen zeigen sich die potenziellen Grenzen der Ausbreitung und die negativen Auswirkungen der Temperaturveränderung, etwa durch Lebensraumverlust (Popović et al. 2024) oder Verschiebung der Räuber-Beute-Dynamik (Fayt, 2006). Insgesamt sind laut Popović et al.

(2024) Auswirkungen durch den Klimawandel auf die kälteangepasste Spechtart zu erwarten. Daher ist es von Bedeutung, nicht nur die potenziellen Vorteile lokal steigender Temperaturen zu erkennen, sondern auch die Risiken, die mit der Veränderung der Klimaphänologie und ihrer Auswirkungen auf das ökologische Gleichgewicht verbunden sind.

Die Ergebnisse der flächenbezogenen Regression zeigen, dass mit zunehmendem Niederschlag die Spechtdichte signifikant abnimmt. In höheren Lagen kann übermäßige Feuchtigkeit das Wachstum der Fichte hemmen (Hartl-Meier et al., 2014), was sich langfristig negativ auf die Habitatqualität des Dreizehenspechts auswirken könnte. Gleichzeitig begünstigt Trockenstress die Anfälligkeit von Fichten gegenüber Borkenkäferbefall (Jakoby et al., 2015), wobei viele totholzbewohnende Käferarten von wärmerem und trockenerem Klima profitieren (Kraus et al., 2013). Da Borkenkäferlarven eine zentrale Nahrungsquelle des Spechts darstellen, könnte eine durch Trockenheit geförderte Käferdynamik in bestimmten Regionen zu einer erhöhten Spechtdichte beitragen. Auf lokaler Ebene, also an den tatsächlichen Fundstandorten, zeigt sich jedoch kein signifikanter Zusammenhang zwischen Niederschlag und Spechtdichte. Dieser Unterschied zur flächenbezogenen Analyse deutet darauf hin, dass der Einfluss von Niederschlag stark vom räumlichen Maßstab abhängt. Feuchtere Bedingungen könnten sich auch positiv auf die Habitatqualität auswirken, indem sie das Wachstum holzzersetzender Pilze fördern, die eine zentrale Rolle im Abbau von Totholz spielen (Kraus et al., 2013). Dadurch entsteht ein günstiges Umfeld für holzbewohnende Käfer, die diese Pilze direkt oder indirekt als Nahrungsquelle nutzen und eine wichtige Nahrungsgrundlage für den Dreizehenspecht bilden (Degasperi et al., 2022). In der vorliegenden Untersuchung konnte hierfür jedoch kein statistischer Zusammenhang festgestellt werden, es zeigten sich ausschließlich negative Zusammenhänge mit dem Niederschlag.

Die signifikant positive Korrelation zwischen Seehöhe und Spechtdichte in der vorliegenden Untersuchung bestätigt die enge Bindung des Dreizehenspechts an montane bis subalpine Lagen (Gigl et al., 2009). Untersuchungen im Nationalpark Berchtesgaden zeigen, dass der Dreizehenspecht bevorzugt in Höhenlagen zwischen 1.300 und 1.400 m ü. NN vorkommt. Innerhalb dieses Bereichs wurde die höchste Nutzungshäufigkeit festgestellt, was die Bedeutung dieser Höhenstufen für die Art unterstreicht (Pechacek 1995). Diese Präferenz für höhere Lagen lässt sich durch die dort vorherrschenden klimatischen Bedingungen erklären, die dem ökologischen Anspruch dieser kälteangepassten Art entsprechen (Popović et al., 2024). Nach Scherzinger (1982) orientiert sich die Höhenverbreitung des Dreizehenspechts vor allem an der Verbreitung der Fichte. Umso bemerkenswerter ist der Befund, dass der Dreizehenspecht im Jahr 2024 tendenziell tiefere Lagen nutzte als noch bei der Ersterhebung 2011/12 ($p = 0,052$). Damit steht die beobachtete Absenkung der Höhenverbreitung im Widerspruch zu den für viele alpine Vogelarten dokumentierten Höhenanstiegen infolge

klimatischer Veränderungen. So zeigten Daten der nationalen Brutvogelerhebung der Schweiz eine signifikante Verschiebung der Höhenverbreitung bei 35 % der untersuchten Vogelarten in höhere Lagen (Maggini et al., 2011). Eine weiterführende Studie von Hallmann et al. (2022) kam zu ähnlichen Ergebnissen: 56 % der untersuchten Arten zeigten eine signifikante Höhenzunahme, während nur 23 % in tiefere Lagen abwanderten. Besonders bei Waldvögeln zeigte sich dabei ein Muster, bei dem Arten aus tieferen Lagen nach oben vordrangen, während hochspezialisierte Arten der oberen Höhenstufen in ihrer Verbreitung eingeschränkt wurden. Die gegenläufige Entwicklung beim Dreizehenspecht könnte mit veränderten Habitatbedingungen in tieferen Lagen zusammenhängen. So könnten wärmere Temperaturen in tieferen Höhenlagen zu einer verstärkten Entwicklung von Borkenkäferpopulationen geführt haben, die dort in mehreren Generationen pro Jahr auftreten können (BFW & BOKU, Borkenkäfer-Dashboard, 2025). Dieser Zusammenhang spiegelt sich auch in den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung wider: Es konnte eine signifikante positive Korrelation zwischen Temperatur und Schadholzmengen durch Borkenkäfer festgestellt werden. Gleichzeitig zeigte sich eine signifikant negative Korrelation zwischen diesen Schadholzmengen und der Seehöhe. Dies deutet darauf hin, dass Borkenkäferaktivität insbesondere in tieferen, wärmeren Lagen zunimmt, mit potenziell positiven Effekten auf die Nahrungsverfügbarkeit für den Dreizehenspecht. Die dadurch erhöhte Dichte an holzbewohnenden Käferlarven könnte erklären, weshalb die Art diese Bereiche trotz klimatisch suboptimaler Bedingungen verstärkt nutzt. Obwohl der Dreizehenspecht strukturell und klimatisch bevorzugt höhere Lagen nutzt, könnte das lokal erhöhte Nahrungsangebot in tieferen Lagen, bedingt durch eine höhere Dichte an holzbewohnenden Käferlarven, seine aktuelle Habitatwahl beeinflussen. Die Art scheint somit nicht allein an die klimatisch günstigsten Standorte gebunden zu sein, sondern folgt in gewissem Maß auch der Verfügbarkeit ihrer wichtigsten Nahrungsressourcen. Insgesamt zeigt sich, dass die Seehöhe als Prädiktor für die Habitatnutzung nicht isoliert betrachtet werden kann. Vielmehr ist die Verbreitung des Dreizehenspechts das Ergebnis eines komplexen Zusammenspiels lokaler Strukturmerkmale, klimatischer Bedingungen und Nahrungsverfügbarkeit.

Die Statistik zeigt, dass Ameisenhögel in unmittelbarer Nähe zu den Fundstandorten eine Rolle für die Spechtdichte spielen. Obwohl Ameisen nicht zur Hauptnahrung der Dreizehenspechte gehören, sind sie dennoch ein Bestandteil ihrer Ernährung. Adulte Tiere fressen sie hauptsächlich außerhalb der Brutzeit. Während der Brutzeit werden die Jungvögel gelegentlich mit Ameisen gefüttert (Pechacek et al., 2004). Doch Ameisen dienen nicht nur als Nahrung, sondern spielen auch bei der Körperpflege der Spechte eine Rolle. Beim sogenannten „Einemsen“ setzen sie sich gezielt der Ameisensäure aus, indem sie sich auf die Ameisenhaufen setzen, oder sie reiben Ameisen in ihr Gefieder. Mögliche Gründe für dieses

Verhalten sind die antibakterielle Wirkung der Ameisensäure oder das Entfernen der Säure, bevor die Insekten verzehrt werden (Zahner, 2021).

Die Neigung korrelierte in der fundortbezogenen Regression tendenziell negativ, in der flächenbezogenen jedoch signifikant positiv mit der Spechtdichte. Internationale Studien bestätigen, die Affinität der Spechtart für steilere Lagen (Popović et al., 2024; Zellweger et al., 2013; Shurulinkov et al., 2015). Die Hangneigung beeinflusst die Waldstruktur hinsichtlich des Bodens (Feuchtigkeit, Nährstoffverfügbarkeit) und der Exposition für Störereignisse (Zellweger et al., 2013). Laut Zellweger et al. (2013) sind steilere Hanglagen vermutlich ein Indikator für eine größere Anzahl geschwächter oder abgestorbener Bäume, die für den Dreizehenspecht von entscheidender Bedeutung sind. Diese Bäume bieten Totholz, das dem Borkenkäfer als Hauptnahrungskomponente des Dreizehenspechts, als Brutstätte und Entwicklungsort dient (Porges et al., 2021; Pechacek et al., 1996). Zudem wirkt sich die Steilheit des Geländes auf die klimatischen Bedingungen und die forstwirtschaftlichen Nutzungsmöglichkeiten aus, was wiederum die Lebensraumqualität des Dreizehenspechts beeinflusst. In steileren Lagen kommt es durch die verstärkte natürliche Dynamik, durch beispielsweise Lawinen, und die reduzierte forstwirtschaftliche Nutzung häufig zu einer Ansammlung von Totholz (Gigl, et al., 2009). Laut Oberwalder (2014) nimmt jedoch die Habitategnung über einer Hangneigung von 30° stark ab. Ebenso fanden Popović et al. (2024) eine Verbesserung der Habitategnung nur bis zu einer Neigung von 38°. Dies weist darauf hin, dass die positiven Effekte steilerer Lagen nur bis zu einem gewissen Grad bestehen bleiben.

Die Exposition zeigt in der flächigen Regression einen signifikanten Einfluss auf die Dreizehenspechtdichte. Der Specht bevorzugt dabei eher nördlich oder westlich ausgerichtete Hänge. In der punktuellen Regression zeigte sich hingegen kein signifikanter Zusammenhang zwischen Exposition und Spechtdichte. Ein möglicher Grund dafür könnte sein, dass sich die Exposition auf sehr kleiner räumlicher Skala, also direkt an den Fundpunkten, weniger stark oder weniger differenziert auf das Habitatangebot oder Mikroklima auswirkt. In der Literatur gibt es uneinheitliche Befunde bezüglich der Expositionspräferenz des Dreizehenspechts. Untersuchungen im Nationalpark Berchtesgaden (Pechacek, 1995) und im Naturpark Karwendel (Oberwalder et al., 2014) ergaben keine signifikante Präferenz für eine bestimmte Richtung der Hangneigung. Im Kanton Schwyz stellte Hess (1983) eine Präferenz für nordexponierte Hänge gegenüber südlicher Exposition fest. Laut Scherzinger (1982) ermöglicht die hohe Kälteresistenz des Dreizehenspechts, dass er im Nationalpark Bayerischer Wald als einzige Spechtart vermehrt Nordhänge nutzt. Im Gegensatz dazu fanden Schwaiger et al. (2019) heraus, dass der Dreizehenspecht eher südliche, südöstliche oder südwestliche Expositionen bevorzugte. In dieser Masterarbeit wurde eine signifikant positive Korrelation zwischen der „Northness“ und der Temperatur festgestellt. Dies könnte darauf hindeuten, dass nordexponierte Hänge in den untersuchten Lagen ein günstigeres Mikroklima

aufweisen. Die unterschiedlichen Ergebnisse zur Expositionspräferenz des Dreizehenspechts in der Literatur und in dieser Arbeit deuten darauf hin, dass die Art je nach Region unterschiedliche Expositionen bevorzugen kann. Vielmehr scheint diese von regionalen oder lokalen Faktoren wie klimatischen Bedingungen und geomorphologischen Gegebenheiten abhängig zu sein.

Die Ergebnisse der flächenbezogenen Regression zeigen eine signifikant höhere Spechtdichte in Wäldern mit mittlerem (EHZ B) und geringem (EHZ C) Erhaltungszustand, während hoch naturnahe Wälder (EHZ A) und Ersatzgesellschaften (EHZ E) mit signifikant geringeren Spechtdichten assoziiert sind. In der punktbezogenen Analyse, an den tatsächlichen Fundstandorten, ergaben sich hingegen keine signifikanten Zusammenhänge, jedoch zeigten sowohl EHZ C als auch E einen positiven Trend zur höheren Spechtdichte. Korrelationen zwischen EHZ-Klassen und anderen Habitatparametern deuten darauf hin, dass die Nutzung durch den Specht weniger durch die Klassenzugehörigkeit selbst als vielmehr durch damit verknüpfte strukturelle oder ökologische Eigenschaften bestimmt wird. So war EHZ B positiv mit der Hangneigung korreliert, die ihrerseits ebenfalls positiv mit der Spechtdichte zusammenhing. Naturferne Ersatzgesellschaften (EHZ E), also sekundär entstandene Waldgesellschaften, die nicht mehr dem ursprünglichen natürlichen Lebensraumtyp entsprechen (Hotter et al., 2020), sind positiv mit Feuchtstellen korreliert. Lawrence (1967) wies darauf hin, dass der positive Zusammenhang zwischen Feuchtgebieten und den Nistplätzen der Spechte weniger eine direkte Beziehung zwischen Vogel und Lebensraum darstellt, sondern vielmehr durch den Einfluss des Wassers auf den inneren Zustand der Bäume bedingt ist. Auch in dieser Arbeit wurde ein tendenziell positiver Einfluss von Feuchtstellen auf die Spechtdichte ermittelt, dieser war allerdings nicht signifikant. Die signifikant geringere Nutzung von Ersatzgesellschaften im Jahr 2024 und der signifikant negative Zusammenhang zwischen Ersatzgesellschaften und der Spechtdichte ist überraschend, da Studien zeigen, dass diese strukturell veränderten Waldtypen durchaus wertvolle Habitate für den Dreizehenspecht darstellen können. Oberwalder et al. (2014) heben insbesondere den positiven Einfluss historisch genutzter Waldweiden hervor, die durch ihre lichte Bestandsstruktur, heterogene Zusammensetzung und höhere Totholzanteile eine erhöhte Habitatqualität aufweisen. Während der Kartierungen waren auf der Fläche bei Zirl, wo auch Dreizehenspechte gefunden wurden, einige beweidete Waldflächen zu finden, die auch historisch eine intensivere Nutzung als Waldweiden erfahren haben (Hotter et al., 2020). Es ist daher denkbar, dass einzelne standortspezifisch strukturreiche Ersatzgesellschaften, etwa historisch beweidete Wälder, lokal vom Dreizehenspecht genutzt wurden und sich deshalb in der punktuellen Analyse als positiver Trend widerspiegeln. In der flächenbezogenen Analyse hingegen wurde ein signifikant negativer Zusammenhang zwischen Ersatzgesellschaften und der Spechtdichte festgestellt. Dies könnte darauf zurückzuführen

sein, dass Ersatzgesellschaften auf der Gesamtfläche überwiegend strukturell weniger geeignete Merkmale aufweisen, etwa lebendes und totes Holz mit zu geringem Brusthöhendurchmesser (BHD), und hochwertige Ausnahmen, wie jene auf der Fläche bei Zirl, zahlenmäßig nicht ausreichend ins Gewicht fallen, um den negativen Gesamteffekt auszugleichen. In Tirol sind 64 % der Fichten-Tannen-Buchenwälder, welche die größten Flächenanteile des Hochwaldes im Naturpark und innerhalb der Untersuchungsgebiete einnehmen, in einem geringen Erhaltungszustand (EHZ C). Dies ist unter anderem auf fehlendes Totholz und starken Wildeinfluss zurückzuführen. In Kombination mit geringer Nutzung und hohem Anteil starkstämmiger Bäume (BHD > 35 cm) können diese Flächen trotz formaler Einstufung als EHZ C hochwertige Strukturen bieten (Hotter et al., 2020). 21 % der Fichten-Tannen-Buchenwälder, weisen laut Hotter et al. (2020) eine hohe Naturnähe (EHZ A) auf, ein Hinweis auf ihr strukturelles Potenzial. Großräumige Studien verdeutlichen die enge Bindung der Art an natürliche Waldstrukturen: Roberge et al. (2008) stellten in der nordeuropäischen Ostseeregion einen engen Zusammenhang zwischen Spechtvorkommen und der Natürlichkeit der Wälder fest. Das Aussterben des Dreizehenspechts in bestimmten Regionen wurde oftmals auf eine langanhaltende, intensive Waldbewirtschaftung zurückgeführt, die den natürlichen Zustand der Wälder verringert und somit die Qualität des Lebensraums beeinträchtigt hat (Roberge et al., 2008). Obwohl Hotter et al. (2020) eine geringe Nutzungsintensität der Fichten-Tannen-Buchenwälder im Naturpark Karwendel feststellte, wurde in der vorliegenden Untersuchung im EHZ A jedoch ein negativer Zusammenhang mit der Spechtdichte festgestellt, was darauf hindeutet, dass hohe Naturnähe allein kein Garant für eine bevorzugte Nutzung ist. Die Ergebnisse zeigen, dass die Habitatnutzung des Dreizehenspechts weniger von der formalen Einstufung des Erhaltungszustands als von konkreten Strukturmerkmalen wie Totholzangebot, Baumdimension und Nutzungsgeschichte abhängt. Wälder mit mittlerem oder geringem Erhaltungszustand können trotz geringer Naturnähe geeignete Habitate bieten, während hoch naturnahe Bestände nicht zwingend bevorzugt werden.

Die Ergebnisse der flächenbezogenen Regression zeigen signifikant negative Zusammenhänge zwischen der Spechtdichte und mehreren Nadelwaldtypen, darunter Fichten-Tannen-Buchenwälder, montane Fichtenwälder und Tannenwälder. Dies erscheint widersprüchlich zur bestehenden Literatur, die eine enge Bindung des Dreizehenspechts an Fichtenwälder belegt (Hess 1983; Pechacek 1995; Gigl 2009, Weixler 2009). Auch Rassti (2014) machte in Fichtenwäldern die häufigsten Dreizehenspechtnachweise und fand heraus, dass die Spechte bevorzugt in Fichte, Lärche und Tanne brüten. Auch in Tirol gilt laut Lehne (2022) die montane bis subalpine Nadelwaldzone als bevorzugtes Brutgebiet des Dreizehenspechts. Der negative Zusammenhang mit Nadelwaldtypen in dieser Studie könnte weniger auf eine generelle Ablehnung dieser Baumarten hindeuten, sondern vielmehr

strukturelle Ursachen haben. Viele montane Fichten- und hochmontane Fichten-Tannenwälder im Naturpark Karwendel befinden sich in einem geringen Erhaltungszustand, was meist auf das Fehlen der Tanne und unzureichende Flächengröße, sowie teilweise ein Mangel an Totholz zurückzuführen ist (Hotter et al. 2020), Faktoren, die die Habitatqualität trotz des Vorkommens der Fichte erheblich einschränken können. Shurulinkov et al. (2015) etwa berichten von Spechtnachweisen in einem über 100 Jahre alten, strukturreichen Fichten-Tannen-Buchenwald in sehr steilem Gelände, was unterstreicht, dass nicht der Waldtyp allein, sondern dessen strukturelle Ausprägung entscheidend ist. Ebenso zeigt eine Vielzahl weiterer Studien, dass neben der Fichte auch die Kiefer eine zentrale Rolle für die Spechtart spielt, sowohl als Brutbaum als auch als Quelle für Baumsaft (Weixler 2004; Pakkala et al., 2018, Bull et al., 1986)). Weixler (2004) stellte fest, dass Dreizehenspechte neben Fichten auch Kiefern bevorzugt als Ringelbäume nutzen. Pakkala et al. (2018) identifizierten Fichte und Waldkiefer als zentrale Baumarten, deren Saft vor allem im Frühjahr und Frühsommer eine wichtige Energiequelle darstellt, wenn Insekten und Samen knapp sind. Bis zu 33 % ihrer Nahrungssuchzeit verwenden Spechte für die Baumsaftgewinnung. Auch Bull et al. (1986) stellten fest, dass Spechte eine besondere Vorliebe für die Nahrungssuche an frisch abgestorbenen Bäumen, insbesondere Kiefern, zeigen. In dieser Arbeit konnte jedoch kein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen den Spechten und Waldkiefern festgestellt werden. Bei der Latschenkiefer zeigte sich jedoch ein statistisch negativer Zusammenhang, obwohl diese laut Studien im Vladeasa-Gebirge vor allem im subalpinen Bereich Schutzfunktionen erfüllen. Diese Lebensräume sind Teil geschützter Gebiete, in denen seltene und gefährdete Pflanzenarten sowie Vogelarten von globaler naturschutzfachlicher Bedeutung vorkommen, darunter auch der Dreizehenspecht (Pop et al., 2022). Die ebenfalls signifikant negativen Effekte von Grauerlenwäldern spiegeln vermutlich weniger eine direkte Ablehnung durch den Dreizehenspecht wider, sondern sind vielmehr Ausdruck geringer struktureller Eignung und Nutzbarkeit. Pakkala et al. (2018) fanden Nisthöhlen auch in Grauerlen. Interessanterweise zeigten in der flächenbezogenen Analyse Buchenwälder und Laubholzgebüsche einen signifikant positiven Zusammenhang mit der Spechtdichte. Studien aus Kroatien belegen zudem, dass auch thermophile, montane Buchenwälder potenziell geeignete Lebensräume für den Dreizehenspecht darstellen können (Ćiković et al., 2008). Im Nationalpark Berchtesgaden hingegen wurden Dickungen sowie laubholzreiche Mischwälder, darunter verschiedene Bergmischwaldtypen, Schluchtwälder und reine Laubwälder kaum oder gar nicht genutzt. (Pechacek 1995). Die Ergebnisse zeigen, dass die Habitatnutzung des Dreizehenspechts weniger vom Waldtyp an sich als von der strukturellen Ausprägung der Bestände abhängt. Nadelwälder werden trotz ihrer generellen Eignung nur dann genutzt, wenn ausreichende Habitatstrukturen wie Totholz vorhanden sind, während laubholzgeprägte Bestände lokal wichtige Alternativhabitate darstellen können. In der fundstandortbezogenen

Regression konnten keine signifikanten Zusammenhänge zwischen Spechtdichte und den verschiedenen Waldtypen festgestellt werden. Dies deutet darauf hin, dass die Bedeutung einzelner Waldtypen stark vom lokalen Kontext abhängig ist und sich übergeordnete Muster nur in der flächenbezogenen Analyse deutlich zeigen. Über 80 % der untersuchten Flächen bestehen aus Fichten-Tannen-Buchenwäldern, deren Verteilung sich zwischen den Untersuchungsgebieten nicht signifikant unterscheidet. Die weitgehend homogene Verteilung dieses Waldtyps könnte dazu geführt haben, dass ein möglicher Einfluss auf die Spechtdichte in der Fundstandort bezogenen Analyse nicht deutlich wurde.

In der punktbezogenen Regressionsanalyse ließ sich keine signifikante Präferenz des Dreizehenspechts für bestimmte Landformen feststellen. Es zeigte sich jedoch eine negative Tendenz für Gipfel, Grate, Schultern und Felssporne, ein nachvollziehbares Ergebnis, da diese Bereiche im Karwendelgebirge häufig vegetationsfrei sind und somit kaum geeigneten Lebensraum bieten. Die flächenbezogene Regression ergab dagegen einen signifikant positiven Zusammenhang zwischen der Spechtdichte und den Landformen Tallage, Ebene sowie Hang- und Unterhanglagen. In Senken und Mulden hingegen wurden signifikant weniger Individuen festgestellt. Da die flächenbezogene Analyse großräumige Muster im gesamten Untersuchungsgebiet erfasst, können Zusammenhänge sichtbar werden, die auf punktueller Ebene, etwa durch zu geringe Variationen im Prädiktor, statistisch nicht nachweisbar sind. Laut Pechacek (1995) nutzen Dreizehenspechte im Nationalpark Berchtesgaden überwiegend Mittel- und Oberhänge, während Gipfel, Unterhänge, Hangfußlagen und Tallagen seltener aufgesucht werden. Dies unterstreicht die Präferenz der Spechte für Hanglagen. Zudem zeigt die Analyse, dass Hang- und Unterhanglagen signifikant höhere Temperaturen aufweisen und diese mit einer lokal erhöhten Spechtdichte korrelieren. Die lokal erhöhte Temperatur könnte dabei günstigere mikroklimatische Bedingungen schaffen, die sich positiv auf das Vorkommen des Dreizehenspechts auswirken, etwa durch ein erhöhtes Nahrungsangebot oder bessere Brutbedingungen (Gigl, et al., 2009, Fayt, 2006).

In der Entwicklung der Schadholzmengen, die im Rahmen der Dokumentation für Waldschäden vom Bundesforschungszentrum für Wald erfasst wurden, zeigt sich ein deutlicher Trend. Während die Schneeschäden im Vergleich zur Ersterhebung stark zurückgegangen sind, wurde 2023 eine hohe Schadholzmenge durch Wind verzeichnet. Auch die durch den Borkenkäfer verursachten Schadholzmengen sind im Vergleich zu 2011/12 angestiegen. In den Alpen hat sich die Schneefallmenge in den letzten 40 Jahren aufgrund steigender Temperaturen signifikant verringert (Bozzoli, 2024). Aus der Literatur geht hervor, dass der Dreizehenspecht durch großflächige Störungen stark begünstigt wird (Murphy et al., 1998; Fayt, 2003; Nappi et al., 2010, Virkkala et al 1991, Hoch, 2020, Balasso, 2016). Fayt (2003) betont die Bedeutung von Störungsereignissen für die Käferpopulationen und damit für die Habitatwahl des Spechts. Studien aus Lappland deuten darauf hin, dass der

Dreizehenspecht gut an Störungen angepasst ist und möglicherweise sogar auf sie angewiesen sein könnte, da umgestürzte und absterbende Bäume wertvolle Nahrungsressourcen bieten (Virkkala et al., 1991). Wärmere Temperaturen, vermehrte Windwürfe, Schneebrüche und Trockenheit begünstigen das Wachstum und die Vermehrung der Borkenkäfer, was zu Massenvermehrungen führen kann (Hoch, 2020). In der vorliegenden Studie ließ sich jedoch kein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen der Menge an Schadholz und der Dichte des Dreizehenspechts nachweisen. Eine mögliche Erklärung dafür könnte sein, dass das Angebot an Schadholz und damit das Vorkommen an Borkenkäfern insgesamt bereits so hoch war, dass der Nahrungsbedarf des Spechts flächendeckend gedeckt werden konnte. Unter solchen Bedingungen wäre eine weitere Steigerung des Schadholzaufkommens nicht zwangsläufig mit einer höheren Spechtdichte verbunden.

Die Habitateignung des Dreizehenspechts im Naturpark Karwendel variiert stark und verdeutlicht die spezifischen Anforderungen dieser Art an die lokalen Umweltbedingungen. Besonders geeignete Lebensräume finden sich in mittleren Höhenlagen, vor allem im südwestlichen Bereich des Naturparks, an den Hängen des westlichen Inntals, sowie im Eppzirl-, Karwendel-, Gleirsch- und Hinterautal. Die höchste Eignung wurde auf kleineren Flächen zwischen Zirl und Reith bei Seefeld festgestellt. Die von Oberwalder et al. (2014) ermittelte Habitateignung bestätigt die aktuellen Befunde teilweise. In beiden Studien wurden höchst geeignete Flächen im Bereich des westlichen Inntals bei Zirl festgestellt. Auch im Hinterau- und Gleirschtal wurden in beiden Untersuchungen gut bis sehr gut geeignete Habitate nachgewiesen. Unterschiede zeigten sich hingegen im Bächen- und nördlichen Achenal sowie im Vomper Loch, wo Oberwalder et al. (2014) größere Flächen mit höchster Eignung identifizierten als in der vorliegenden Arbeit. Zusammenfassend bestätigen die Ergebnisse dieser Arbeit die herausragende Bedeutung der Hanglagen rund um Zirl für den Dreizehenspecht. Auch Oberwalder et al. (2014) weisen auf eine hohe Habitateignung in diesem Gebiet hin. Zulka et al. (2024) identifizierten das Inntal, insbesondere den Bereich um Zirl und Seefeld, als Hotspot für zahlreiche Schutzgüter, darunter sowohl Arten als auch Lebensräume. Bemerkenswert ist, dass in dieser Region nicht nur der Dreizehenspecht, sondern auch andere Spechtarten hohe Eignungswerte aufzeigen, was die ökologische Bedeutung dieser südlichen Karwendelregion zusätzlich unterstreicht. Über 60 % der Ökoregion Karwendel stehen bereits unter Schutz gemäß der Vogelschutzrichtlinie (Zulka et al. 2024), was die ökologische Relevanz der Region zusätzlich unterstreicht. Die Ergebnisse bestätigen frühere Befunde zur Habitateignung und unterstreichen die Bedeutung dieser Regionen als Biodiversitätshotspots für Spechte und weitere Schutzgüter.

5.2. Methodendiskussion

Die Vergleichbarkeit zwischen den Erhebungszeiträumen kann durch die unterschiedliche Anzahl der Durchgänge sowie deren zeitliche Verteilung eingeschränkt sein, was direkte Auswirkungen auf die Anzahl und Qualität der Beobachtungen haben könnte.

Zudem kam es 2024 durch hohe Schneemengen, Lawinengefahr oder forstliche Maßnahmen (z. B. Holzschlägerungen) in einigen Bereichen zu Abweichungen bei den Begehungstracks, was die Spechtfunde beeinflusst haben könnte. Zwar wurden alle Flächen regulär sechs Mal begangen, jedoch konnten bestimmte Bereiche innerhalb dieser Flächen nicht bei jeder Begehung berücksichtigt werden. In einzelnen Bereichen könnten dadurch sichere Revierbesetzungen möglicherweise nicht bestätigt werden oder die Spechtpopulation unterschätzt worden sein.

Der leichte Rückgang des Dreizehenspechts basiert auf absoluten Zahlen, die insgesamt niedrig sind. Die berechneten Mittelwerte bewegen sich im Bereich von weniger als einem Individuum pro Begehung, sodass Schwankungen in den Funden entsprechend vorsichtig interpretiert werden sollten. Auch zur Ermittlung der Unterschiede in den Habitatparametern konnten 2024 und 2011/12 jeweils lediglich acht Dreizehenspecht-Funde einbezogen werden. Diese geringe Stichprobengröße erfordert eine besonders vorsichtige Interpretation der Veränderung. Insgesamt macht die geringe Grundgesamtheit die Ergebnisse anfällig für natürliche Fluktuationen, was eine zurückhaltende Bewertung potenzieller Bestands- oder Habitatsveränderungen erfordert.

Zur Erfassung des Dreizehenspechts wurden gezielt Klangattrappen eingesetzt, die jedoch auffällig häufig Buntspechte anlockten. Bemerkenswert ist der hohe Anteil der Buntspechte an den Gesamtfunden von 2024, die nahezu die Hälfte aller Spechtfunde ausmachten. Da nicht für alle Spechtarten Klangattrappen genutzt wurden, könnte insbesondere der Weißrückenspecht unterschätzt worden sein. Die Reaktion des Buntspechts auf die Klangattrappen des Dreizehenspechts sowie die Reaktion von Grün- und Schwarzspechten auf die Klangattrappen des Grauspechts weisen auf Interaktionen zwischen den Spechtarten hin. Ähnliche Beobachtungen wurden auch im Naturschutzgebiet Warscheneck-Nord in Oberösterreich gemacht, wo mehrfach festgestellt wurde, dass sowohl Dreizehenspechte als auch Buntspechte auf das Revierverhalten der jeweils anderen Art reagierten (Pühringer, 2008). Obwohl die Klangattrappen korrekt angewendet wurden, waren die Nachweise des Dreizehenspechts selten. Fast alle Funde (7 von 8) erfolgten mit Hilfe der Klangattrappen, sodass ohne deren Einsatz vermutlich noch weniger Individuen entdeckt worden wären. Auffällig war, dass die Reaktionsbereitschaft der Spechte gegenüber den Klangattrappen im Verlauf des Jahres nachließ. Der Dreizehenspecht ist trotz seiner geringen Scheu als eher heimlicher Waldbewohner bekannt (Lehne, 2022), was zu einer Erschwernis der Fundnachweise beiträgt.

Die Analyse zeigt, dass nicht nur die Menge, sondern auch Qualität und Verteilung des Totholzes entscheidend sind. Wichtige Parameter wie Struktur, Zersetzungsgrad und spezifische Eigenschaften des Totholzes wurden jedoch nicht systematisch erfasst.

Die Überschilderung, die während der Begehungen erhoben wurde, beruht auf subjektiven Schätzungen, die methodisch bedingte Unsicherheiten mit sich bringen. Da solche Einschätzungen zwischen verschiedenen Personen variieren können, sind Vergleichbarkeit und Objektivität eingeschränkt. Zusätzlich wurden Wurzelteller und Baumstümpfe erfasst, wobei es auch hierbei zu Unterschätzungen kommen kann, etwa wenn Strukturen übersehen oder nicht eindeutig erkannt werden. Solche Beobachtungsfehler können die Genauigkeit der Erhebungen beeinflussen.

Die vorliegende Untersuchung zur Habitateignung des Dreizehenspechts im Naturpark Karwendel basiert auf einer linearen Regressionsanalyse, bei der Regressionskoeffizienten zur Hochrechnung potenziell geeigneter Lebensräume genutzt wurden. Diese Methode unterscheidet sich grundlegend von Species Distribution Models (SDMs) wie MaxEnt, die in anderen Studien zur Habitatmodellierung dieser Art eingesetzt wurden (z. B. Oberwalder, 2014; Popović et al., 2024; Stachura-Skierczyńska et al., 2009). Während MaxEnt auf Wahrscheinlichkeitsverteilungen basiert und eine Präsenz-Only-Methodik anwendet, erlaubt die lineare Regression eine direkte Quantifizierung und Interpretation des Einflusses einzelner Umweltparameter. Ein Vergleich der zentralen Ergebnisse zeigt, dass sowohl die lineare Regressionsanalyse als auch MaxEnt-Modellierungen eine starke Fragmentierung höchst geeigneter Lebensräume für den Dreizehenspecht nachweisen. Studien von Oberwalder (2014) und Popović et al. (2024) belegen, dass optimal geeignete Habitate meist kleine, isolierte Bereiche umfassen, ein Befund, der sich mit den Ergebnissen dieser Arbeit deckt. Obwohl der Naturpark Karwendel insgesamt viele gut geeignete Lebensräume bietet, konzentrieren sich hochgradig geeignete Gebiete auf räumlich begrenzte Zonen. Hinsichtlich der maßgeblichen Umweltparameter bestehen deutliche Übereinstimmungen zwischen den Modellierungsansätzen. In MaxEnt-gestützten Studien, etwa von Popović et al. (2024), gelten Temperatur, Niederschlag, Höhenlage sowie Landbedeckung und -nutzung als zentrale Faktoren für die Spechtart. Die vorliegenden Regressionsanalysen bestätigen diesen Einfluss insbesondere für das Klima und die Höhenlage. Oberwalder (2014) identifizierte darüber hinaus bestimmte Landnutzungsformen wie Waldweiden, einen mittleren Bestockungsgrad sowie einen Fichtenwaldanteil von 10–50 % in einem 250-m-Umkreis als förderlich für die Habitateignung. Größere reine Fichtenbestände wurden hingegen gemieden, während gemischte Nadelwälder bevorzugt wurden. Ein vergleichbares Muster zeigt sich in der MaxEnt-Modellierung von Stachura-Skierczyńska et al. (2009) für Polen, wo der Dreizehenspecht strukturreiche Altwälder mit hohem Altbaumanteil bevorzugte, insbesondere in borealen, fichtendominierten Moor- und Flusswäldern. Interessanterweise spielte der Schutzstatus der

Gebiete dabei keine entscheidende Rolle, was darauf hindeutet, dass geeignete Habitats auch außerhalb offizieller Schutzgebiete existieren. Diese sind jedoch durch Holznutzung und Fragmentierung gefährdet, weshalb Schutzstrategien wie die Ausweitung von Schutzgebieten oder spezifische Bewirtschaftungsmaßnahmen empfohlen werden (Stachura-Skierczyńska et al., 2009). Ein positiver Zusammenhang zwischen hoher Naturnähe und der Spechtdichte ließ sich in der vorliegenden Arbeit nicht bestätigen. Ein weiterer zentraler Faktor ist die Verfügbarkeit von Totholz. Oberwalder (2014) identifizierte große Mengen starkstämmigen Totholzes (BHD > 20 cm) als Schlüsselfaktor für die Habitatsignung. Die vorliegenden Ergebnisse zeigen jedoch differenzierte Zusammenhänge, die weiterer Untersuchungen bedürfen. Darüber hinaus erwies sich die Topographie, insbesondere Hangneigung und -richtung, sowie die Geomorphologie in der Regression basierten Modellierung als bedeutsame Einflussgrößen, die in anderen Modellierungen eine eher untergeordnete Rolle spielten. Ein wesentlicher Unterschied zwischen den Methoden liegt in ihrer Modellgüte und Generalisierbarkeit. Während MaxEnt durch seine flexible, nichtlineare Modellierung oft eine hohe Vorhersagegenauigkeit bietet, zeichnet sich die lineare Regression durch ihre einfache Interpretierbarkeit aus. Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen, dass auch mit einer linearen Modellierung verlässliche Aussagen zur Habitatpräferenz des Dreizehenspechts getroffen werden können. Dennoch sind Limitationen zu beachten: Die Annahme linearer Zusammenhänge könnte dazu führen, dass komplexe, nichtlineare Effekte nicht vollständig erfasst werden. Zudem ist MaxEnt speziell für die Vorhersage von Artenverbreitungen entwickelt, während die lineare Regression primär der Erklärung von Zusammenhängen dient. Zusammenfassend liefern sowohl MaxEnt-SDMs als auch die lineare Regressionsanalyse wertvolle Erkenntnisse über die Habitatansprüche des Dreizehenspechts. Während MaxEnt durch seine hohe Vorhersagekraft besticht, erlaubt die lineare Regression eine differenzierte Analyse der Umweltfaktoren und deren Gewichtung. Die Ergebnisse dieser Arbeit bestätigen zentrale Erkenntnisse früherer Modellierungen in Teilen und erweitern sie um eine detaillierte Betrachtung topographischer und geomorphologischer Einflussgrößen. Zukünftige Studien könnten einen kombinierten Einsatz beider Methoden in Betracht ziehen, um sowohl erklärende als auch vorhersagende Modellansätze weiter zu optimieren.

5.3. Ableitungen für Naturschutz, Management und zukünftige Forschung

Die Habitatsignung des Dreizehenspechts im Naturpark Karwendel wird maßgeblich von topographischen, klimatischen und strukturellen Faktoren beeinflusst. Daraus lassen sich konkrete Schutzempfehlungen ableiten. Wichtige Schutzmaßnahmen, betreffen unter anderem Ameisenhügel, welche ein wichtiger Faktor für die Habitatqualität sind. Ameisen spielen zwar nur eine untergeordnete Rolle in der Ernährung, sind jedoch während der Brutzeit relevant (Pechacek et al. 2004). Maßnahmen zur Förderung ihrer Populationen, etwa durch den Erhalt natürlicher Bodenstrukturen, könnten die Habitatqualität verbessern.

Hohe Spechtdichten wurden in steileren Hanglagen mit erhöhter geomorphologischer Dynamik festgestellt. Die Hangneigung beeinflusst die Waldstruktur hinsichtlich der Exposition für Störereignisse (Zellweger et al., 2013) und es kommt durch die verstärkte natürliche Dynamik, und die reduzierte forstwirtschaftliche Nutzung häufig zu einer Ansammlung von Totholz (Gigl, et al., 2009). Schutzmaßnahmen und Managementpläne sollten daher gezielt auf strukturreiche Hanglagen ausgerichtet werden, etwa durch reduzierte Nutzung oder gezielte Habitatpflege in diesen Bereichen.

Vor dem Hintergrund des Klimawandels sollte das Schutzkonzept für den Dreizehenspecht gezielt Bereiche berücksichtigen, die auch unter sich verändernden klimatischen Bedingungen geeignete Habitatstrukturen bieten. Zwar zeigen Beobachtungen, dass der Specht lokal durchaus wärmebegünstigte Standorte nutzt, insgesamt reagiert sie jedoch empfindlich auf großflächige klimatische Veränderungen, wie steigende Temperaturen und zunehmende Niederschläge. Schutzbemühungen sollten sich daher auf die Sicherung und Pflege geeigneter Habitate konzentrieren, die auch langfristig ein stabiles Mikroklima bieten. Zusätzlich sollten potenzielle Rückzugsräume in höher gelegenen, kühleren und klimatisch stabileren Regionen frühzeitig identifiziert und durch geeignete Maßnahmen, wie Habitatvernetzung, langfristig gesichert werden. Da die höchsten Habitateignungswerte entlang der Hanglagen des Inntals zwischen Zirl und Reith bei Seefeld und bei Absam, sowie in höheren Bereichen des Gleirsch- und Hinterautals festgestellt wurden, sollte hier ein besonderer Fokus auf Schutzmaßnahmen gelegt werden. Dies könnte durch die Ausweisung von Kernzonen sowie eine verstärkte Berücksichtigung von Naturschutzaspekten in der forstlichen Bewirtschaftung erfolgen. Zudem sollte die Vernetzung geeigneter Lebensräume gefördert werden. Die Biodiversitätsleitlinie für die Wälder Tirols stellt hierfür einen vielversprechenden Ansatz dar, da sie eine Defragmentierung der Waldflächen zum Ziel hat. Durch die Verbindung isolierter Lebensräume wird eine funktionale Verknüpfung größerer Schutzgebiete ermöglicht (Amt der Tiroler Landesregierung, 2024).

Um langfristige Entwicklungen der Spechtpopulationen im Naturpark Karwendel besser zu verstehen, sind weiterführende Studien unerlässlich. Sie könnten dazu beitragen, potenzielle Herausforderungen frühzeitig zu erkennen und somit gezielte Maßnahmen zum Erhalt der Art langfristig abzusichern. Auf Basis der vorliegenden Ergebnisse lassen sich mehrere konkrete Forschungsperspektiven ableiten. Besonders zentral ist eine vertiefte Analyse der Totholzdynamik. Künftige Studien sollten sowohl stehendes als auch liegendes Totholz hinsichtlich qualitativer Merkmale wie Brusthöhendurchmesser, Zersetzungsgrad und Rindenanteil untersuchen. Zahlreiche Studien belegen die entscheidende Bedeutung stehender Totholzstrukturen für die Habitatqualität der Spechte (Bütler et al. 2004, Bull et al. 1986, Weisler 2004, Pechacek 1995, Pechacek, 2003, Balasso 2016). In der vorliegenden Untersuchung konnte dieser Zusammenhang jedoch nicht bestätigt werden. Der fehlende

Einfluss der Anzahl stehender Totholzstrukturen legt nahe, dass zukünftige Studien die tatsächliche Verfügbarkeit differenzierter erfassen sollten, etwa um zu klären, ob bereits eine ausreichende Ausstattung mit stehendem Totholz besteht. Darüber hinaus sollte sowohl für stehende als auch für liegende Totholzstrukturen geprüft werden, ob qualitative Merkmale dessen Nutzung durch Spechte einschränken. Insgesamt ergibt sich ein klarer Bedarf an einer aktuellen, flächendeckenden und qualitativ fundierten Totholzerhebung im Naturpark Karwendel, als Grundlage für zukünftige Habitatmodelle und populationsökologische Studien. Eine solche Datengrundlage könnte zudem dazu beitragen, den Erklärungswert zukünftiger flächenbezogener Modelle signifikant zu erhöhen, indem bislang unbeachtete, aber ökologisch relevante Einflussfaktoren adäquat berücksichtigt werden können.

Die unterschiedlichen Ergebnisse zur Expositionspräferenz des Dreizehenspechts in der Literatur und dieser Studie deuten darauf hin, dass die Art je nach Region variierende Expositionen bevorzugt. Dies könnte mit lokalen Faktoren wie Klima oder geomorphologischen Gegebenheiten zusammenhängen. Um diese Zusammenhänge besser zu verstehen, sind weiterführende Untersuchungen erforderlich, die regionale Unterschiede gezielt analysieren. Zusätzlich sollten geomorphologische Faktoren detaillierter untersucht und die Analyse in kleinere Kategorien unterteilt werden. In der vorliegenden Arbeit wurden Hanglagen nicht differenziert betrachtet, obwohl Pechacek (1995) eine unterschiedliche Präferenz des Dreizehenspechts für Ober-, Mittel- und Unterhänge feststellte. Eine differenzierte Betrachtung der Hanglagen könnte präzisere Aussagen über die Habitateignung ermöglichen.

Da innerhalb der Untersuchungsgebiete vor allem Fichten-Tannen-Buchenwälder vorkommen, sollten zukünftige Studien auch Flächen miteinbeziehen, die eine heterogenere Waldtypen Verteilung enthalten. Insbesondere subalpine Fichtenwälder, die neben montanen Nadelwäldern eine bedeutende Rolle für den Dreizehenspecht in Tirol spielen (Lehne et al., 2022), sollten untersucht werden. Dies könnte helfen, den Einfluss der Vegetation auf den Dreizehenspecht besser zu verstehen.

Die signifikanten Zusammenhänge zwischen Spechtdichte und klimatischen Faktoren wie Temperatur und Niederschlag machen ein langfristiges Monitoring erforderlich, um die Auswirkungen der festgestellten Klimaerwärmung auf Habitatverfügbarkeit, Bruterfolg und Nahrungverfügbarkeit besser beurteilen zu können. Bereits Fayt (2006) dokumentierte entsprechende klimabedingte Einflüsse auf diese ökologisch relevanten Parameter.

Abschließend empfiehlt sich eine vertiefte Untersuchung besonders geeigneter Lebensräume entlang der Hanglagen des Inntals zwischen Zirl und Reith bei Seefeld sowie im Bereich von Absam und den höher gelegenen Zonen des Gleirsch- und Hinterautals. Studien zur Populationsdynamik und ökologischen Vernetzung könnten hier dazu beitragen, zentrale Schlüsselgebiete langfristig zu sichern.

6. Fazit

Die vorliegende Arbeit analysierte die Veränderungen in der Habitatnutzung des Dreizehenspechts im Naturpark Karwendel im Vergleich zur Ersterhebung im Rahmen der ornithologischen Grundlagenerhebung von 2011/12 (Oberwalder, 2014). Dabei wurden insbesondere die Effekte von Habitatparametern wie Totholzverfügbarkeit, Temperatur, Niederschlag und geomorphologische Faktoren auf die Spechtdichte untersucht.

In den untersuchten Referenzgebieten zeigen sich weitgehend ähnliche Spechtfunde mit leicht abnehmendem Trend. Die Untersuchungen der vorliegenden Arbeit zeigen, dass der Dreizehenspecht im Naturpark Karwendel weiterhin in spezifischen Habitaten vorkommt, jedoch seit der letzten Kartierung von Oberwalder (2014) teilweise leichte lokale Veränderungen seiner Verbreitung aufweist.

Die Untersuchungen belegen, dass der Specht eine Präferenz für steilere und höhere Hanglagen aufweist, insbesondere entlang der Hänge des westlichen Inntals, sowie im Bereich des Gleirsch- und Hinterautals. Ebenso wurde eine Präferenz für nördlich und westlich exponierte Hänge festgestellt. Eine positive Korrelation zeigte sich außerdem mit dem Vorkommen von Ameisenhöfen. Auch ein mittlerer oder geringer Erhaltungszustand der Waldtypen beeinflusste die Spechtdichte positiv. Auffällig ist zudem, dass Nadelwälder, entgegen der bisherigen Literatur, deutlich weniger genutzt wurden. Dieser Befund könnte auf strukturelle Defizite zurückzuführen sein und sollte in künftigen Studien differenzierter betrachtet werden. Die Ergebnisse legen nahe, dass neben der Quantität auch qualitative Merkmale des Totholzes für die Habitatwahl des Dreizehenspechts von Bedeutung sein könnten. Um diesen Zusammenhang weiter zu präzisieren, sind vertiefte Untersuchungen zur Beschaffenheit und ökologischen Nutzbarkeit von Totholz erforderlich.

Höhere Temperaturen und Niederschläge wirken sich negativ auf die Spechtdichte aus und könnten im Rahmen des Klimawandels zu einer Verschiebung der ökologischen Rahmenbedingungen führen (Fayt 2006, Popović 2024). Regionale Unterschiede in der Spechtdichte deuten darauf hin, dass klimatische Veränderungen bereits Einfluss auf die Habitatverfügbarkeit haben könnten.

Die Ergebnisse dieser Arbeit unterstreichen die Notwendigkeit, weiterer Untersuchungen hinsichtlich des Einflusses von Totholz und Störereignissen auf die Spechtart, sowie der langfristigen Beobachtung der Auswirkungen des Klimawandels. Darüber hinaus könnten gezielte Schutzmaßnahmen im Naturpark in Regionen mit hoher Spechtdichte, insbesondere entlang der Hanglagen des westlichen Inntals, langfristig zum Erhalt der Art beitragen. Langfristige Monitoringprogramme wären erforderlich, um die Auswirkungen des Klimawandels auf die Population besser zu verstehen und gegebenenfalls Anpassungsmaßnahmen für das Habitatmanagement zu entwickeln.

Danksagung

Zum Abschluss dieser Masterarbeit möchte ich mich bei all denjenigen bedanken, die mich bei der Verwirklichung dieser Forschungsarbeit tatkräftig unterstützt haben.

Mein besonderer Dank gilt meinem Betreuer, Dr. Priv.-Doz. Erich Tasser, für seine herausragende fachliche Unterstützung, seine wertvollen Ratschläge und seine konstruktiven Anregungen, die mir während des gesamten Forschungsprozesses eine Orientierung und Motivation gaben.

Ein herzliches Dankeschön geht auch an Mag. Hermann Sonntag sowie die Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter des Naturparks Karwendel, deren Expertise und engagierte Unterstützung einen maßgeblichen Beitrag zum Erfolg dieser Arbeit geleistet haben.

Für die Bereitstellung wichtiger Vegetationsdaten danke ich DI. Dr. Alois Simon von der Abteilung Forstplanung des Landes Tirol.

Des Weiteren möchte ich mich bei DI. Gottfried Steyrer vom Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft (BFW), Abteilung Entomologie und Waldschutzverfahren, für die Bereitstellung wichtiger Daten zu Schadholzmengen im Naturpark bedanken.

Mein Dank gilt auch den Grundbesitzern, den Beteiligten aus der Jagd- und Forstwirtschaft der österreichischen Bundesforste sowie den Bürgermeisterinnen der betroffenen Gemeinden, die mir den Zugang zu den Untersuchungsflächen ermöglicht und mich bei meiner Forschung unterstützt haben.

Für die Unterstützung und das Vertrauen danke ich der Universität Innsbruck, die mir die Möglichkeit gegeben hat, diese Arbeit im Rahmen ihrer akademischen Struktur zu realisieren. Abschließend möchte ich mich bei meinen Kommilitoninnen, Freundinnen und meiner Familie bedanken. Ihre Geduld, ihr Verständnis und ihre unaufhörliche Unterstützung während der gesamten Arbeitsphase waren für mich von unschätzbarem Wert.

Literaturverzeichnis

Zentrale Literatur des Themas

Oberwalder, J. et al. (2014), Ornithologische Grundlagenenerhebung im Natura 2000 und Vogelschutzgebiet Karwendel

Literatur der Arbeit

Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Forstplanung (2024): Biodiversitätsleitlinie für die Wälder Tirols, Verfügbar unter: <https://www.tirol.gv.at/umwelt/wald/wald-und-naturraum/biodiversitaet/>

Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Forstplanung (Stand 2024): Walddtypisierung und Erhaltungszustand Untersuchungsgebiet Naturpark Karwendel; zur Verfügung gestellt von Alois Simon

Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Forstplanung (Stand 2025), Wald und Naturraum: Totholz, <https://www.tirol.gv.at/umwelt/wald/wald-und-naturraum/totholz/>, (abgerufen am 05.03.2025)

Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Geoinformation (2024): Geodatenportal TIRIS, <https://www.tirol.gv.at/sicherheit/geoinformation/geodaten-tiris/laserscandaten/>, (abgerufen am 29. Juli. 2024)

Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Waldschutz (Stand 2025), Waldschäden: Schneedruck und Windwurf, <https://www.tirol.gv.at/umwelt/wald/waldzustand/waldschaeden/>, (abgerufen am 06.03.2025)

Amt der Tiroler Landesregierung. (2023). Walddtypenhandbuch Tirol. Innsbruck. Abgerufen am 11. 03. 2025, auf <https://www.tirol.gv.at/umwelt/wald/schutzwald/walddtypisierung-tirol/walddtypenhandbuch>

Andretzke, H., Schikore, T., Schröder, K. (2005) Artensteckbriefe, in Südbeck, P. et al (Hrsg.): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. S. 135 -695. Radolfzell

Balasso, M. (2016). Ecological requirements of the three-toed woodpecker (*Picoides tridactylus* L.) in boreal forests of northern Sweden. Master's thesis, Swedish University of Agricultural Sciences Department of Wildlife, Fish, and Environmental Studies, Umeå; <http://stud.epsilon.slu.se>

Basile, M., Asbeck, T., Pacioni, C., Mikusiński, G., & Storch, I. (2020). Woodpecker cavity establishment in managed forests: Relative rather than absolute tree size matters. Wildlife Biology. <https://doi.org/10.2981/wlb.00564>

Basile, M., Krištín, A., Mikusiński, G., Thorn, S., Žmihorski, M., Pasinelli, G., & Brockerhoff, E. G. (2022). Salvage logging strongly affects woodpecker abundance and reproduction: A meta-analysis. Current Forestry Reports, 9: 1–14 <https://doi.org/10.1007/s40725-022-00175-w>

Bauer, H. et al. (2012): Kompendium der Vögel Mitteleuropas. AULA Verlag. Wiebelsheim, pp-769-799.

Bibby, C.J. et al. (1995): Methoden der Feldornithologie. Bestandserfassung in der Praxis. Neumann, Radebeul

Bollmann, K.; Braunisch, V., (2016) Auswirkungen des Klimawandels auf Bergwaldvogelarten. In: Pluess, A.R.; Augustin, S.; Brang, P. (Red.), Wald im Klimawandel. Grundlagen für Adaptationsstrategien. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf; Haupt, Bern, Stuttgart, Wien. S. 287 – 309.

Bozzoli, M. et al. (2024). Long-term snowfall trends and variability in the Alps. International Journal of Climatology, 44, S.4571–4591. <https://doi.org/10.1002/joc.8597>

- Bull E., Peterson S., Thomas J. (1986) Resource partitioning among woodpeckers in northeastern Oregon. Res. Note PNW-RN-444. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. S. 1-20
- Bundesforschungszentrum für Wald (BFW) (Stand 2025) Waldinventur Österreich. Digitale Waldkarte – Totholz, (abgerufen am 27. Januar 2025), https://www.waldinventur.at/?x=1486825&y=6059660&z=7.40686&r=0&l=1111#/map/0/r378_I_A/Bundesland/erg9
- Bundesforschungszentrum für Wald (BFW) & Universität für Bodenkultur Wien (BOKU). (Version 2025) Borkenkäfer Dashboard., (aufgerufen am 22.04.2025) <https://iff-server2.boku.ac.at/arcgis/apps/experiencebuilder/experience/?id=6ef09c4d7f2940d5b484655c95679879>
- Bütler R., Angelstam P., Ekelund P., Schlaepfer R (2004) Dead Wood threshold values for the three-toed woodpecker presence in boreal and sub-Alpine forest. *Biological Conservation* 119: 305-318.
- Bütler, R., Angelstam, P., Schlaepfer, R. (204) Quantitative snag targets for the three-toed woodpecker *Picoides tridactylus*. – *Ecol. Bull.* 51: S. 219–232.
- Bütler, R., Schlaepfer, R. (2001) in *International Woodpecker Symposium: Three-toed woodpeckers as an alternative to bark-beetle control by traps?*, Berchtesgaden, pp. 13-26.
- Bütler R., Wermelinger, B. (2014): Borkenkäfer aufgepasst: Dreizehenspecht. *Bündnerwald* 3/2014: 49-53.
- Ćiković, D., Barišić, S., Tutiš, V., Kralj, J. (2008). Woodpeckers in the Croatian Karst Mountains. *Bird Census News*, 21(1).
- Degasperi, G. & Eckelt, A. (2022). Wo der Wald noch lebt – Das Ökosystem Totholz aus dem Blickwinkel xylobionter Käfer. Bericht der Botanisch-Zoologischen Gesellschaft Liechtenstein-Sarganserland-Werdenberg, 42, S. 131–138.
- De Rosa, D., Andriuzzi, W. & Di Febbraro, M. (2016). Breeding habitat selection of the Black Woodpecker *Dryocopus martius* L. in Mediterranean forests. *Avocetta*, 40: 63-69.
- Dorsch, M, Naturpark Karwendel, (2024): Der Dreizehenspecht *Picoides tridactylus*, <https://www.karwendel.org/der-dreizehenspecht-picoides-tridactylus/> (Aufgerufen am 23. Juli 2024).
- Fachinstitut für Waldinventur, Bundesforschungszentrum für Wald (BFW), Stand 2025, Österreichische Waldinventur - Regionale Auswertung: Totholzstatistiken. Abgerufen am 05.03.2025, auf https://www.waldinventur.at/?x=1486825&y=6059660&z=7.40686&r=0&l=1111#/map/0/r378_I_A/Bundesland/erg9_10
- Fayt, P. (2003). Insect prey population changes in habitats with declining vs. stable Three-toed Woodpecker (*Picoides tridactylus*) populations. *Ornis Fennica*, 80, 182–192.
- Fayt, P. (2006) Reproductive decisions of boreal three-toed woodpeckers (*Picoides tridactylus*) in a warming world: from local responses to global population dynamics. — *Ann. Zool. Fennici* 43: 118–130.
- Fayt, P., Machmer, M., Steeger, C. (2006) Regulation of spruce bark beetle by woodpeckers – a literatzre review. *Forest Ecology and Management* 206 (1): 1-14.
- GeoSphere Austria. 2020 *SPARTACUS v2.1 Jahresdaten*. GeoSphere Austria. Abgerufen am 27. Juli 2024, von <https://data.hub.geosphere.at/dataset/spartacus-v2-1y-1km>

- Gigl, C., Weißmair, W., (2009): Habitat use and abundance of Three-toed Woodpecker *Picoides tridactylus* (Linnaeus 1758) and Great Spotted Woodpecker *Dendrocopos major* (Linnaeus 1758) in the Northern Alps (Upper Austria). *Egretta* 50: 2-13.
- Günther, E. & Hellmann, M. (2001): Spechte als „Schlüsselarten“ – ein Schlüssel für wen? *Abh. Ber. Mus. Heineanum* 5, Sonderheft: 7-22.
- Hallman, T. A., Guélat, J., Antoniazza, S., Kéry, M., & Sattler, T. (2022). Rapid elevational shifts of Switzerland's avifauna and associated species traits. *Ecosphere*, 13(6), e0419. <https://doi.org/10.1002/ecs2.419>
- Hardenbol, A.A., Pakkala, T. and Kouki, J. (2019) 'Persistence of a keystone microhabitat in boreal forests: Cavities of Eurasian three-toed woodpeckers (*Picoides Tridactylus*)', *Forest Ecology and Management*, 450, p. 117530. doi:10.1016/j.foreco.2019.117530.
- Hartl-Meier, C., Zang, C., Dittmar, C., Esper, J., Göttlein, A., & Rothe, A. (2014). Vulnerability of Norway spruce to climate change in mountain forests of the European Alps. *Climate Research*, Vol. 60: 119-132. <https://doi.org/10.3354/cr01226>
- Hess R. (1983): Verbreitung, Siedlungsdichte und Habitat des Dreizehenspechts im Kanton Schwyz. *Orn. Beob.*, Bd. 80. Zürich. 153–182.
- Hoch, G., & Steyrer, G. (2020). Klimawandel - Auswirkungen auf Umwelt und Gesellschaft: Zunehmende Schäden durch Borkenkäfer. *Bundesforschungszentrum für Wald.*, Climate Change Centre Austria Fact Sheet #31
- Hotter, M; Klosterhuber, R. (2020). Walddtypisierung Tirol – Sonderstandorte Naturpark Karwendel, Teil C: Erhaltungszustand der FFH-Lebensraumtypen im Wald. Im Auftrag des Amtes der Tiroler Landesregierung, Gruppe Forst, Abteilung Forstplanung.
- Huemer, P., Sonntag H., Barkmann F., Stadler A. (2020): Die Tierwelt der Alpen im Klimawandel. In: Lozán J. L., S.-W. Breckle, H. Grassl, et al. (Hrsg.). *Warnsignal Klima: Hochgebirge im Wandel*. S. 264-271. Online: www.warnsignal-klima.de. doi:10.2312/warnsignal.klima.hochgebirge-im-wandel.40
- Jakoby O., Wermelinger B., Stadelmann G., Lischke H., 2015: Borkenkäfer im Klimawandel – Modellierung des künftigen Befallsrisikos durch den Buchdrucker (*Ips typographus*). *Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf*, 45 S.
- Johnson, O., Billerman, S., Hernández-Baños, B., Lane, D., Rasmussen, P., Remsen, J. Jr., Winker, K., & Chesser, R. (2024). Comments on the species limits of certain North American birds, part 1. *Bulletin of the British Ornithologists' Club*, 144(4), 367–414. <https://doi.org/10.25226/bboc.v144i4.2024.a3>
- Kraus D., Krumm F. (2013) Integrative Ansätze als Chance für die Erhaltung der Artenvielfalt in Wäldern. *European Forest Institute*. S. 1-300, Layout: design.idee GbR, Büro für Gestaltung, Erfurt Druck: rombach digitale manufaktur, Freiburg
- Lawrence, L. (1967). A comparative life-history study of four species of woodpeckers. *Ornithological Monographs*, 5, 1–156. American Ornithological Society.
- Lehne, F. (2022) in *Atlas der Brutvögel Tirols: Verbreitung, Häufigkeit, Lebensräume*. Wattens: Berenkamp, pp. 275–277.
- Lutz, J., Struckman, S., Germain, S., & Furniss, T. (2021). The importance of large-diameter trees to the creation of snag and deadwood biomass. *Ecological Processes*, S. 1-14. <https://doi.org/10.1186/s13717-021-00299-0>

- Maggini, R., Lehmann, A., Kéry, M., Schmid, H., Beniston, M., Jenni, L., & Zbinden, N. (2011). Are Swiss birds tracking climate change? Detecting elevational shifts using response curve shapes. *Ecological Modelling*, 222(1), 21–32. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.09.010>
- Maggini, R., A. Lehmann, N. Zbinden, N. E. Zimmermann, J. Bolliger, B. Schröder, R. Foppen, H. Schmid, M. Beniston, and L. Jenni. (2014) Assessing Species Vulnerability to Climate and Land Use Change: The Case of the Swiss Breeding Birds. *Diversity and Distributions* 20: 708–19.
- Moitzi, T. (2009) Charakterisierung der sechs rezenten Spechtarten im Nationalpark Kalkalpen und Erstellung eines Modells im GIS zur Bewertung von Spechthabitaten im Nationalpark Diplomarbeit, Karl-Franzens-Universität Graz
- Müller-Kroehling S, Walentowski H, Bußler H, Kölling C (2009) Natürliche Fichtenwälder im Klimawandel – hochgradig gefährdete Ökosysteme. *LWF Wissen* 63: 70–85
- Murphy, E. C., & Lehnhausen, W. A. (1998). Density and foraging ecology of woodpeckers following a stand-replacement fire. *The Journal of Wildlife Management*, 62(4), 1359–1372. <https://www.jstor.org/stable/380200>
- Nappi, A., Drapeau, P., Saint-Germain, M., & Angers, V. A. (2010). Effect of fire severity on long-term occupancy of burned boreal conifer forests by saproxylic insects and wood-foraging birds. *International Journal of Wildland Fire*, 19, 500–511.
- NASA & METI (2019) ASTER Global Digital Elevation Model (ASTER GDEM) Version 3. Jet Propulsion Laboratory, California Institute of Technology. Verfügbar unter: <https://asterweb.jpl.nasa.gov/gdem.asp> (aufgerufen am 17. Juli 2024).
- Pakkala, T., Piironen, J., Lakka, J., Tiainen, J., Piha, M., Kouki, J. (2018). Tree sap as an important seasonal food resource for woodpeckers. *Annales Zoologici Fennici*, 55(1/3), 79–92. Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.
- Pakkala, T., Tiainen, J., Piha, M., & Kouki, J. (2018). Nest tree characteristics of the old-growth specialist Three-toed Woodpecker (*Picoides tridactylus*). *Ornis Fennica*, 95: 89-102,
- Pasinelli, G. (2007). Nest site selection in middle and great spotted woodpeckers *Dendrocopos medius* & *D. major*: implications for forest management and conservation, Hawksworth, D.L., Bull, A.T. (eds) *Vertebrate Conservation and Biodiversity. Topics in Biodiversity and Conservation*, vol 5. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6320-6_30
- Pechacek P., (2003) Ist der Dreizehenspecht (*Picoides tridactylus*) auf dem Vormarsch? *Mitteilungen des Vereins Sächsischer Ornithologen*. 9, S. 193 – 200.
- Pechacek, P. (2004). Spacing behavior of Eurasian Three-Toed Woodpeckers (*Picoides tridactylus*) during the breeding season in Germany. *The Auk*, 121(1), 58–67.
- Pechacek, P., Kristin, A. (2004). Comparative diets of adult and young three-toed woodpeckers in a European Alpine forest community. *The Journal of Wildlife Management*, 68(3), 683–693. <https://www.jstor.org/stable/3803401>
- Pechacek P. (1995): Spechte (*Piädae*) im Nationalpark Berchtesgaden - Habitatwahl, Nahrungsökologie, Populationsdichte, Nationalpark Berchtesgaden Forschungsbericht 31: S. 1-183.
- Pechacek P., Kristin A. (1996) Zur Ernährung und Nahrungsökologie des Dreizehenspechts *Picoides tridactylus* während der Nestlingsperiode, *Der ornithologische Beobachter* 93, 259-266.

- Pop, I.-F., Burescu, L. I. N. (2022). Vegetation of subalpine bushes developed by *Pinus mugo* in the Vlădeasa Mountains – Western Carpathians. *Annals of the University of Oradea, Fascicle: Environmental Protection*, S. 107-114
- Popović T., Ćurčić N., Đurđić S., Stanojević G., Rakovic M. (2024) An Assessment of the Climate Change Impacts on the Distribution of the Glacial Relict Woodpecker Three-Toed Woodpecker *Picoides tridactylus*, *Animals* 2024, 14 (13), 1879; <https://doi.org/10.3390/ani14131879>
- Porges, K., Brümmel, M., Bierski, J., Hossfeld, U. (2021). Der Borkenkäfer: Schädling oder Nützling? *MINT Wissen*, 6.
- Pühringer, N. (2008). Ornithologische Kartierung wichtiger Schutzgüter (Spechte, Eulen, Raufußhühner) im NSG Warscheneck Nord, Teilfläche Loigistal. Bericht im Auftrag des Amts der Oberösterreichischen Landesregierung, Naturschutzabteilung. Projektkoordination: Mag. Kurt Rußmann. Projektbetreuung: Dipl.-Ing. Gerhard Fischer, ÖBf AG. Büro für Ornithologie, Herrnberg 8, 4644 Scharnstein.
- Rassati, G. (2014). Responsiveness to acoustic stimulation, distribution and habitat preferences of the Grey-headed Woodpecker, *Picus canus*, and the Three-toed Woodpecker, *Picoides tridactylus*, in Friuli-Venezia Giulia (North-eastern Italy). *Rivista Italiana di Ornithologia - Research in Ornithology*, 84(1), 41–52. <https://doi.org/10.4081/rio.2014.227>
- R Core Team (2024). R: A Language and environment for statistical computing. (Version 4.4) [Computer software]. Retrieved from <https://cran.r-project.org>. (R packages retrieved from CRAN snapshot 2024-08-07).
- Lentner, R., Lehne, F., Danzl, A., Eberhard, B. (2022): Atlas der Brutvögel Tirols – Verbreitung, Häufigkeit, Lebensräume. Berenkamp Verlag, Wattens.
- Riemer, S., Schulze, C. H., & Frank, G. (2010). Siedlungsdichte und Habitatwahl des Grünspechts *Picus viridis* im Nationalpark Donau-Auen (Niederösterreich). *Vogelwarte* 48, 275–282.
- Roberge J., Angelstam P., Villard M. (2008) Specialised woodpeckers and naturalness in hemiboreal forests - Deriving quantitative targets for conservation planning, *Biol. Conserv.* (2008), doi:10.1016/j.biocon.2008.01.010
- Ruge, K. (2017) 49 Jahre alte Dreizehenspechthöhle - noch immer einladend. *Ornithologischer Beobachter*. 114: 214
- Ruge, K. (2017): Verteilung und Nachnutzung von Höhlen des Dreizehenspechts *Picoides tridactylus* in hochmontanen und subalpinen Wirtschaftswäldern (mit Anmerkungen zum Totholzvorrat). *Charadrius* 53, Heft 1 – 2, S: 64 – 68
- Scherzinger, W. (2002). Niche separation in European woodpeckers reflecting natural development of woodland. In Pechacek, P. & d'Oleire-Oltmanns, W. (2001), *International Woodpecker Symposium* (Forschungsbericht 48, pp. 139-153). Nationalpark Berchtesgaden.
- Scherzinger, W. (2009). Totholz, essenzielle Ressource im Spechtrevier. In Nationalpark Kalkalpen (Hrsg.), Nationalpark Kalkalpen: Wissenschaftliche Reihe (Bd. 10, S. 77–82). Nationalpark Kalkalpen.
- Scherzinger W. (1982): Die Spechte im Nationalpark Bayerischer Wald Schriftenreihe des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 9. 6–119.
- Schwaiger, S., & Lauterbach, M. (2019). Verbreitung, Bestandssituation und Habitatansprüche von Dreizehenspecht *Picoides tridactylus* und Weißrückenspecht *Dendrocopos leucotos* in den Bayerischen Alpen. *Ornithologische Anzeiger*, 57.

- Shurulinkov, P., Fedchuk, D. (2015). Observations of Pigmy Owl (*Glaucidium passerinum*) and Three-toed Woodpecker (*Picoides tridactylus*) in Mt. Durmitor, Montenegro. *Historia naturalis bulgarica*, 22: 101-103.
- Simon, A., & Wallner, M. (2011). Waldtypenkarte für Beratung und Bewirtschaftung in Tirol. AFZ-Der Wald, (24/2011), Forschungsprojekt WINALP, Waldinformationssystem Nordalpen. In: Herausforderungen für eine nachhaltige Forstwirtschaft – Forschungsprojekt WINALP, Baumpflege – Baumsicherheit. Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge.
- Spies T., Franklin J., Thomas T. (1988) Coarse woody debris in Douglas-fir forests of western Oregon and Washington. *Ecology* 69(6):1689–1702 <https://doi.org/10.2307/1941147>
- Stachura-Skierczyńska, K., Tumiel, T. & Skierczyński, M. (2009) 'Habitat prediction model for three-toed woodpecker and its implications for the conservation of biologically valuable forests', *Forest Ecology and Management*. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.05.007>
- Steyrer G., Hoch G., Lackner Ch. [Red.]: Waldschutzsituation 2020 bis 2021 in Österreich: Erhebungen und Diagnose des BFW und Dokumentation der Waldschädigungsfaktoren 2020 bis 2021. Forstschutz Aktuell, 67 103 S.; <https://www.bfw.gv.at/dokumentation-waldschaedigungsfaktoren>
- Steyrer, G., Dokumentation der Waldschädigungsfaktoren, 2020, <https://www.bfw.gv.at/dokumentation-waldschaedigungsfaktoren/>, abgerufen am 27.01.2025
- Straub, F. et al. (2005). Auswirkung von Landschaftsveränderungen auf die Biodiversität am Beispiel des Dreizehenspechts (*Picoides tridactylus alpinus*) im Schwarzwald - 22 Jahre Monitoring einer stenöken Waldvogelart. *Treffpunkt Biologische Vielfalt* 6, 2005, 223–227. Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- Südbeck, P., Andretzke, S., Fischer K., Gefeon K., Schikore T., Schröder K., Sudfeldt C., (Hrsg.; 2005) *Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands*, Radolfzell.
- Svensson, L. et al. (2023): *Der Kosmos Vogelführer – Alle Arten Europas, Nordafrikas und Vorderasiens*. Stuttgart, KOSMOS, pp 252-253.
- The jamovi project (2024). jamovi. (Version 2.6) [Computer Software]. Retrieved from <https://www.jamovi.org>.
- Thorn, S., Jehl, H., & Fischer, A. (2013). Windwürfe – Katastrophe oder Motor der Walderneuerung? *AFZ-Der Wald*, S. 10-11., www.fostpraxis.de
- Thorn, S. et al. (2017). Impacts of salvage logging on biodiversity: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 54(1), 168–179. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12945>
- Virkkala, R., Heinonen, M., & Routasuo, P. (1991). The response of northern taiga birds to storm disturbance in the Koilliskaira National Park, Finnish Lapland. *Ornis Fennica*, 68, 1–12.
- Walsh, E., Vierling, K., Strand, E., Bartowitz, K., & Hudiburg, T. (2019) Climate change, woodpeckers, and forests: Current trends and future modeling. *Ecology and Evolution*, 9, 2305–2319. <https://doi.org/10.1002/ece3.4876>
- Weixler, K. (2004). Habitatstruktur und Nahrungshabitatnutzung des Dreizehenspechts (*Picoides tridactylus alpinus*) im Oberallgäu. *Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Arbeitskreises Kempten*, 39(2), 5–26
- Zahner, V. und Wimmer, N. (2021). Der Dreizehenspecht, in *Spechte & Co.: Sympathische Hüter heimischer Wälder*. Wiebelsheim: AULA-Verlag, pp. 124-127.

- Zellweger, F., Braunsch, V., Baltensweiler, A., & Bollmann, K. (2013). Remotely sensed forest structural complexity predicts multi-species occurrence at the landscape scale. *Forest Ecology and Management*, 307, 303–312. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.023>
- Zulka, K., Huchler, K., Schön, B., Wrбка, T., Kudrnovsky, H., & Schindler, S. (2024). Österreichische Hotspots der Biodiversität zur systematischen Naturschutzplanung, Umweltbundesamt GmbH. <https://www.umweltbundesamt.at/>

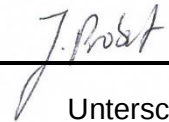
Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre hiermit an Eides statt durch meine eigenhändige Unterschrift, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet habe. Alle Stellen, die wörtlich oder inhaltlich den angegebenen Quellen entnommen wurden, sind als solche kenntlich gemacht.

Ich erkläre mich mit der Archivierung der vorliegenden Masterarbeit einverstanden.

05.05.2025

Datum

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'J. Probst', is written over a horizontal line.

Unterschrift

Anhang I - Erhebungsbogen

Avifauna NP Karwendel				Felderhebungsblatt Vers.20110222	
Allgemein		Uhrzeit		Begehungsdurchgang	
lfd. Nr.	GPS-Nr.	Datum		Teilgebiet	
Name		Foto-Nr.		Rasterfeld	
Witterung		Niederschlag		Bewölkung	
Wind ☐ windstill ☐ leicht ☐ mäßig ☐ stark		☐ kein Niederschlag ☐ kurzer/leichter Niederschlag ☐ andauernder leichter Niederschlag ☐ Dauerregen		☐ sonnig ☐ heiter ☐ bewölkt ☐ Nebel	
Temperatur °C		Anmerkung/Notiz			
Beobachtungsinformationen					
Art		M	W	juv.	immut.
Verhaltenscode					
☐ Losung (H) ☐ Rupfung (H) ☐ Trommeln (S) ☐ Angst- oder Warnverhalten (A) ☐ brütender Altvogel (ON) ☐ Federn (H) ☐ Reaktion ☐ singendes Männchen (S) ☐ Bau von Nest / Nistmaterial (B) ☐ Altvogel tragen Futter (FY) ☐ Spuren (H) ☐ Klangattr. (H) ☐ Paare (P) ☐ Verleiten (DD) ☐ Nest mit Eiern (NE) ☐ Rufe (H) ☐ Balzverhalten(D) ☐ Kopula (D) ☐ gebrauchtes Nest (UN) ☐ Junge im Nest (NY) ☐ Sandbadeplatz (H) ☐ wahrscheinlichen Nistplatz (N) ☐ Nesthocker/Nestflüchter (FL) ☐ kein Bruthinweis (0)					
Standortbeschreibung (Abiotik)					
XY-Koordinaten X		Y	Seehöhe (m)	Morphologisches Relief (30m D)	
☐ Punktgenau ☐ Entfernt			Neigung (5°- Schritte)	☐ homogen ☐ wenig strukturiert ☐ mittel strukturiert ☐ stark strukturiert	
Standortbeschreibung (Biotik)					
Vegetationstyp					
☐ Fließgewässer ☐ Rohboden ☐ Hochstaudenflur ☐ Feldgehölz ☐ Schuttflur ☐ Anthr. Standorte ☐ Stillgewässer ☐ Grünland intensiv ☐ Zwergstrauchheiden ☐ Laubwald ☐ Fels ☐ Anthr. Bauwerk ☐ Moore ☐ montane, subalpine Rasen ☐ Laubgebüsch ☐ Laub-Nadelmischwald ☐ Blockflur ☐ Siedlungen, Verkehr ☐ Schneetälchen ☐ alpine Rasen ☐ Nadelgebüsch ☐ Nadelwald ☐ sonstiges					
Bodendeckung (30m D)					
Flächen abtrennbar: ☐ großflächig ☐ kleinflächig		Zwergst. < 0.5m	Strauchschicht (30m D, bis 5 m)		
		Zwergst. > 0.5m	Arten Deckung (%) Höhe (m)		
☐ Schnee ☐ Fels ☐ Farn		☐ Verjüngung			
☐ Wasser ☐ Rohboden ☐ Gräser		☐ Flechten			
☐ Schotter ☐ Streu ☐ Kräuter		☐ Totholz			
☐ Geröll ☐ Moos ☐ Hochstauden					
Baumschicht (30m D)					
Arten		Anteile 10tel	Wuchsklasse (m)	Verjüngung	Bestandslücken
			☐ Blöße ☐ Baumholz I	☐ keine	☐ keine
			☐ Jungwuchs ☐ Baumholz II	☐ punktuell	☐ 1/2 Baumlänge
			☐ Dickung ☐ Starkholz	☐ lokal	☐ 1 Baumlänge
			☐ Stangenholz	☐ flächig	
			Überschirmung %		
Strukturelemente (30m D)					
Feuchtestellen (in m²)		Totholz (Stk., 30m D)		Nutzung/Entwicklungsdynamik (m)	
Wurzelteller (Stk.)		Totholz stehend <20 BHD		☐ Mahd ☐ Einzelstammentnahme	
Ameisenhügel (Stk.)		Totholz stehend >20 BHD		☐ Weide ☐ Kahlschlag (ab 0,2 ha)	
Sonstige:		Totholz liegend <20 BHD		☐ Waldweide ☐ anthrop. Sukzession	
		Totholz liegend >20 BHD		☐ Femelung/ Lochhieb ☐ natürl. Sukzession	
		Baumstümpfe (Anzahl)		☐ keine ☐	
Störung / Gefährdung			Maßnahmenvorschläge		

Anhang II – Ergebnisse der Referenzflächenkartierung der Spechtarten Bunt-, Grau-, Grün-, Schwarz- und Weißrückenspecht

Innerhalb der vier Referenzflächen Falzturn-Dristenalm (FD), Vomper Loch (VL), Arzl-Rum-Thaur (ART) und Zirl (Z) wurden im Jahr 2011/12 insgesamt 95 und 2024 116 Spechtfunde registriert (siehe Tabelle 10). Berücksichtigt man die unterschiedliche Anzahl der Begehungen in den beiden Zeiträumen (2024: sechs Begehungen, 2011/12: vier Begehungen), ergibt sich für 2011/12 eine mittlere Fundzahl von 23,8 Spechten, während sie im Jahr 2024 bei 19,3 lag (siehe Tabelle 11).

Tabelle 10: Anzahl der Funde der Bunt- (BS), Dreizehen- (DS), Grau- (GS), Grün- (GNS), Schwarz- (SWS) und Weißrückenspechte (WRS) in den 2024 untersuchten Teilgebieten (2011/12 und 2024)

	Jahr	DS	BS	GS	GNS	SWS	WRS	Σ
Falzturn-Dristenalm	2011/12	4	4	0	3	4	0	15
	2024	4	18	3	0	4	2	31
Vomper Loch	2011/12	3	7	3	1	7	0	21
	2024	2	3	1	0	10	0	16
Arzl-Rum-Thaur	2011/12	0	11	6	6	1	0	24
	2024	0	15	10	1	18	2	46
Zirl	2011/12	3	10	13	3	6	0	35
	2024	2	10	0	7	4	0	23
außerhalb der Referenzgebiete	2011/12	114	337	206	117	262	43	1079
	2024	0	17	2	0	10	0	29
Anzahl im gesamten NPK	2011/12	124	369	228	130	280	43	1174
	2024	8	63	16	8	46	4	145
Anzahl innerhalb der vier Referenzgebiete (FD, VL, ART, Z)	2011/12	10	32	22	13	18	0	95
	2024	8	46	14	8	36	4	116

Tabelle 11: Mittlere Anzahl der Individuen aus den Begehungen pro Art und Jahr in den Teilgebieten

	Jahr	DS	BS	GS	GNS	SWS	WRS	Σ
Falzturn-Dristenalm	2011/12	1.0	1.0	0.0	0.8	1.0	0.0	3.8
	2024	0.7	3.0	0.5	0.0	0.7	0.3	5.2
Vomper Loch	2011/12	0.8	1.8	0.8	0.3	1.8	0.0	5.3
	2024	0.3	0.5	0.2	0.0	1.7	0.0	2.7
Arzl-Rum-Thaur	2011/12	0.0	2.8	1.5	1.5	0.3	0.0	6.0
	2024	0.0	2.5	1.7	0.2	3.0	0.3	7.7
Zirl	2011/12	0.8	2.5	3.3	0.8	1.5	0.0	8.8
	2024	0.3	1.7	0.0	1.2	0.7	0.0	3.8
außerhalb der Referenzgebiete	2011/12	28.5	84.3	51.5	29.3	65.5	10.8	269.8
	2024	0.0	2.8	0.3	0.0	1.7	0.0	4.8
Anzahl im gesamten NPK	2011/12	31.0	92.3	57.0	32.5	70.0	10.8	293.5
	2024	1.3	10.5	2.7	1.3	7.7	0.7	24.2
Anzahl innerhalb der Referenzgebiete (FD, VL, ART, Z)	2011/12	2.5	8.0	5.5	3.3	4.5	0.0	23.8
	2024	1.3	7.7	2.3	1.3	6.0	0.7	19.3

Während der Untersuchungen 2024 wurden am meisten Buntspechte (43,4%) erfasst, gefolgt von den Schwarzspechten (31,7%) und Grauspechten (11%). Dreizehen- und Grünspechte (5,5%) waren seltener, während der geringste Anteil auf die Weißrückenspechte (2,8%) entfiel (Abb. 14). Andretze et al. (2005) empfiehlt für die Erfassung von Grau-, Dreizehen- und Weißrückenspechten den Einsatz von Klangattrappen. Für die Arten Bunt-, Grün- und Schwarzspecht sind Klangattrappen aufgrund von hoher Rufaktivität oder hohem Nachzieheffekt nicht notwendig

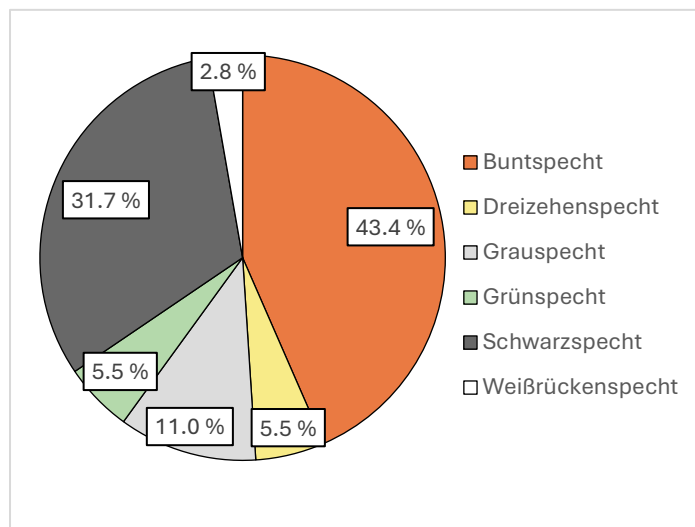


Abbildung 14: Anteile der Spechtarten an den Gesamtfunden 2024

beziehungsweise wenig sinnvoll (Andretzke et al. 2005). Insbesondere die Anzahl der Weißrückenspechte könnte daher unterschätzt worden sein, da nur für die Zielarten Dreizehen- und Grauspecht Klangattrappen verwendet wurden. Auf die Klangattrappen, die für den Dreizehenspecht abgespielt wurden, reagierten auffallend häufig Buntspechte.

Die Entwicklung der mittleren Spechtfunde zeigt deutliche Unterschiede zwischen den Untersuchungsflächen (Abb. 15). In Zirl wurden 2024 deutlich weniger Spechte registriert als 2011/12. Auch im Vomper Loch sind die Spechtfunde seit 2011/12 zurückgegangen. In Falzturn-Dristenalm und Arzl-Rum-Thaur hingegen wurde ein Anstieg der mittleren Spechtfunde festgestellt (Abb. 15).

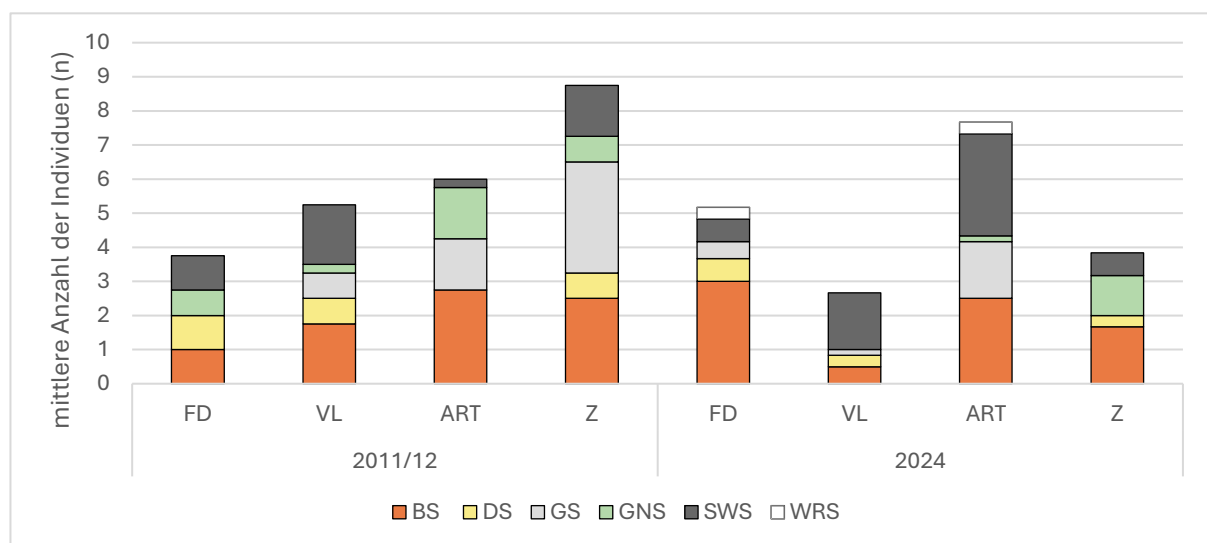


Abbildung 15: Vergleich der mittleren Anzahl der Individuen in den beiden Erfassungszeiträumen (2011/12 und 2024) und den verschiedenen Referenzgebieten

Anhang III - Deskriptivstatistik der Habitatparameter und weitere statistische Analysen

Die deskriptive Analyse wertet die Daten im Umkreis von 15 Metern um die Fundpunkte aus. Die Funde aus den Jahren 2011/12 wurden gemäß Oberwalder (2014) zusammengefasst und in den folgenden Tabellen unter dem Jahr 2014 dargestellt.

Tabelle 12: Deskriptivstatistik: Waldtypen

		Kiefernwälder	Fichten-Tannen-Buchenwälder	Grauerlenwälder	Fichten-Tannenwälder	Laubholzgebüsche	Buchenwälder	Eichenmischwälder	Lärchenwälder	Latschengebüsche	Subalpine Fichtenwälder	Zirbenwälder	Keine Waldgruppe
N	2024	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
	2014	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
Fehlend	2024	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2014	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mittelwert	2024	0	99.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.9
	2014	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Median	2024	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2014	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Std.-abweich.	2024	0	2.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.5
	2014	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Minimum	2024	0	92.9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2014	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Maximum	2024	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7.1
	2014	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabelle 13: Deskriptivstatistik: Überschirmung und Baumhöhe

	Jahr	Überschirmung (%)	Baumhöhe
N	2024	8	8
	2011/12	8	8
Fehlend	2024	0	0
	2011/12	0	0
Mittelwert	2024	61.3	7.27
	2011/12	68.1	6.03
Median	2024	60	6.86
	2011/12	67.5	5.51
Standardabweichung	2024	3.54	3.37
	2011/12	15.3	1.89
Minimum	2024	60	3.7
	2011/12	50	3.69
Maximum	2024	70	13.9
	2011/12	100	8.5

Tabelle 14: Deskriptivstatistik: Erhaltungszustand

	Jahr	1 A (hoch)	2 B (mittel)	3 C (gering)	4 E (Ersatzgesellschaft)	5 N (nicht beurteilt)
N	2024	8	8	8	8	8
	2014	8	8	8	8	8
Fehlend	2024	0	0	0	0	0
	2014	0	0	0	0	0
Mittelwert	2024	36.7	25	37.5	0	0.833
	2014	51	11.7	0	37.3	0
Median	2024	0	0	0	0	0
	2014	53.8	0	0	3.13	0
Standard- abweichung	2024	50.6	46.3	51.8	0	2.36
	2014	52.5	33.1	0	49.9	0
Minimum	2024	0	0	0	0	0
	2014	0	0	0	0	0
Maximum	2024	100	100	100	0	6.67
	2014	100	93.8	0	100	0

Tabelle 15: Deskriptivstatistik: Geomorphologie

	Jahr	1 Ebene/Tal	2 Gipfel/Grat/Schulter/Felssporn	3 Hang/Unterhang	4 Senke/Mulde
N	2024	8	8	8	8
	2014	8	8	8	8
Fehlend	2024	0	0	0	0
	2014	0	0	0	0
Mittelwert	2024	0	18.8	81.3	0
	2014	0	12.5	87.5	0
Median	2024	0	0	100	0
	2014	0	0	100	0
Standardabweichung	2024	0	37.2	37.2	0
	2014	0	35.4	35.4	0
Minimum	2024	0	0	0	0
	2014	0	0	0	0
Maximum	2024	0	100	100	0
	2014	0	100	100	0

Tabelle 16: Deskriptivstatistik: Strukturelemente

	Name	Seehöhe (m.ü.NN)	Neigung (°)	Exposition in (°)	Northness	Eastness	Wurzelteiler (n)	Ameisenhögel (n)	Baumstümpfe (n)
N	2024	8	8	8	8	8	8	8	8
	2011/12	8	8	8	8	8	8	8	8
Fehlend	2024	0	0	0	0	0	0	0	0
	2011/12	0	0	0	0	0	0	0	0
Mittelwert	2024	1175	24.7	193.0	0.2	0.3	2.3	0.0	14.0
	2011/12	1242	25.3	231.0	0.6	-0.1	1.0	0.0	6.9
Median	2024	1155	24.6	145.0	0.2	0.2	1.0	0.0	15.0
	2011/12	1242	26.0	318.0	0.8	-0.2	0.5	0.0	3.5
Standardabweichung	2024	82.7	11.2	132.0	0.8	0.6	4.1	0.0	12.7
	2011/12	41.2	11.5	144.0	0.5	0.6	1.7	0.0	7.1
Minimum	2024	1089	9.6	5.4	-1.0	-0.7	0.0	0.0	0.0
	2011/12	1184	5.2	0.5	-0.6	-0.8	0.0	0.0	0.0
Maximum	2024	1307	38.7	357.0	1.0	0.9	12.0	0.0	30.0
	2011/12	1321	41.6	357.0	1.0	0.9	5.0	0.0	20.0

Tabelle 17: Deskriptivstatistik: Totholz

	Jahr	Totholz stehend gesamt n)	Totholz liegend gesamt n)	Totholz gesamt n)
N	2024	8	8	8
	2011/12	8	8	8
Fehlend	2024	0	0	0
	2011/12	0	0	0
Mittelwert	2024	1.3	4.0	5.3
	2011/12	7.8	4.1	11.9
Median	2024	0.5	1.0	1.0
	2011/12	4.5	3.5	8.5
Standardabweichung	2024	1.8	6.2	7.8
	2011/12	10.6	4.6	14.4
Minimum	2024	0.0	0.0	0.0
	2011/12	1.0	0.0	1.0
Maximum	2024	5.0	18.0	23.0
	2011/12	33.0	13.0	46.0

Tabelle 18: Deskriptivstatistik: Klima

	Jahr	Mittlere Temperatur (°C) der Zeiträume 2010-12 bzw. 2024-22	Mittlerer Niederschlag (mm) der Zeiträume 2010-12 bzw. 2024-22	Jahrestemperatur (°C) im Jahr der Funde	Jahresniederschlag (mm) im Jahr der Funde	Temperatur (°C) geschätzt
N	2024	8	8	8	8	8
	2011/12	8	8	8	8	8
Fehlend	2024	0	0	0	0	0
	2011/12	0	0	0	0	0
Mittelwert	2024	8.06	1591	6.49	1718	5.88
	2011/12	6.33	1630	4.21	1796	5.88
Median	2024	8.1	1662	7.25	1832	5
	2011/12	6.23	1650	4.75	1789	6.5
Standardabweichung	2024	1.24	271	2.52	292	3.64
	2011/12	0.968	219	2.59	261	4.49
Minimum	2024	6.4	1250	1.7	1250	2
	2011/12	5.07	1291	1	1475	0
Maximum	2024	9.8	1849	8.8	1942	14
	2011/12	7.63	1875	7.1	2153	10

Tabelle 19: Ergebnisse des Kruskal-Wallis Tests zur Überprüfung der Unterschiede der Anzahl der Totholzstrukturen in den fünf Untersuchungsflächen

Kruskal-Wallis			
	χ^2	df	p
Totholz stehend gesamt	4.63	3	0.201
Totholz liegend gesamt	5.10	3	0.165
Totholz gesamt	5.27	3	0.153

Tabelle 20: Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests zur Analyse der Unterschiede im dominierenden Waldtyp (Fichten-Tannen-Buchenwald) der fünf Untersuchungsgebiete

Kruskal-Wallis			
	χ^2	df	p
Fichten-Tannen-Buchenwälder	11.6	3	0.009

Tabelle 21: Paarweiser Vergleich der Untersuchungsgebiete hinsichtlich signifikanter Unterschiede der Fichten-Tannen-Buchenwälder nach Dwass-Steel-Critchlow-Fligner

		W	p
Falzturn-Dristenalm	Vomperloch	NaN	NaN
Falzturn-Dristenalm	Zirl	-2.31	0.36
Falzturn-Dristenalm	kein Referenzgebiet	-3.76	0.039
Vomperloch	Zirl	-1.83	0.569
Vomperloch	kein Referenzgebiet	-3.05	0.137
Zirl	kein Referenzgebiet	-1.66	0.642

Tabelle 22: Ergebnisse des Mann-Whitney U- Tests auf signifikante Unterschiede zwischen den Erfassungszeiträumen 2011/12 und 2024

Umweltparameter	Statistik	p
M (Fichten-Tannen-Buchenwälder)	28	0.382
1 A (EHZ hoch)	23.5	0.355
2 B (EHZ mittel)	27	0.487
3 C (EHZ gering)	20	0.075
4 E (Ersatzgesellschaft)	16	0.032
Mittlere Baumhöhe	28	0.713
2 Gipfel/Grat/Schulter/Felssporn	28.5	0.643
3 Hang/Unterhang	28.5	0.643
Dreijähriger Temperaur-Mittelwert (°C) des jeweiligen Erfassungszeitraums (2010-12 & 2022-2024)	8	0.013
Dreijähriger Niederschlags-Mittelwert (mm) des jeweiligen Erfassungszeitraums (2010-12 & 2022-2024)	28	0.712
Northness	25	0.495
Eastness	19	0.189
Neigung	32	1
Überschirmung	22.5	0.311
Wurzelteller	27	0.611
Totholz stehend gesamt	9.5	0.019
Totholz liegend gesamt	30.5	0.914
Totholz gesamt	16.5	0.109
Baumstümpfe	24	0.427
Seehöhe	13	0.052

Tabelle 23: Alle signifikanten Korrelationen zwischen den Parametern

Parameter 1	Parameter 2	Spearman's Rho	df	p-Wert
Fichten-Tannen-Buchenwälder	Fichten-Tannenwälder	-0.639	52	<.001
Fichten-Tannen-Buchenwälder	Buchenwälder	-0.328	52	0.015
Fichten-Tannen-Buchenwälder	Subalpine Fichtenwälder	-0.476	52	<.001
Fichten-Tannen-Buchenwälder	Baumhöhe	0.448	52	<.001
Fichten-Tannen-Buchenwälder	Hang/Unterhang	0.319	52	0.019
Fichten-Tannen-Buchenwälder	Senke/Mulde	-0.335	52	0.013
Fichten-Tannen-Buchenwälder	Temperatur (dreijähriger Mittelwert)	0.758	52	<.001
Fichten-Tannen-Buchenwälder	Temperatur-Jahresmittelwert	0.31	52	0.023
Fichten-Tannen-Buchenwälder	Niederschlag-Jahresmittelwert	0.308	52	0.024
Fichten-Tannen-Buchenwälder	Northness	0.441	52	<.001
Fichten-Tannen-Buchenwälder	Überschirmung	0.504	52	<.001
Fichten-Tannen-Buchenwälder	Wurzelteller	0.291	52	0.033
Fichten-Tannen-Buchenwälder	Ameisenhügel	-0.304	52	0.026
Fichten-Tannen-Buchenwälder	Baumstümpfe	0.484	52	<.001
Fichten-Tannen-Buchenwälder	Seehöhe	-0.68	52	<.001
Fichten-Tannenwälder	Hang/Unterhang	-0.308	52	0.023
Fichten-Tannenwälder	Temperatur (dreijähriger Mittelwert)	-0.573	52	<.001
Fichten-Tannenwälder	Niederschlag-Jahresmittelwert	-0.4	52	0.003
Fichten-Tannenwälder	Eastness	-0.323	52	0.017
Fichten-Tannenwälder	Neigung	-0.275	52	0.044

Fichten-Tannenwälder	Überschirmung	-0.337	52	0.013
Fichten-Tannenwälder	Feuchtstelle	0.437	52	<.001
Fichten-Tannenwälder	Ameisenhügel	0.314	52	0.021
Fichten-Tannenwälder	Baumstümpfe	-0.394	52	0.003
Fichten-Tannenwälder	Seehöhe	0.518	52	<.001
Laubholzgebüsche	Eichenmischwälder	1	52	<.001
Laubholzgebüsche	Latschengebüsche	1	52	<.001
Laubholzgebüsche	Senke/Mulde	0.43	52	0.001
Buchenwälder	Senke/Mulde	0.379	52	0.005
Buchenwälder	Totholz stehend (n)	0.36	52	0.007
Buchenwälder	Totholz gesamt (n)	0.333	52	0.014
Eichenmischwälder	Senke/Mulde	0.43	52	0.001
Latschengebüsche	Senke/Mulde	0.43	52	0.001
Subalpine Fichtenwälder	Baumhöhe	-0.339	52	0.012
Subalpine Fichtenwälder	Temperatur (dreijähriger Mittelwert)	-0.351	52	0.009
Subalpine Fichtenwälder	Northness	-0.275	52	0.044
Subalpine Fichtenwälder	Seehöhe	0.501	52	<.001
Subalpine Fichtenwälder	EHZ B (mittel)	-0.374	52	0.005
Subalpine Fichtenwälder	EHZ C (gering)	-0.573	52	<.001
Subalpine Fichtenwälder	EHZ E (Ersatzgesellschaft)	-0.278	52	0.042
EHZ B (mittel)	Temperatur (dreijähriger Mittelwert)	0.264	52	0.05
EHZ B (mittel)	Neigung	0.309	52	0.023
EHZ C (gering)	EHZ E (Ersatzgesellschaft)	-0.281	52	0.04
EHZ C (gering)	Baumhöhe	-0.289	52	0.034
EHZ C (gering)	Northness	-0.382	52	0.004
EHZ E (Ersatzgesellschaft)	Feuchtstelle	0.408	52	0.002
Baumhöhe	Northness	0.454	52	<.001
Baumhöhe	Überschirmung	0.328	52	0.016
Baumhöhe	Baumstümpfe	0.309	52	0.023
Baumhöhe	Seehöhe	-0.29	52	0.033
Gipfel/Grat/Schulter/Felssporn	Hang/Unterhang	-0.801	52	<.001
Gipfel/Grat/Schulter/Felssporn	Feuchtstelle	0.316	52	0.02
Gipfel/Grat/Schulter/Felssporn	Ameisenhügel	0.468	52	<.001
Hang/Unterhang	Senke/Mulde	-0.42	52	0.002
Hang/Unterhang	Temperatur (dreijähriger Mittelwert)	0.382	52	0.004
Hang/Unterhang	Eastness	0.366	52	0.006
Hang/Unterhang	Ameisenhügel	-0.413	52	0.002
Hang/Unterhang	Seehöhe	-0.327	52	0.016
Senke/Mulde	Temperatur (dreijähriger Mittelwert)	-0.382	52	0.004
Senke/Mulde	Eastness	-0.383	52	0.004
Temperatur (dreijähriger Mittelwert)	Niederschlag-Jahresmittelwert	0.38	52	0.005
Temperatur (dreijähriger Mittelwert)	Northness	0.352	52	0.009
Temperatur (dreijähriger Mittelwert)	Überschirmung	0.377	52	0.005
Temperatur (dreijähriger Mittelwert)	Wurzelteller	0.291	52	0.033
Temperatur (dreijähriger Mittelwert)	Ameisenhügel	-0.277	52	0.043
Temperatur (dreijähriger Mittelwert)	Baumstümpfe	0.489	52	<.001
Temperatur (dreijähriger Mittelwert)	Seehöhe	-0.742	52	<.001

Temperatur (dreijähriger Mittelwert)	Schadholz (Borkenkäfer)	0.496	52	<.001
Temperatur (dreijähriger Mittelwert)	Schadholz (Wind)	0.496	52	<.001
Temperatur (dreijähriger Mittelwert)	Schadholz (Schnee)	-0.496	52	<.001
Niederschlag (dreijähriger Mittelwert)	Temperatur-Jahresmittelwert	0.438	52	<.001
Niederschlag (dreijähriger Mittelwert)	Niederschlag-Jahresmittelwert	0.732	52	<.001
Niederschlag (dreijähriger Mittelwert)	Neigung	-0.343	52	0.011
Niederschlag (dreijähriger Mittelwert)	Baumstümpfe	0.274	52	0.045
Temperatur-Jahresmittelwert	Schadholz (Borkenkäfer)	0.291	52	0.032
Temperatur-Jahresmittelwert	Schadholz (Wind)	0.291	52	0.032
Temperatur-Jahresmittelwert	Schadholz (Schnee)	-0.291	52	0.032
Niederschlag-Jahresmittelwert	Baumstümpfe	0.336	52	0.013
Niederschlag-Jahresmittelwert	Seehöhe	-0.302	52	0.026
Northness	Baumstümpfe	0.361	52	0.007
Eastness	Überschirmung	0.328	52	0.015
Neigung	Ameisenhügel	-0.352	52	0.009
Überschirmung	Ameisenhügel	-0.278	52	0.042
Überschirmung	Seehöhe	-0.391	52	0.004
Feuchtestelle	Ameisenhügel	0.395	52	0.003
Wurzelteller	Totholz liegend (n)	0.36	52	0.007
Wurzelteller	Baumstümpfe	0.273	52	0.046
Ameisenhügel	Totholz stehend (n)	0.31	52	0.022
Ameisenhügel	Totholz gesamt (n)	0.274	52	0.045
Ameisenhügel	Seehöhe	0.278	52	0.042
Totholz stehend (n)	Totholz liegend (n)	0.448	52	<.001
Totholz stehend (n)	Totholz gesamt (n)	0.881	52	<.001
Totholz stehend (n)	Schadholz (Borkenkäfer)	-0.413	52	0.002
Totholz stehend (n)	Schadholz (Wind)	-0.413	52	0.002
Totholz stehend (n)	Schadholz (Schnee)	0.413	52	0.002
Totholz liegend (n)	Totholz gesamt (n)	0.773	52	<.001
Totholz gesamt (n)	Baumstümpfe	0.295	52	0.031
Totholz gesamt (n)	Schadholz (Borkenkäfer)	-0.295	52	0.03
Totholz gesamt (n)	Schadholz (Wind)	-0.295	52	0.03
Totholz gesamt (n)	Schadholz (Schnee)	0.295	52	0.03
Baumstümpfe	Seehöhe	-0.366	52	0.007
Seehöhe	Schadholz (Borkenkäfer)	-0.488	52	<.001
Seehöhe	Schadholz (Wind)	-0.488	52	<.001
Seehöhe	Schadholz (Schnee)	0.488	52	<.001
Schadholz (Borkenkäfer)	Schadholz (Wind)	1	52	<.001
Schadholz (Borkenkäfer)	Schadholz (Schnee)	-1	52	<.001
Schadholz (Wind)	Schadholz (Schnee)	-1	52	<.001

Anhang IV - Erläuterungen und ergänzende Analysen zu den Erhaltungszuständen, Landformen und Waldgruppen

In Tabelle 24 finden sich eine Definition der drei Erhaltungszustände, die im Rahmen der Walddtypisierung ermittelt wurde. Zusätzlich zu den in Tabelle 24 genannten Parametern wurden zur Ermittlung der Erhaltungszustände im Auftrag des Amtes der Tiroler Landesregierung, Gruppe Forst, Abteilung Forstplanung weitere Aspekte erhoben. Dazu zählen ergänzende Angaben zum Kronenschlussgrad, zur Bestandsentwicklung sowie zum Zersetungsgrad des Totholzes. Zudem wurden die Verjüngungssituation und die Baumartenmischung dokumentiert. Weiterhin wurde die Vollständigkeit der lebensraumtypischen Artengarnitur erfasst, ebenso wie der Deckungsanteil lebensraumtypischer Gehölzarten an der Gesamtdeckung der Baum- und Strauchschicht. Die Erhebungen zum Totholz (siehe Tabelle 24) erfolgten differenziert nach verschiedenen Walddtypen: Nadelwald (NH), Buchenmischwälder (B), Edellaubholzwälder (E), Grauerlenwälder (G), Eichen-(Linden-)Trockenwälder (Ei (Li)) sowie Spirkenwälder (Spi) (Hotter et al., 2020).

Tabelle 24: Definition der Erhaltungszustände nach Hotter et al. 2020

		Erhaltungszustand		
		A (hervorragend)	B (gut)	C (durchschnittlich bis beschränkt)
Struktur		Natürlich (>40 Stück Baumholz II (35 – 50 cm BHD) oder Starkholz (>50 cm BHD) pro ha)	Naturnah (11-39 Stück Stück Baumholz II oder Starkholz pro ha)	Beeinträchtigt (<10 Stück Baumholz II oder Starkholz pro ha)
Totholz	NH-LRT	> 10 m ³	5 - 10 m ³	< 5 m ³
	B, E	> 5 m ³	2 - 5 m ³	< 2m ³
	Ei (Li), Spi	> 3 Stämme/ ha	1- 3 Stämme/ha	< 1 Stamm/ha
Deckungsprozent der		< 5% Deckung	5-20% Deckung	>20% Deckung
Nutzungsintensität		Intensität 1: keine (Vor- bzw. End-)Nutzungen erkennbar oder Nutzungen mit verbleibender Überschirmung >6/10 (z.B. Einzelstammentnahmen, Plenterungen, Schirmschlag), oder Räumung und Femelschlag <0,5 ha bei Bestandesgrößen der Kategorie A (>30 ha)	Intensität 2: Nutzungen mit verbleibender Überschirmung >3/10 <6/10 (z.B. Einzelstammentnahmen, Gruppenplenterung, Schirmschlag), oder Räumung auf einer Fläche >0,5 ha aber <2 ha bei Bestandesgrößen der Kategorie A (>30 ha) oder Räumung und Femelschlag auf <0,5 ha bei Bestandesgrößen der Kategorie B (5-30 ha)	Intensität 3: Kahlschläge >0,5 ha oder Schirmschlag bzw. Räumung > 2ha
Wildeinfluss		Kein bis unbedeutender Wildeinfluss	Deutlicher Wildeinfluss be-/verhindert Verjüngung notwendiger Baumarten	Hoher Wildeinfluss verhindert Verjüngung des Bestandes

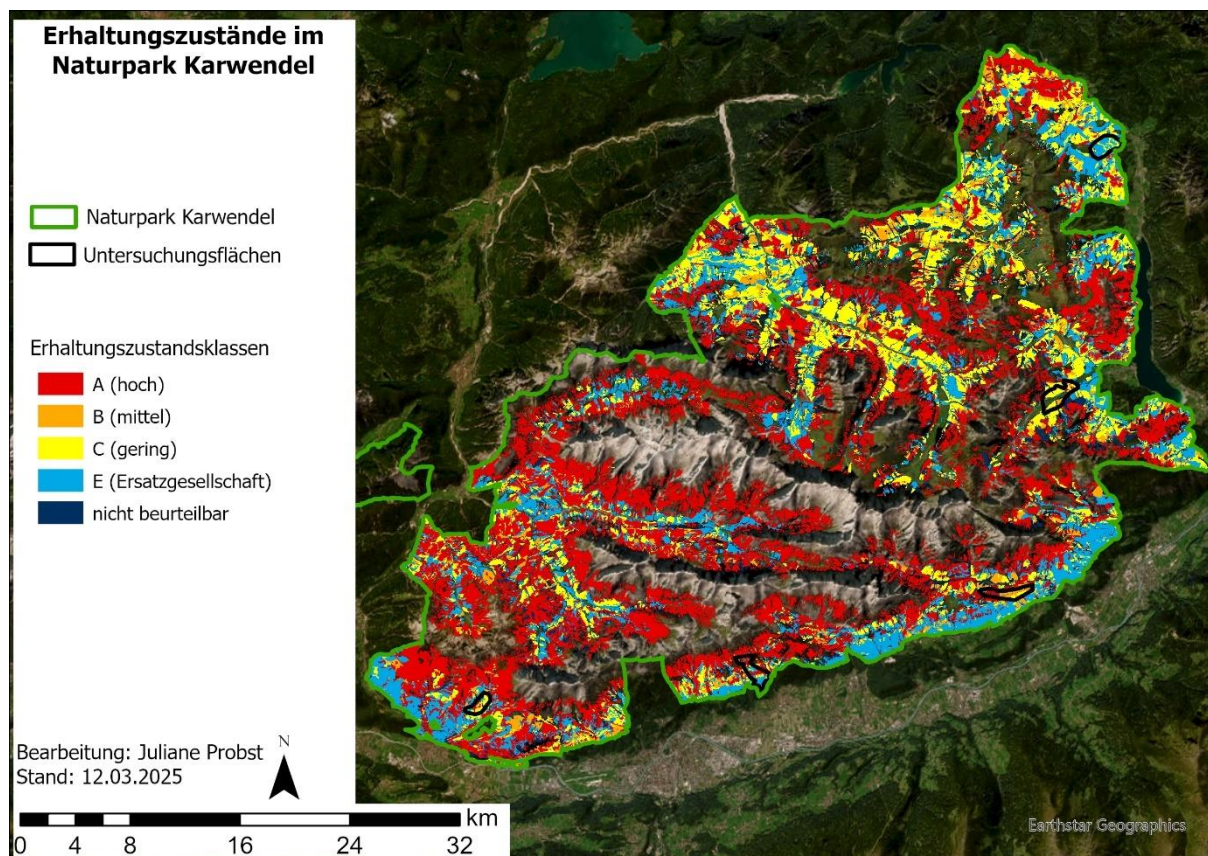


Abbildung 16: Erhaltungszustände der Wälder im NPK (Daten-Quelle: Amt der Tiroler Landesregierung, Abt. Forstplanung)

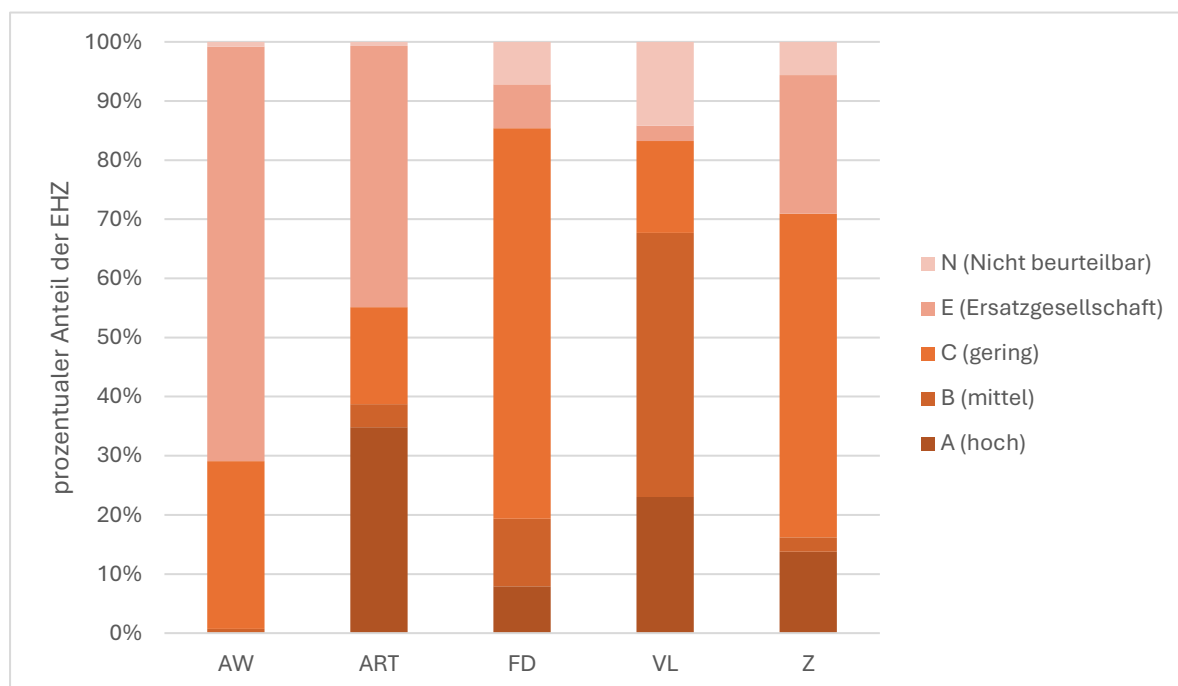


Abbildung 17: Prozentualer Anteil der EHZ je Untersuchungsgebiet (Achenwald, (AW), Arzl-Rum-Thaur (ART), Falzturn-Dristenalm (FD), Vomper Loch (VL), Zirl (Z))

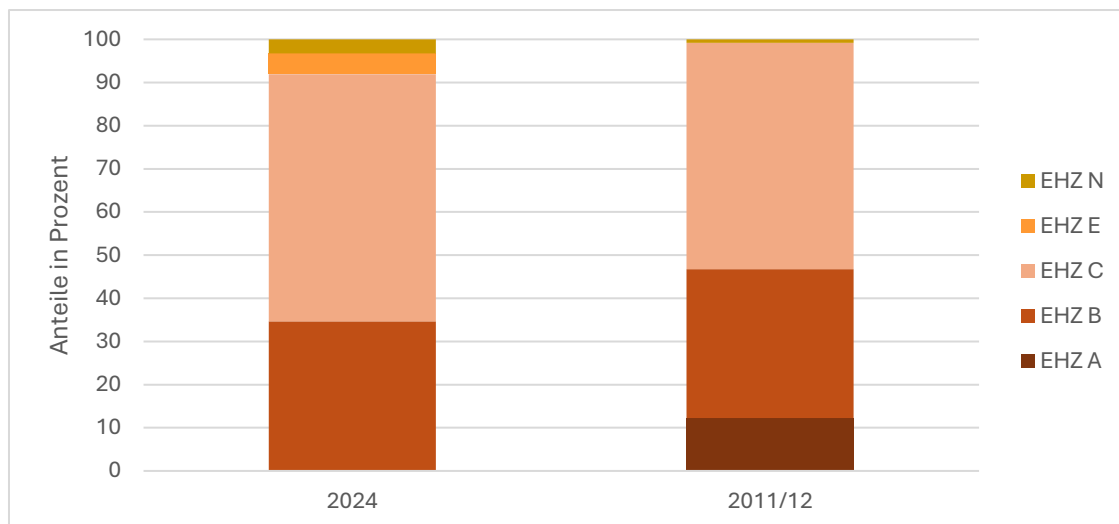


Abbildung 18: Anteil der EHZ an den Fundstandorten zum jeweiligen Erhebungsjahr

Tabelle 25: Im Text verwendete Kategorisierung der Landformen

Kategorie	Geomorphologie
1	Ebene / Tal
2	Gipfel / Grat / Schulter/ Felssporn
3	Hang / Unterhang
4	Senke / Mulde

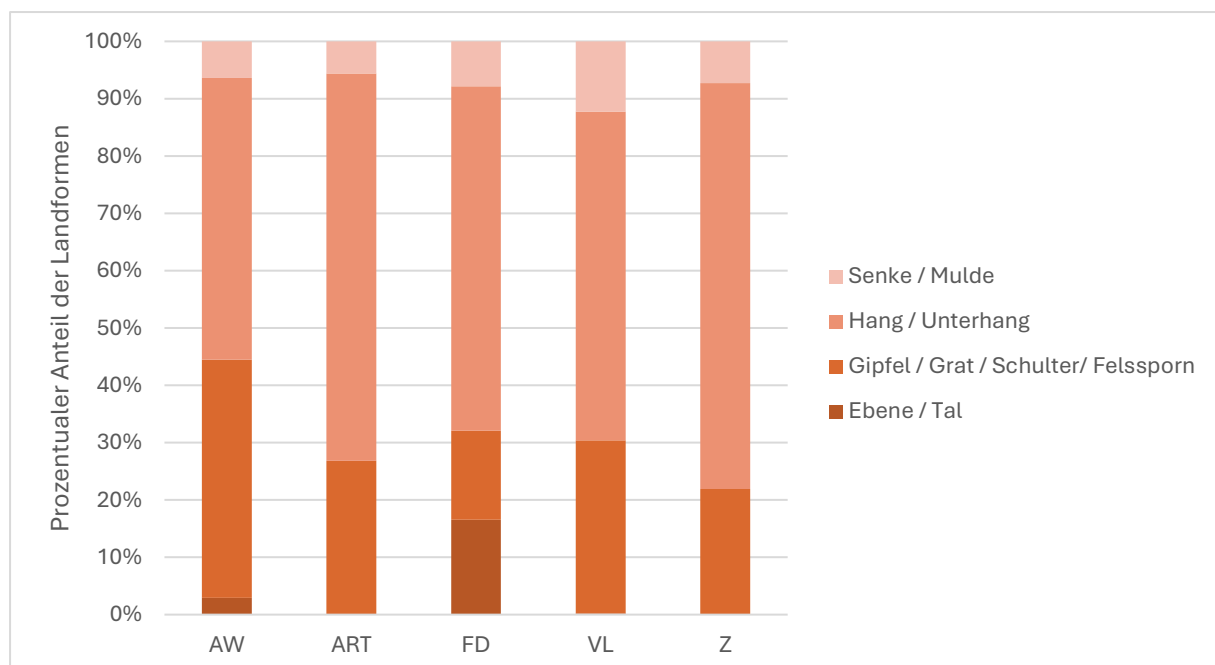


Abbildung 19: Prozentualer Anteil der Landformen in den fünf Untersuchungsgebieten 2024

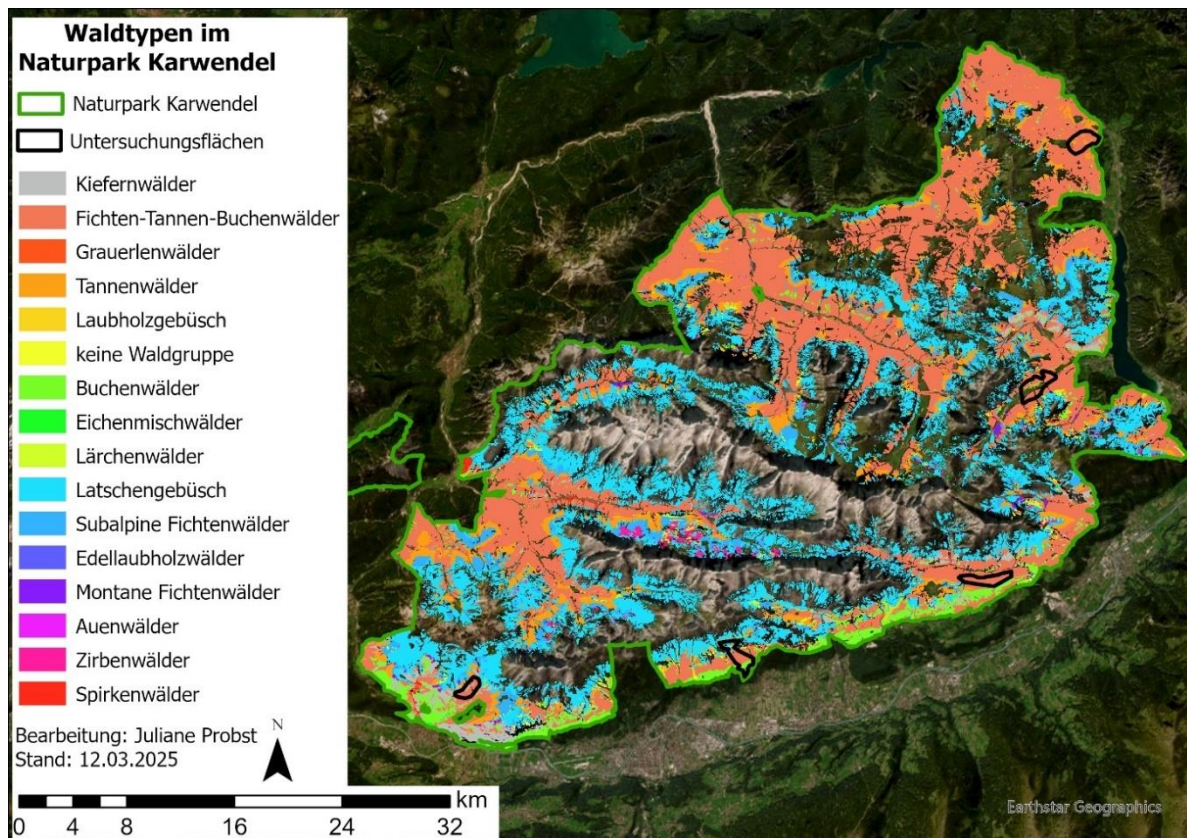


Abbildung 20: Waldtypen Karte des NPK (Daten-Quelle: Amt der Tiroler Landesregierung, Abt. Forstplanung)

Tabelle 26: Im Text verwendete Abkürzungen der einzelnen Waldgruppen

Waldgruppe	Abkürzung
Auenwälder	A
Buchenwälder	B
Edellaubholzwälder	E
Eichenmischwälder	Ei
Montane Fichtenwälder	F
Grauerlenwälder	G
Laubholzgebüsch	Geb
Kiefernwälder	K
Lärchenwälder	L
Latschengebüsch	Lat
Fichten-Tannen-Buchenwälder	M
Subalpine Fichtenwälder	S
Spirkenwälder	Spi
Tannenwälder	T
Zirbenwälder	Z

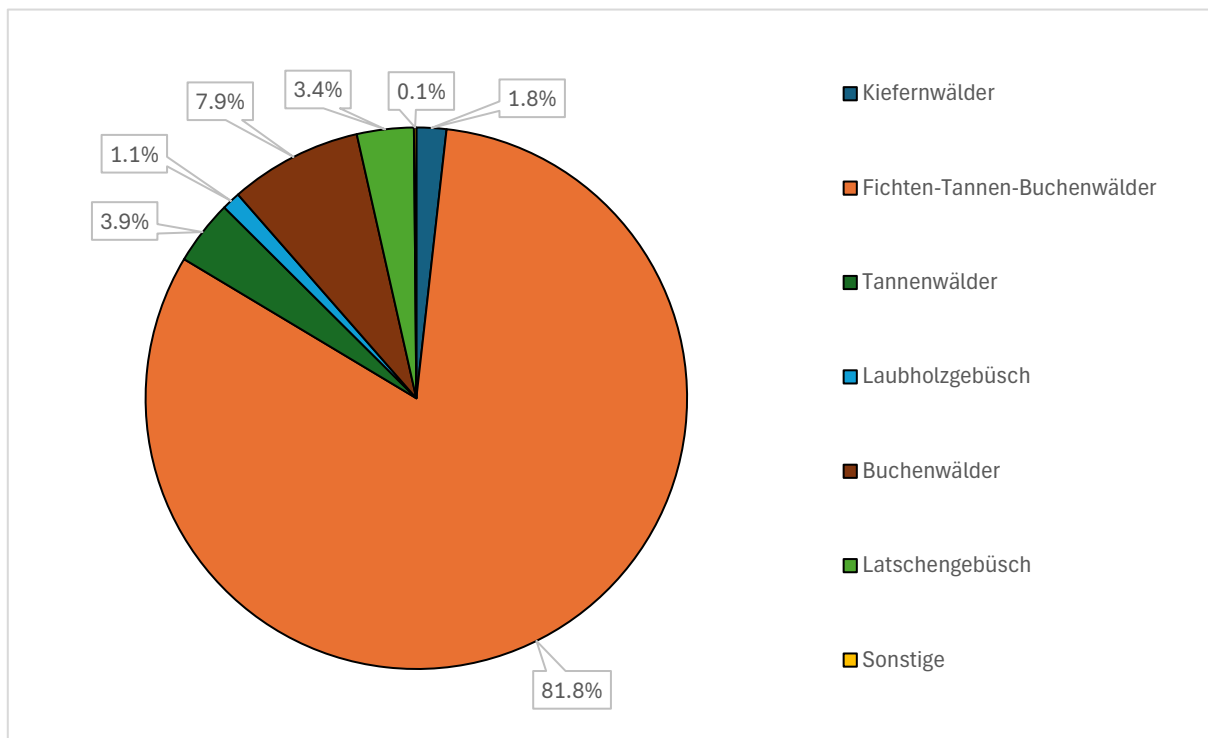


Abbildung 21: Anteile der Waldtypen in den fünf Untersuchungsgebieten (2024)

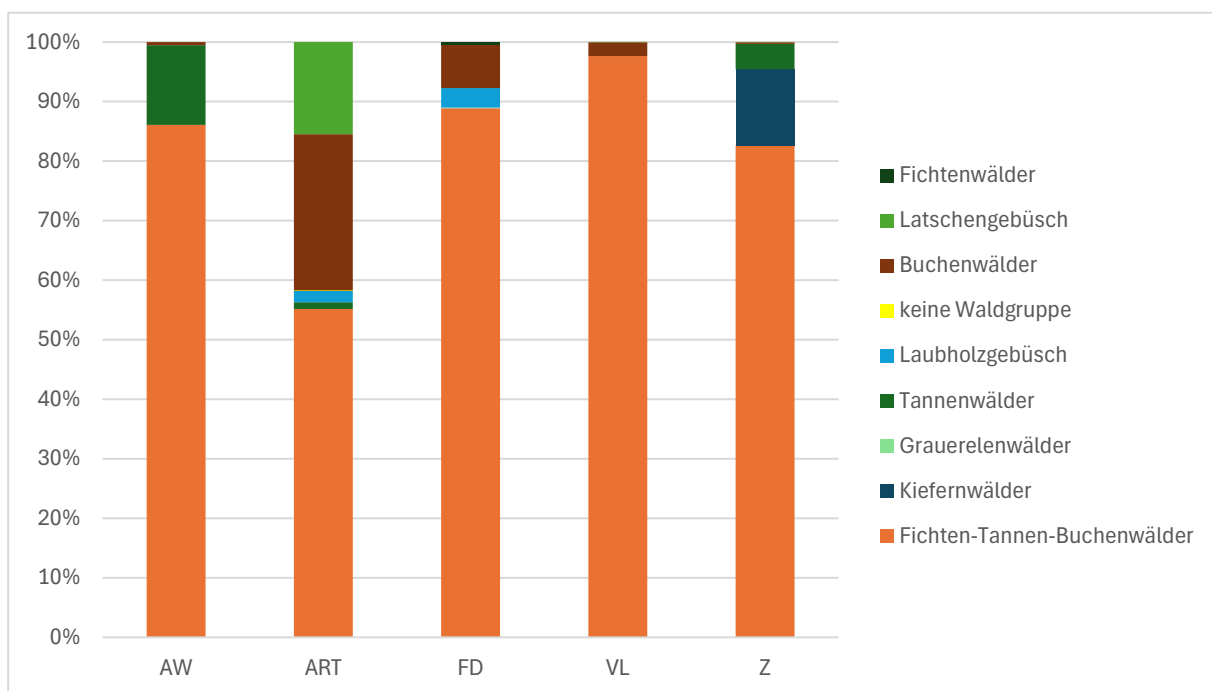


Abbildung 22: Anteil der Waldgruppen je Untersuchungsgebiet: Achenwald (AW), Arzl-Rum-Thaur (ART), Falzturn-Dristenalm (FD), Vomperloch (VL) und Zirl (Z)

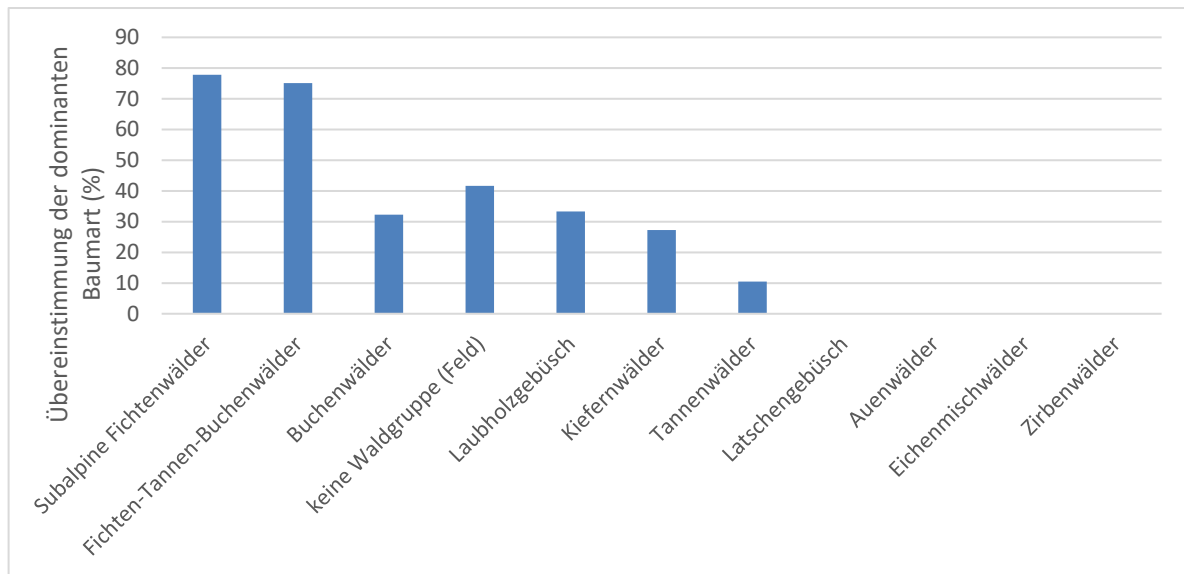


Abbildung 23: Übereinstimmung zwischen erhobener Hauptbaumart in unmittelbarer Nähe zu den Spechtfunden (alle Arten) und der Waldtypisierung (prozentualer Anteil je Waldgruppe)

Ergänzend zur Waldtypisierung wurde auch die tatsächliche Baumartenzusammensetzung im unmittelbaren Umfeld der Fundpunkte betrachtet. Innerhalb der 15-m-Radien um die Dreizehenspecht-Fundpunkte war die Fichte mit einem Anteil von 63 % die häufigste Baumart, gefolgt von Buche (14 %) und Latschenkiefer (9 %) (Abb. 24). Bemerkenswert war die geringe Präsenz der Tanne mit lediglich 1 %, obwohl Tannenwälder insgesamt knapp 4 % der Gesamtfläche ausmachten.

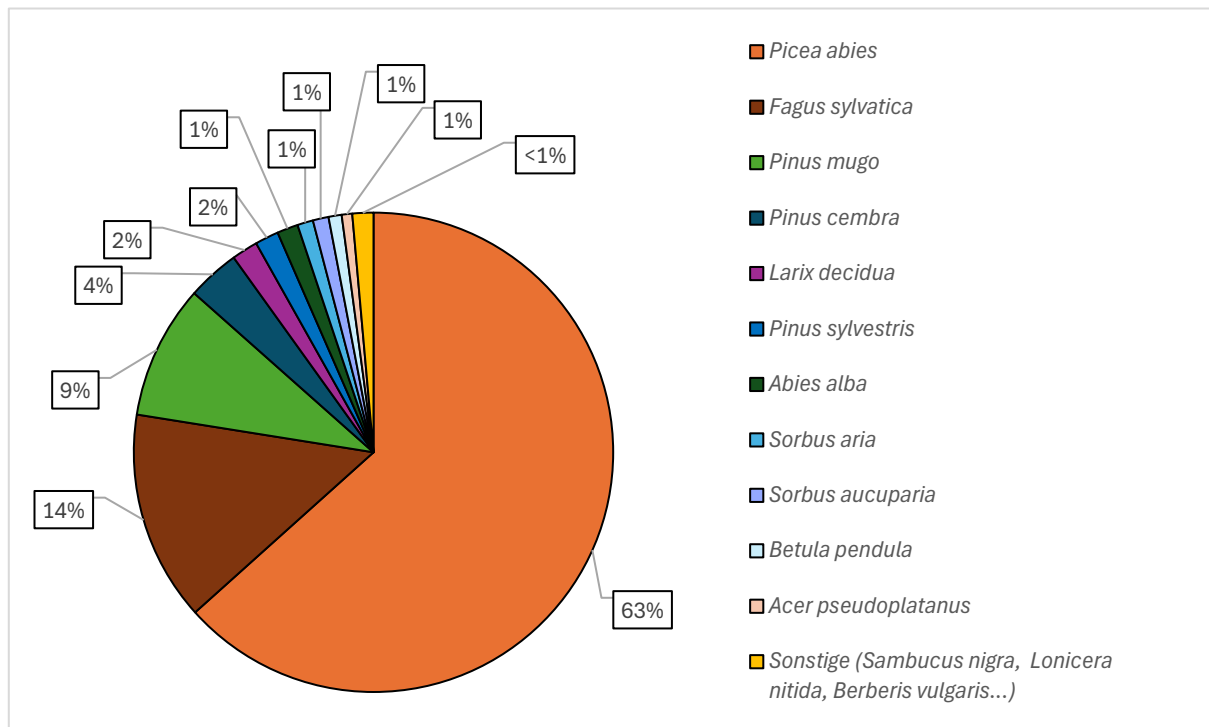


Abbildung 24: Anteile der Baumarten, die innerhalb der 15m-Umkreise der Dreizehenspecht-Fundstandorte in den fünf Untersuchungsgebieten gefunden wurden

Anhang V – Erweiterte Modellanalysen und Regressionsergebnisse

Schrittweise Regressionsanalysen der punktbezogenen Daten (Modell 1 und 2)

Tabelle 27: Modell 1, in dem alle Parameter wurden getestet

Prädiktor	Schätzung	Std.-fehler	t	p
Interzept	-1.72	2.08	-0.83	0.41
Neigung (°)	-0.01	0.01	-1.59	0.12
Überschirmung (%)	-4.48e-4	0.00	-0.10	0.92
Feuchtstelle (in m ²)	0.01	0.01	1.09	0.29
Wurzelteller (n)	0.05	0.05	1.11	0.28
Ameisenhügel (n)	0.25	0.13	1.93	0.06
Totholz stehend gesamt (n)	-0.01	0.02	-0.35	0.73
Totholz liegend gesamt (n)	-0.04	0.02	-1.50	0.15
Totholz gesamt (n)	NaN	NaN	NaN	NaN
Baumstümpfe (n)	0.00	0.01	0.26	0.80
Kiefernwälder	NaN	NaN	NaN	NaN
Fichten-Tannen-Buchenwälder	0.01	0.01	0.64	0.53
Grauerlenwälder	NaN	NaN	NaN	NaN
Fichten-Tannenwälder	0.01	0.01	0.41	0.68
Laubholzgebüsche	0.03	0.03	1.00	0.32
Buchenwälder	0.01	0.01	0.62	0.54
Eichenmischwälder	NaN	NaN	NaN	NaN
Lärchenwälder	NaN	NaN	NaN	NaN
Latschengebüsche	NaN	NaN	NaN	NaN
Subalpine Fichtenwälder	0.00	0.01	0.29	0.78
Zirbenwälder	NaN	NaN	NaN	NaN
EHZ A (hoch)	-9.07e-4	0.00	-0.20	0.85
EHZ B (mittel)	0.00	0.01	0.20	0.84
EHZ C (gering)	0.00	0.00	0.58	0.57
EHZ E (Ersatzgesellschaft)	0.00	0.00	0.53	0.60
Mittlere Baumhöhe	0.01	0.02	0.60	0.56
1 Ebene/Tal	NaN	NaN	NaN	NaN
2 Gipfel/Grat/Schulter/Felssporn	0.00	0.00	-1.32	0.20
3 Hang/Unterhang	0.00	0.00	-0.72	0.48
4 Senke/Mulde	NaN	NaN	NaN	NaN
Mittlere Temperatur (°C)	0.18	0.11	1.70	0.10
Mittlere Niederschlag (mm)	-3.03e-5	0.00	-0.10	0.92
mittlere Schadholzmenge durch Borkenkäfer (Vfm)	-3.42e-6	0.00	-0.73	0.47
Northness	-0.05	0.12	-0.38	0.70
Eastness	0.04	0.16	0.26	0.80
Seehöhe (m.ü.NN)	0.00	0.00	1.08	0.29

Tabelle 28: Durbin-Watson-Autokorrelationstest

Autokorrelation	DW-Statistik	p-Wert
0.0761	1.83	0.216

Tabelle 29: Test auf Normalverteilung (Shapiro-Wilk)

Statistik	p-Wert
0.99	0.922

Tabelle 30: Modell 2, in dem alle Parameter mit $p < 0,8$ aus Modell 1 aufgenommen wurden

Prädiktor	Schätzung	Std.-fehler	t	p
Interzept	-1.84	1.81	-1.02	0.32
Neigung (°)	-0.01	0.01	-1.93	0.06
Feuchtstelle (in m ²)	0.01	0.01	1.24	0.22
Wurzelteller (n)	0.06	0.04	1.30	0.20
Ameisenhügel (n)	0.23	0.11	2.05	0.05
Totholz stehend gesamt (n)	0.00	0.01	-0.34	0.74
Totholz liegend gesamt (n)	-0.04	0.02	-1.83	0.08
Totholz gesamt (n)	NaN	NaN	NaN	NaN
Fichten-Tannen-Buchenwälder	0.01	0.01	0.61	0.55
Fichten-Tannenwälder	0.00	0.01	0.37	0.71
Laubholzgebüsche	0.02	0.02	1.00	0.32
Buchenwälder	0.01	0.01	0.63	0.54
Subalpine Fichtenwälder	0.00	0.01	0.23	0.82
EHZ C (gering)	0.00	0.00	1.69	0.10
EHZ E (Ersatzgesellschaft)	0.00	0.00	1.39	0.18
Mittlere Baumhöhe	0.01	0.02	0.79	0.43
2 Gipfel/Grat/Schulter/Felssporn	0.00	0.00	-1.36	0.18
3 Hang/Unterhang	0.00	0.00	-0.78	0.44
Mittlere Temperatur (°C)	0.20	0.08	2.38	0.02
mittlere Schadholzmenge durch Borkenkäfer (Vfm)	-3.14e-6	0.00	-0.78	0.44
Northness	-0.04	0.11	-0.40	0.69
Eastness	0.04	0.13	0.28	0.78
Seehöhe	0.00	0.00	1.29	0.21

Tabelle 31: Modell 3, in dem alle Parameter mit $p < 0,5$ aus Modell 2 aufgenommen wurden

Prädiktor	Schätzung	Std.-fehler	t	p
Interzept	-0.22	1.20	-0.19	0.85
Neigung (°)	-0.01	0.01	-1.86	0.07
Feuchtstelle (in m ²)	0.01	0.01	1.54	0.13
Wurzelteller (n)	0.06	0.04	1.46	0.15
Ameisenhügel (n)	0.23	0.10	2.37	0.02
Totholz liegend gesamt (n)	-0.03	0.02	-1.54	0.13
Totholz gesamt (n)	-0.01	0.01	-0.51	0.61
Laubholzgebüsche	0.01	0.01	0.69	0.50
EHZ C (gering)	0.00	0.00	2.07	0.05
EHZ E (Ersatzgesellschaft)	0.00	0.00	1.33	0.19
Mittlere Baumhöhe	0.01	0.01	1.01	0.32
2 Gipfel/Grat/Schulter/Felssporn	0.00	0.00	-1.46	0.15
3 Hang/Unterhang	0.00	0.00	-0.71	0.48
Mittlere Temperatur (°C)	0.18	0.07	2.70	0.01
mittlere Schadholzmenge durch Borkenkäfer (Vfm)	-3.82e-6	0.00	-1.02	0.32
Seehöhe (m.ü.NN.)	0.00	0.00	0.52	0.61

Ergebnis der linearen Regression für die Dichtevorhersage aller Spechte im Naturpark Karwendel

Tabelle 32: Ergebnisse der flächenbezogenen linearen Regression der Dichte aller Spechte

Prädiktor	Schätzung	Std.-fehler	t	p
Interzept	5.51	0.06	93.16	<.001
Neigung	-0.01	0.00	-40.24	<.001
Northness	-0.29	0.00	-78.00	<.001
Mittlerer Niederschlag	0.00	0.00	-189.47	<.001
Mittlere Temperatur	-0.04	0.00	-16.44	<.001
Fichten-Tannenwälder	-0.27	0.09	-3.07	0.002
Latschengebüsch	-0.25	0.02	-16.04	<.001
Buchenwälder	0.17	0.01	15.10	<.001
Laubholzgebüsch	0.13	0.03	4.92	<.001
Grauerlenwälder	-0.80	0.17	-4.64	<.001
Senke/Mulde	-0.24	0.02	-12.39	<.001
Gipfel/Grat/Schulter/Felssporn	-0.28	0.02	-15.47	<.001
Hang/Unterhang	-0.18	0.02	-9.99	<.001
EHZ_E	-0.23	0.01	-18.55	<.001
EHZ_C	-0.02	0.01	-1.75	0.08
EHZ_B	0.02	0.01	1.49	0.14
EHZ_A	-0.18	0.01	-13.61	<.001
Seehöhe	0.00	0.00	8.93	<.001

Tabelle 33: Bewertung der Modellgüte der linearen Regression der Dichtwerte aller Spechte

						Test des Gesamtmodells			
R	R ²	Adjustiertes R ²	AIC	BIC	RMSE	F	df1	df2	p
0.683	0.467	0.467	237095	237276	0.806	5075	17	98523	<.001

Anhang VI – Ergänzende Habitategnungskarten

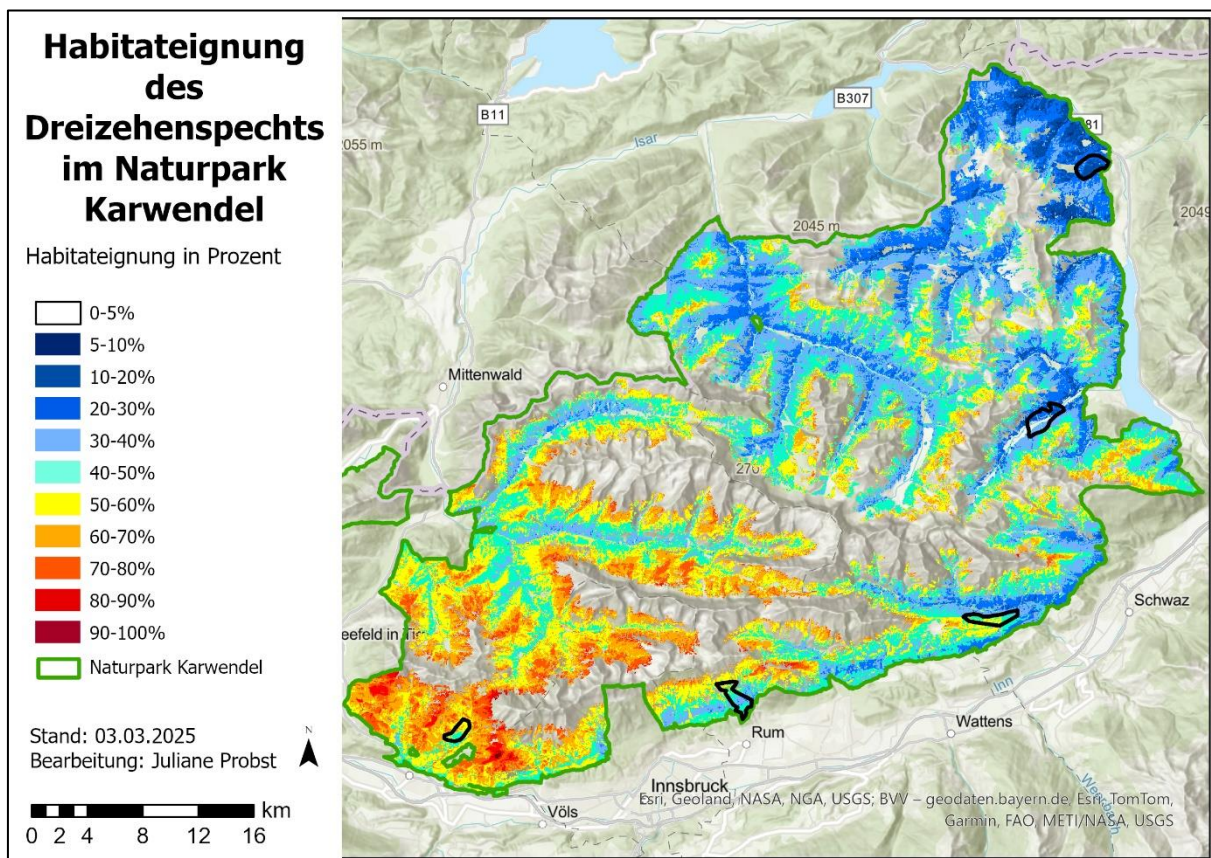


Abbildung 25: Darstellung der Habitategnung für den Dreizehenspecht in prozentualen Anteilen

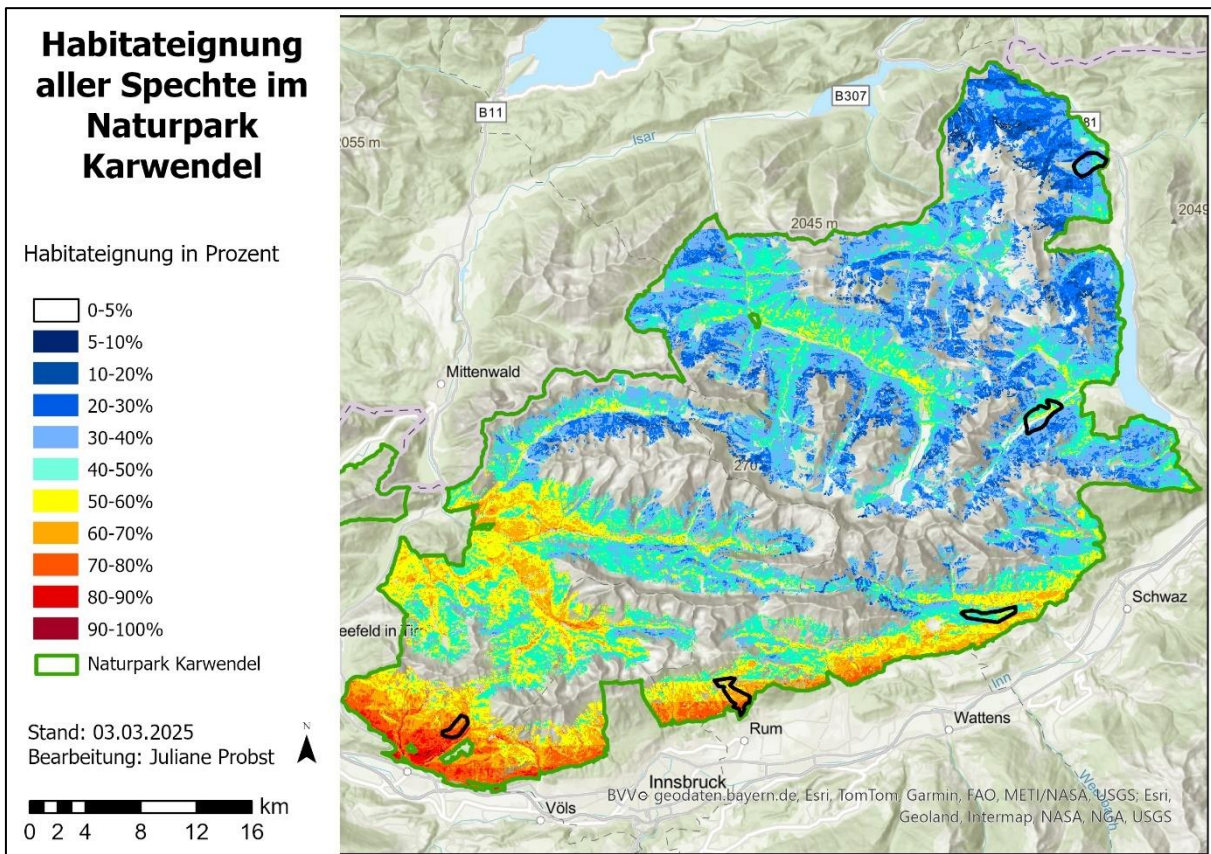


Abbildung 26: Darstellung der Habitategnung für alle Spechte in prozentualen Anteilen

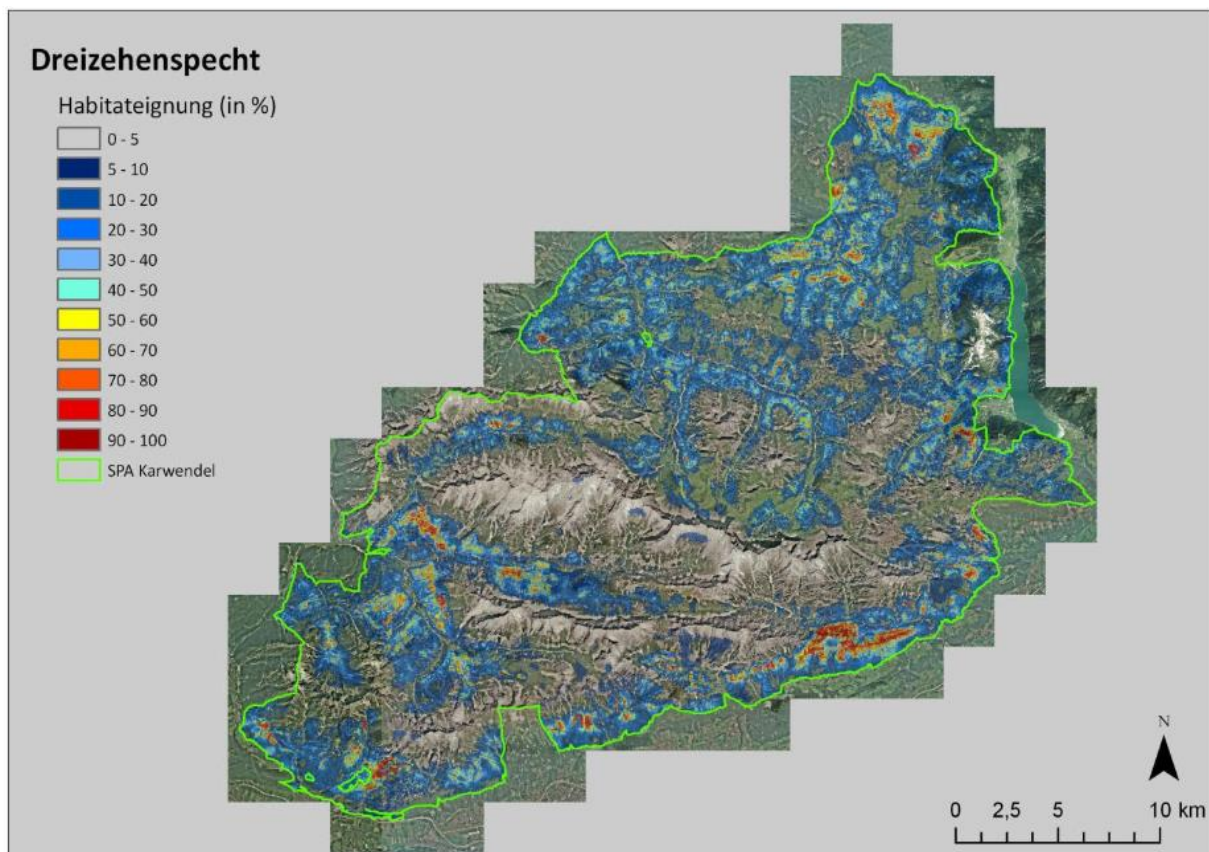


Abbildung 27: Die Habitateignung des Dreizehenspechts im NPK, die im Rahmen der Ornithologischen Grundlagenerhebung ermittelt wurde Quelle: Oberwalder et al. (2014)