



Hummelkartierung im Nationalpark Hohe Tauern Tirol

Bericht 2025

Mit Unterstützung von Bund und Europäischer Union

 Bundesministerium
Klimaschutz, Umwelt,
Energie, Mobilität,
Innovation und Technologie


LE 14-20
Entwicklung für den Ländlichen Raum

Europäischer
Landwirtschaftsfonds für
die Entwicklung des
ländlichen Raums:
Hier investiert Europa in
die ländlichen Gebiete.



www.hohetauern.at

IMPRESSUM

forschungsraum

Hummelkartierung im Nationalpark Hohe Tauern Tirol -
Wiederholung der Methodik nach Thierolf (2021)

Projektleitung und Koordination:

Elisabeth Fladerer, NPHT Tirol

Für den Inhalt verantwortlich:

Mareike Vos, Volontariat NPHT Tirol
Magdalena Meusburger, Volontariat NPHT Tirol
Alina Burkert, Volontariat NPHT Tirol

Titelbild: *Bombus sichelii*-Königin auf *Calluna vulgaris* © Mareike Vos, 2025

Trotz gebotener Sorgfalt können Satz- und Druckfehler nicht ausgeschlossen werden.

Zitiervorschlag:

Vos, M., Meusburger, M., Burkert, A. (2025). Hummelkartierung im Nationalpark Hohe Tauern Tirol

Weblink:

Matrei in Osttirol, im September 2025



Inhalt

1 Zusammenfassung.....	4
2 Einleitung.....	5
3 Material und Methoden.....	6
3.1 Untersuchungsgebiet.....	6
3.2 Teilgebiete.....	6
3.3 Klima.....	7
3.4 Datenerhebung.....	7
3.5 Bestimmung.....	7
3.6 Datenauswertung.....	8
4 Ergebnisse.....	10
5 Diskussion.....	16
6 Fazit.....	18
7 Literatur.....	19
8 Anhang.....	21



1 Zusammenfassung

Hummeln (*Bombus* spp.) spielen als zentrale Bestäuber in alpinen Ökosystemen eine Schlüsselrolle und gelten zugleich als Indikatoren für klimabedingte Veränderungen. Im Rahmen eines Volontariatsprojekts im Nationalpark Hohe Tauern wurde im Sommer 2025 die Methodik von Thierolf (2021) wiederholt, um Veränderungen der Hummelfauna im Kalser Raum zu erfassen und mit den Daten von 2020 zu vergleichen. Die Erhebungen erfolgten transektbasiert im Kalser Tal, Dorfertal, Teischnitztal, Ködnitztal, Raseggbachtal und auf der Kalser Höhe. Zusätzlich wurden klimatische Vergleichsdaten über die Meteoblue-API erhoben und statistisch in R ausgewertet (NMDS, PERMANOVA, GLMs).

Im Vergleich zur Erhebung im Jahr 2020 zeigen die Ergebnisse deutliche Verschiebungen in der Zusammensetzung der Hummelgemeinschaften. Bei Betrachtung des ungefilterten Datensatzes stieg die Fangzahl von insgesamt 598 Individuen im Jahr 2020 auf 796 im Jahr 2025. Besonders *Bombus soroensis* nahm stark zu (+26,4 Prozentpunkte, $p < 0.001$), während *B. pratorum* (−9,2 %, $p < 0.001$) und *B. pyrenaicus* (−7,5 %, $p < 0.01$) signifikant abnahmen. Analysen der Höhenverteilung belegten, dass mehrere Arten ihr Vorkommen entlang des Höhengradienten verschoben; auffällig war die Ausweitung des Höhenbandes bei *B. soroensis* und *B. sichelii*. Auf Ebene der Höhen-Ökotypen nahmen montan–subalpine Arten signifikant zu ($p < 0.001$), während subalpin–alpine Spezialisten stark zurückgingen ($p < 0.001$).

Die Befunde verdeutlichen, dass alpine Hummelgemeinschaften innerhalb weniger Jahre dynamischen Veränderungen unterliegen. Da sich die mittleren Temperaturwerte zwischen den Untersuchungsjahren nicht signifikant unterschieden, sind die beobachteten Verschiebungen vor allem auf phänologische Unterschiede, kurzfristige Witterungsextreme und Habitatstrukturen zurückzuführen. Für den Naturschutz im Alpenraum ergibt sich daraus die Notwendigkeit eines langfristigen Monitorings sowie der gezielten Sicherung hochalpiner Rückzugsräume und strukturreicher montan–subalpiner Lebensräume als potenzielle Refugien.

Abstract

Bumblebees (*Bombus* spp.) are key pollinators in alpine ecosystems and serve as indicators of climate-related ecological change. Within the framework of a volunteer project in Hohe Tauern National Park, the methodology of Thierolf (2021) was replicated in summer 2025 to assess changes in the bumblebee fauna of the Kals region and to compare the results with data from 2020. Surveys were conducted along transects in the Kalser Tal, Dorfertal, Teischnitztal, Ködnitztal and Raseggbachtal valleys, as well as on the Kalser Höhe. Climatic reference data were obtained via the Meteoblue API and statistically analysed in R (NMDS, PERMANOVA, GLMs).

The results reveal marked shifts in community composition. The number of recorded individuals increased from 598 in 2020 to 796 in 2025. *Bombus soroensis* showed a pronounced rise (+26.4 percentage points, $p < 0.001$), while *B. pratorum* (−9.2 %, $p < 0.001$) and *B. pyrenaicus* (−7.5 %, $p < 0.01$) significantly declined. Analyses of altitudinal distribution indicated that several species shifted their elevational ranges; notably, *B. soroensis* and *B. sichelii* occupied a wider elevational band in 2025. At the level of elevational ecotypes, montane–subalpine taxa significantly increased ($p < 0.001$), whereas subalpine–alpine specialists declined sharply ($p < 0.001$).

These findings demonstrate that alpine bumblebee communities can undergo substantial short-term changes. As mean temperature differences between years were not significant, the observed patterns are mainly driven by phenological variation, short-term climatic extremes and habitat-related factors. For alpine conservation, the study highlights the need for long-term monitoring and the targeted preservation of both high-altitude refugia and structurally diverse montane–subalpine habitats.

2 Einleitung

Bestäuber gehören zu den zentralen Funktionsgruppen terrestrischer Ökosysteme. Unter ihnen nehmen Wildbienen eine herausragende Rolle ein, da sie durch ihre Bestäubungsleistung sowohl die Regeneration natürlicher Pflanzengesellschaften als auch die Erträge zahlreicher Kulturpflanzen sichern (Potts et al. 2010). Innerhalb dieser Gruppe gelten Hummeln (*Bombus* spp.) als besonders bedeutsam, da sie durch ihre Fähigkeit zum Vibrationssammeln (Buzz Pollination) und ihre Toleranz gegenüber niedrigen Temperaturen eine Vielzahl von Pflanzenarten bestäuben können, die für andere Insekten weniger zugänglich sind (Goulson 2010).

In den letzten Jahrzehnten wurde jedoch ein starker Rückgang der Insektenpopulationen in Mitteleuropa dokumentiert (Hallmann et al. 2017). Als wesentliche Ursachen gelten der Verlust von Lebensräumen, die Intensivierung der Landnutzung sowie die Auswirkungen des Klimawandels (IPBES 2016; Rasmont & Iserbyt 2012). Für Hummeln, die in hohem Maße von kühlen und strukturreichen Habitaten abhängig sind, stellen insbesondere steigende Temperaturen eine große Herausforderung dar. Studien aus alpinen Regionen zeigen, dass klimabedingte Verschiebungen in der Höhenverbreitung bereits nachweisbar sind, wobei wärmeliebende Arten vorrücken und kälteliebende Arten zurückgedrängt werden (Kerr et al. 2015; Hampe & Jump 2011).

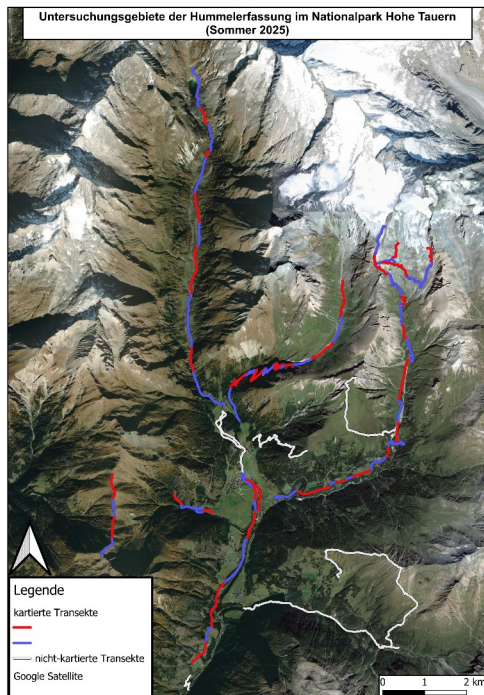
Vor diesem Hintergrund kommt alpinen Schutzgebieten eine besondere Bedeutung zu. Der Nationalpark Hohe Tauern ist das größte Schutzgebiet im Alpenraum und beherbergt eine hohe Diversität an Hummelarten, darunter mehrere seltene und hochspezialisierte Taxa (Nationalpark Hohe Tauern 2024). Diese Region eignet sich daher in besonderem Maße, um die Auswirkungen klimatischer Unterschiede auf die Zusammensetzung von Hummelgemeinschaften zu untersuchen.

Die letzte systematische Hummel-Untersuchung im Kalser Raum wurde von Thierolf im Rahmen einer Masterarbeit im Jahr 2020 durchgeführt. In Thierolf (2021) wird die montan bis (sub)alpine Hummelfauna des Kalser Tals beschrieben sowie ein historischer Vergleich unter Berücksichtigung des Klimawandels gezogen. Kernergebnis der Arbeit ist, dass sich die Hummelfauna im Kalser Tal seit den 1930er Jahren deutlich verändert hat. Insgesamt nahm die Artenvielfalt in den tieferen Lagen signifikant ab, während Generalistenarten wie die Ackerhummel (*Bombus pascuorum*) und die Wiesenhummel (*B. pratorum*) dominierten. Gleichzeitig verschob sich der Diversitätsschwerpunkt in höhere Lagen, wo montan-subalpine Arten wie die Glockenblumen-Hummel (*B. soroeensis*) und die Bergwaldhummel (*B. mastrucatus*) stärker vertreten sind; dieser Wandel geht mit einer regionalen Erwärmung von durchschnittlich 1,75 °C einher.

Im Jahr 2025 erfolgte daher im Rahmen eines Volontariats eine Wiederholung dieser Erhebungen. Der Schwerpunkt lag auf der Vergleichbarkeit der Artenzusammensetzung zwischen 2020 und 2025; dafür wurden insbesondere auch die klimatischen Unterschiede zwischen den beiden Jahren analysiert. Hierfür wurden Temperaturdaten über die Meteoblue API abgerufen und mithilfe von R aufbereitet, um mögliche Zusammenhänge zwischen klimatischen Bedingungen und den Vorkommen einzelner Arten prüfen zu können.

Die vorliegende Arbeit verfolgt damit das Ziel, mögliche Veränderungen in der Artenzusammensetzung und der Höhenverbreitung von Hummeln innerhalb von fünf Jahren zu dokumentieren und im Kontext klimatischer Entwicklungen zu interpretieren. Zudem führt ein Beobachten der Hummelfauna über mehrere Jahre zu aussagekräftigeren Daten sowie einem vollständigeren Abbild der Bestandssituation der Hummeln. Konkret wird untersucht, (1) ob und wie sich die Artenzusammensetzung zwischen 2020 und 2025 unterscheidet, (2) ob Verschiebungen in der Höhenverbreitung einzelner Arten erkennbar sind und (3) inwiefern klimatische Unterschiede zwischen den beiden Jahren mit diesen Mustern in Zusammenhang stehen. Die Ergebnisse leisten einen Beitrag zum langfristigen Monitoring der alpinen Hummelfauna im Nationalpark Hohe Tauern und ermöglichen Rückschlüsse auf die Anpassungsfähigkeit von Hummelgemeinschaften an klimatische Veränderungen.

3 Material und Methoden



3.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt in der Gemeinde Kals am Großglockner (Bezirk Lienz, Tirol) im Nationalpark Hohe Tauern. Es wird durch den Kalserbach geprägt, der im Norden am Kalser Tauern entspringt und in südlicher Richtung das Kalser Tal bildet. Der Untersuchungsraum erstreckt sich von montanen über subalpine bis alpine Höhenstufen und umfasst eine Höhenspanne von etwa 1.100 bis 3.100 m ü. NN.

Die Region ist durch eine hohe landschaftliche Heterogenität gekennzeichnet: Mehrere Seitentäler und Hochlagenbereiche bilden ein Mosaik aus unterschiedlichen Lebensräumen, die sich in Relief, Klima und Nutzung unterscheiden. In den Talsohlen und tieferen Lagen dominieren Wiesen, Weiden und landwirtschaftlich genutzte Flächen, während die höheren Lagen durch Zwergstrauchheiden (u. a. Alpenrose, Heidelbeere), alpine Rasen, Block- und Schuttfuren sowie Gletschervorfelder geprägt sind (Nationalpark Hohe Tauern, 2024).

Abbildung 1: Karte mit Untersuchungsgebiet im Kalser Tal. Die weiß eingefärbten Transekte wurden von Thierolf (2021), aber nicht 2025 kartiert.

3.2 Teilgebiete

Für die Erhebung wurden zehn Teilgebiete berücksichtigt, die verschiedene Höhenstufen und Habitattypen abdecken. Diese Abgrenzung folgt der Methodik von Thierolf (2021) und ermöglicht eine historische Vergleichbarkeit mit den Untersuchungen von Pittioni (1935–1937).

1. Kalser Tal – ca. 1.100–1.600 m; Übergang vom Iseltal, Siedlungsnähe, Talboden mit Fichtenbeständen; teilweise kartiert.
2. Teischnitztal – 1.600–2.500 m; enge Talung mit Blockhalden und hochstaudenreichen Fluren.
3. Ködnitztal – 1.400–2.800 m; Gletschervorfeldtal mit großflächigen Weideflächen; reicht bis zur Stüdlhütte.
4. Lesachtal – kleineres Seitental mit extensiv bewirtschafteten Almflächen; nicht kartiert.
5. Dorfertal – 1.600–1.900 m; langgestrecktes, offenes Tal mit Almen, Lärchen-Zirben-Wäldern und dem Dorfersee.
6. Schönleitenspitze – ca. 2.000–2.500 m; hochalpine Weideflächen und Blockfluren; nicht kartiert.
7. Figerhorn – 1.800–2.700 m; waldfreie Hochlagen mit alpinen Matten; nicht kartiert.
8. Raseggbachtal – steiles Seitental, blockreiche Hangfluren, Staudenfluren.
9. Kalser Höhe – 2.400–2.700 m; Bergsattel zwischen Glockner- und Granatspitzgruppe.
10. Glocknergruppe – hochmontane bis nivale Flächen, geprägt durch Gletscherrandbereiche.

Die Flächen im Lesachtal, an der Schönleitenspitze und am Figerhorn sowie Teile des Kalser Tals konnten im Rahmen des Volontariats aus Zeitgründen nicht kartiert werden. Auf Empfehlung der Betreuenden wurden die Erhebungen auf die Täler Dorfertal, Teischnitztal und Ködnitztal konzentriert, da diese aufgrund ihrer Strukturvielfalt und Blütenpflanzendichte eine hohe Relevanz für die Hummelfauna besitzen und zugleich einen guten Vergleich mit den historischen Daten ermöglichen.

3.3 Klima

Das Klima ist durch eine kurze Vegetationsperiode von durchschnittlich 90 bis 120 Tagen oberhalb von 1.800 m charakterisiert. Typisch sind starke Temperaturschwankungen zwischen Tag und Nacht, regelmäßige Nachtfröste auch während der Sommermonate, sehr kalte Wintertemperaturen, somit eine lang anhaltende Schneebedeckung sowie eine hohe Niederschlagsvariabilität. Die jährlichen Niederschläge betragen etwa 1.200–1.800 mm, wobei ein erheblicher Anteil als Schnee fällt Zitat.

Der Alpenraum gehört zu den Regionen Europas, die besonders stark vom Klimawandel betroffen sind: In Kals betrug 2024 die Abweichung der Jahrestemperatur gegenüber dem historischen Mittel (1961–1990) +2,9 °C (Klimadashboard, o. J.). Diese Erwärmung verändert alpine Ökosysteme tiefgreifend: Verkürzte Schneebedeckungszeiten, veränderte Niederschlagsmuster und eine zunehmende Häufigkeit von Extremwetterereignissen prägen die Lebensbedingungen in den Hochlagen. Für die Hummelfauna ist jedoch vor allem die Vegetationsentwicklung entscheidend:

Analysen zur Vegetationsentwicklung in der Schweiz zeigen eine deutliche Verlängerung der thermischen Vegetationsperiode. Seit 1900 hat sich die Wachstumszeit für Pflanzen im Mittel bereits um rund 30 Tage verlängert, wobei in der Periode 1971–2020 ein Anstieg von etwa zehn Tagen pro Jahrzehnt dokumentiert wurde (Calanca et al., 2023). Die klimatisch bedingte Verschiebung der Waldgrenze hat weitreichende Folgen für die alpine Hummelfauna. Modellierungen zeigen, dass sich thermische Zonen in den Alpen durch Temperaturanstieg und längere Vegetationszeiten um etwa 90 m pro Jahrzehnt nach oben verlagern können (Calanca et al., 2023). Als grobe Faustregel gilt zudem, dass sich die natürliche Baumgrenze pro 1 °C Erwärmung um rund 150 m anheben kann (Bergundsteigen, 2006).

Die Verlängerung der Vegetationsperiode und die Verschiebung der Waldgrenze verändern das Blühangebot und die Höhenzonierung von Lebensräumen und damit die Zusammensetzung der Artengemeinschaften von Hummeln entlang der Gradienten.

3.4 Erhebung der Hummelfauna

Die Erhebungen fanden im Zeitraum von Mitte Juli bis Anfang September 2025 statt und deckten damit die Hauptflugzeit der Hummeln in den montanen bis alpinen Höhenstufen ab. Die Aufnahmen erfolgten ausschließlich an Tagen mit geeigneter Witterung, also bei trockenen Bedingungen sowie bei ausreichender Helligkeit.

Die Datenerfassung orientierte sich methodisch an den transektbasierten Begehungen nach Thierolf (2021), wurde jedoch an die Rahmenbedingungen des Volontariats angepasst. In jedem Teilgebiet wurden ein oder mehrere Transekte begangen, die je nach Gelände eine Länge von ca. 200 bis 1.000 m aufwiesen. Zu Beginn und Ende eines jeden Transektes wurden auf einem standardisierten Aufnahmebogen verschiedene Parameter aufgenommen. Dazu zählten die aktuellen Witterungsbedingungen, bestehend aus Temperatur, Windstärke und Bewölkung (in %) sowie die Höhenlage, die Zeitspanne der Begehung und das Blühangebot entlang des Transekts. Entlang jedes Transekts wurden alle Hummeln innerhalb eines standardisierten Erfassungsbereichs dokumentiert. Dieser Erfassungsbereich umfasste entweder 2 m beidseitig des Begehungswegs oder alternativ 4 m einseitig, abhängig von der Anzahl kartierender Personen.

Die Begehungsgeschwindigkeit entsprach einem langsamen Wandertempo, um eine systematische Erfassung der Individuen zu gewährleisten. Beobachtungen wurden über den gesamten Tageszeitraum zwischen etwa 08:00 und 18:00 Uhr durchgeführt, sofern die Bedingungen trocken waren. Die Hummeln wurden mit einem speziellen Insektenkescher gefangen und in transparente Fanggläser verlegt. Dort konnten sie auf Art-Niveau bestimmt und danach wieder freigelassen werden. Für jede Hummelsichtung wurden die folgenden Parameter erfasst: Art (soweit bestimmbar im Feld), Anzahl und angeflogene Blütenpflanze. Wenn Hummeln gesichtet, aber nicht gefangen werden konnten, wurden sie als „*Bombus* sp.“ eingetragen. Wenn Hummeln außerhalb des Transekts oder der Kartierzeit gefangen wurden, wurde dies auf den Aufnahmebögen vermerkt.

Die Bestimmung der Hummeln erfolgte während der Begehungen im Feld anhand morphologischer Merkmale. Als Unterstützung diente die Bestimmungsliteratur von Gokcezade J. F., et al. (2023), die speziell für die Feldbestimmung von Hummeln konzipiert ist und sämtliche Arten in Deutschland, Österreich und der Schweiz inkludiert. Bei Individuen, die im Feld nicht zweifelsfrei bestimmt werden konnten, wurden Fotodokumentationen angefertigt, um eine spätere Nachbestimmung zu ermöglichen.



Zur Unterstützung bei der Nachbestimmung standen zwei Wege zur Verfügung: Einerseits wurden Bildmaterialien an Katharina Thierolf weitergeleitet, die aufgrund ihrer Vorarbeiten in der Region über umfangreiche Expertise verfügt und die Bestimmungen bestätigte oder korrigierte. Andererseits wurden Beobachtungen auf die Online-Plattform iNaturalist hochgeladen. Dort erfolgte eine Überprüfung durch die internationale Fachcommunity, wodurch zusätzliche Sicherheit bei schwierigen Fällen erzielt werden konnte.

Im Unterschied zur Masterarbeit von Thierolf (2021), die zusätzlich punktuelle Flächenkartierungen („Patches“) in die Analyse einbezog, wurde im Rahmen dieses Projekts ausschließlich die Transektmethode angewendet. Außerdem konnten nicht alle Transekte, die 2020 kartiert wurden, wiederholt kartiert werden: Lesachtal, Schönleiten Spitze, Figerhorn und Teile des Kalser Tals konnten aus zeitlichen Gründen nicht kartiert werden.

3.5 Datenauswertung

Die statistische Analyse erfolgte in R (Version 4.5.1) und RStudio (Version 2025.05.1 Build 513) unter Verwendung der Pakete `vegan` und `stats`. Zunächst wurden die erhobenen Daten des Jahres 2025 den Referenzdaten von Thierolf (2021) gegenübergestellt. Um die Daten vergleichen zu können, wurde zunächst eine Referenzpopulation gebildet. Dafür wurden folgende Daten aus dem Gesamtdatensatz eliminiert: 1) Transekte, welche 2020 kartiert wurden, jedoch nicht 2025; 2) sämtliche Hummeln, die 2020 oder 2025 außerhalb der Transekte erhoben wurden.

Im Folgenden wird die vergleichbare Referenzpopulation als „gefilterter Datensatz“ bezeichnet, die Gesamtheit aller Daten als „ungefilterter Datensatz“. Dabei standen folgende Untersuchungen im Fokus:

Vergleich der klimatischen Bedingungen

Zur Feststellung möglicher Temperaturunterschiede zwischen 2020 und 2025 wurden die mittleren Tagestemperaturen von den Zeiträumen Herbst im Vorjahr (2019 & 2024), Frühjahr (2020 & 2025) und Kartierzeitraum (2020 & 2025) analysiert. Die klimatischen Vergleichsdaten stammen aus den historischen Wetterdaten der Meteoblue API (Standort Kalser Tal; Zeiträume 01.09. – 30.11. für 2019 und 2024, 01.03. – 31.03., 25.07. – 05.09. für 2020 und 2025). Der Zugriff erfolgte direkt in R mittels des R-Pakets `meteoblueR`. Ausgegeben wurden Tagesmittelwerte der Lufttemperatur (°C). Meteoblue generiert diese Zeitreihen durch eine Kombination aus numerischen Wettermodellen (u. a. NEMS, ECMWF), Satellitendaten und den Messwerten internationaler Wetterstationen, die mittels topographischem Downscaling auf den jeweiligen Standort angepasst werden. Für „Kalser Tal“ handelt es sich somit nicht um eine reale Messstation, sondern um ein standortspezifisches Modellprodukt (Reanalyse), das konsistente Temperaturreihen für den Untersuchungszeitraum liefert. Kleinräumige Effekte (z. B. Kaltluftseen) können dabei nicht vollständig erfasst werden.

Nach Prüfung der Klimadaten auf Normalverteilung mit dem Shapiro–Wilk-Test wurden je nach Ergebnis ein Welch-t-Test oder ein Wilcoxon-Rangsummentest angewendet. Ergänzend erfolgte ein Permutationstest. Die Effektgröße wurde mittels Cohen’s d berechnet.

Deskriptive Analysen

Zur Darstellung der Hummelgemeinschaften wurden absolute Individuenzahlen sowie relative Häufigkeiten pro Art und Jahr berechnet. Veränderungen in den relativen Anteilen wurden sowohl tabellarisch (Anhang) als auch grafisch dargestellt.

Multivariate Analysen

Unterschiede in der Zusammensetzung der Hummelgemeinschaften zwischen den Jahren sowie entlang von Umweltgradienten (Höhe, Höhen-Ökotypen) wurden mit nicht-metrischer multidimensionaler Skalierung (NMDS, Distanzmaß: Bray–Curtis) visualisiert. Die Signifikanz der Unterschiede wurden mit einer Permutations-Varianzanalyse (PERMANOVA) geprüft. Zur Kontrolle der Homogenität der Streuungen zwischen Gruppen wurde der `betadisper`-Test durchgeführt.

Artniveau-Analysen

Zur Identifikation signifikanter Veränderungen in relativen Anteilen und Höhenverteilungen einzelner Arten wurden generalisierte lineare Modelle (GLMs) verwendet. Hierbei kamen, abhängig von den Daten, quasibinomial- oder binomialverteilte Modelle zum Einsatz. Die p -Werte wurden mit der Benjamini–Hochberg-Methode FDR-korrigiert.



Analyse von Höhen-Ökotypen

Die Arten wurden zusätzlich in Höhen-Ökotypen (montan–subalpin, subalpin–alpin, nicht-alpin, weit verbreitet) eingeteilt, die aus Thierolf (2021) übernommen wurden. Unterschiede zwischen den Jahren in den relativen Anteilen dieser Ökotypen wurden mittels GLMs geprüft und grafisch durch Boxplots dargestellt. Eine Tabelle zur Einordnung der Hummelarten in die vier Höhen-Ökotypen findet sich im Anhang (Tab. 1, Anhang).



4 Ergebnisse

Die zeitliche Verteilung der Kartierungen variierte zwischen den beiden Untersuchungsjahren. Im Jahr 2020 konzentrierten sich die Aufnahmen auf den Zeitraum von Mitte Juli bis zum 22. August, während 2025 bis zum 4. September kartiert wurde. Entsprechend verteilten sich die Individuenzahlen im Jahr 2025 gleichmäßiger über die Saison, mit auffällig hohen Fangzahlen Ende August auf der Kalser Höhe (Abb. 1). Diese zeitliche Streuung ist bei der Interpretation artspezifischer Nachweismuster besonders relevant. Zeitliche Lücken zwischen den Begehungen im Jahr 2025 hängen teilweise mit ungeeigneten Witterungsbedingungen zusammen.

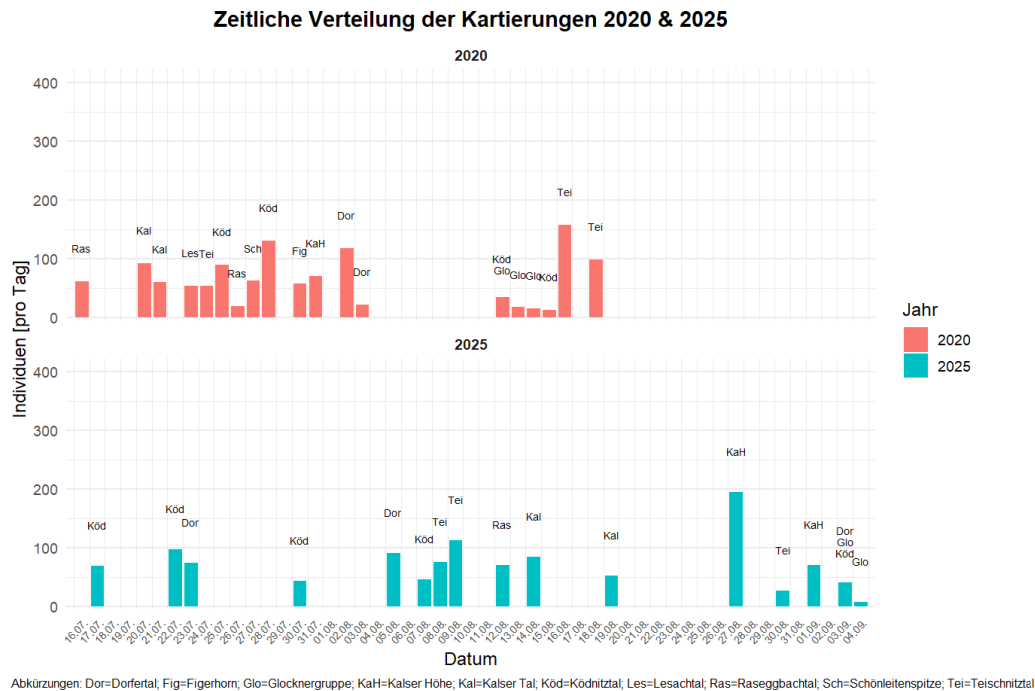


Abbildung 1: Zeitliche Verteilung der Kartierungen in den Jahren 2020 (rot, oben) und 2025 (blau, unten). Dargestellt ist die Zahl der erfassten Individuen pro Aufnahmetag. Beschriftungen kennzeichnen die jeweiligen Untersuchungsgebiete (vgl. Abkürzungen unten).

Die klimatischen Rahmenbedingungen unterschieden sich zwischen den beiden Erfassungsjahren insgesamt nur geringfügig (Abb. 2). Im Kartierzeitraum (Sommer) betrug die mittlere Tagestemperatur im Jahr 2020 14,62 °C und im Jahr 2025 14,21 °C, was einer Differenz von –0,41 °C entspricht. Weder der Welch-t-Test ($p = 0,454$), der Wilcoxon-Rangsummentest ($p = 0,233$) noch der Permutationstest ($p = 0,450$) zeigten signifikante Unterschiede, und die Effektgröße war mit Cohen's $d = -0,15$ sehr klein.

Auch in den Randphasen des Jahresverlaufs blieben die Temperaturunterschiede gering und statistisch nicht signifikant. Im Frühjahr war das Jahr 2025 im Mittel nur 0,20 °C wärmer als 2020 ($t = -0,338$, $p = 0,736$), während im Herbst des Vorjahrs 2024 die Temperaturen im Mittel 0,38 °C unter denen von 2019 lagen ($t = 0,482$, $p = 0,630$). In beiden Fällen ergaben sich keine signifikanten Unterschiede in den ergänzenden Tests (Wilcoxon und Permutation), und die Effektgrößen waren jeweils sehr klein (Cohen's $d \approx 0,05$ bzw. $-0,07$).

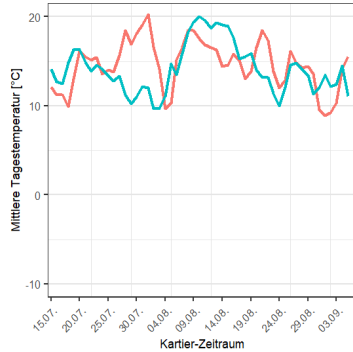
Trotz der insgesamt ähnlichen Mittelwerte zeigten die Temperaturverläufe deutliche kurzfristige Schwankungen. Im Herbst 2024 trat Mitte September ein Kälteeinbruch mit Werten bis 0 °C auf und auch Mitte November konnte ein markanter Einbruch mit Werten bis nahe –10 °C gemessen werden. Diese beiden Kälteeinbrüche unterschieden sich zu diesem Zeitpunkt stark von den Temperaturen in 2019. Ein weiterer auffälliger Temperaturunterschied zwischen den beiden Jahren ist im Frühjahr 2020 durch einen deutlichen Kälteeinbruch im März zu erkennen, während das Frühjahr 2025 insgesamt gleichmäßiger und etwas milder verlief.

Vergleich der mittleren Tagestemperaturen

Herbst 2019 vs. 2024, Frühjahr 2020 vs. 2025 und Sommer 2020 vs. 2025

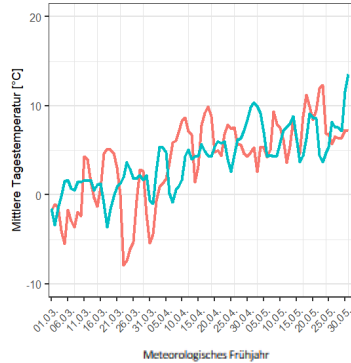
Mittlere Tagestemperaturen im Kartierzeitraum 2020 vs. 2025

Vergleich der Wetterdaten im Kaiser Tal



Mittlere Tagestemperaturen im Frühjahr 2020 vs. 2025

Vergleich der Wetterdaten im Kaiser Tal



Mittlere Tagestemperaturen im Herbst 2019 vs. 2024

Vergleich der Wetterdaten im Kaiser Tal



— 2020 — 2025 — 2019 — 2024

Datenquelle: Meteoblue API, Standort Kaiser Tal

Abbildung 2: Vergleich der mittleren Tagestemperaturen im Frühjahr 2020 vs. 2025, im Sommer 2020 vs. 2025 und im Herbst 2019 vs. 2024. Dargestellt sind die gleitenden Mittelwerte der täglichen Durchschnittstemperaturen im Kaiser Tal (Tirol, AT) auf Basis von Wetterdaten der Meteoblue API.

Die Analyse der absoluten Individuenzahlen des ungefilterten Datensatzes zeigte insgesamt höhere Fangzahlen im Jahr 2025 ($n = 796$) als 2020 ($n = 598$). Besonders *Bombus soroeensis* und die Höhenhumme (*B. sichelii*) verzeichneten starke Zuwächse, während *B. pratorum* und *B. mastrucatus* geringere Nachweise aufwiesen. Diese Unterschiede spiegeln sich auch in den relativen Abundanzen wider, die für alle Arten im Anhang tabellarisch dargestellt sind (Tab. 2, Anhang; Abb. 3).

Hummel-Arten 2020 vs. 2025

Absolute Individuenzahlen



Abbildung 3: Absolute Individuenzahlen der Hummelarten im Kartierzeitraum 2020 und 2025. Die Kategorie *Bombus sp.* umfasst Individuen, die zwar beobachtet, aber nicht gefangen und daher nicht bis zur Art bestimmt werden konnten. Ungefilterter Datensatz.

Die relativen Anteile der Arten in den Jahren 2020 und 2025 unterscheiden sich teilweise. Am deutlichsten nahm *Bombus soroeensis* zu (+26,4 Prozentpunkte), während *B. pratorum* (–9,2 %) und die Pyrenäenhummel (*B. pyrenaeus*) (–7,5 %) starke Rückgänge aufwiesen. *B. sichelii* zeigte einen Zuwachs von +4,6 %, wohingegen *B. mastrucatus* (–6,2 %) abnahm (Abb. 4; Tab. 2, Anhang).

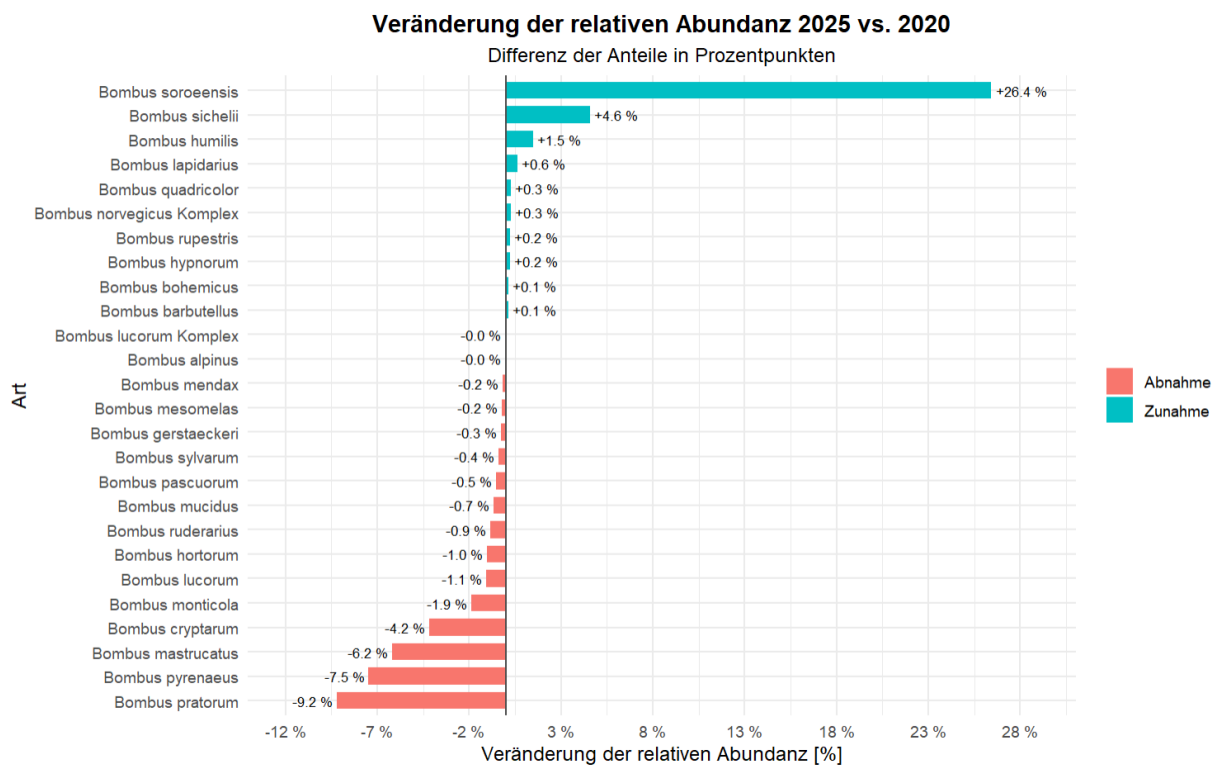


Abbildung 4: Veränderung der relativen Abundanz der Hummelarten zwischen 2020 und 2025. Dargestellt ist die Differenz der relativen Anteile in Prozentpunkten. Positive Werte (blau) zeigen eine Zunahme, negative Werte (rot) eine Abnahme an. Gefilterter Datensatz.

Die Generalisierten Linearen Modelle bestätigten diese Trends für mehrere Arten. Signifikant abgenommen hatten die Gartenhummer (*Bombus hortorum*) (FDR-korrigiert $p < 0.05$), *B. pascuorum* ($p < 0.05$), *B. pratorum* ($p < 0.001$) und *B. pyrenaicus* ($p < 0.01$). Demgegenüber zeigte *B. soroeensis* eine signifikante Zunahme ($p < 0.001$). Seltene Hochgebirgsarten wie die Alpenhummer (*B. alpinus*) oder die Grauweiße Hummer (*B. mucidus*) konnten aufgrund geringer Nachweiszahlen nicht modelliert werden (NA in Tab. 3, Anhang). Die Ergebnisse sind in Abbildung 5 grafisch dargestellt und in Tabelle 3 vollständig aufgeführt.

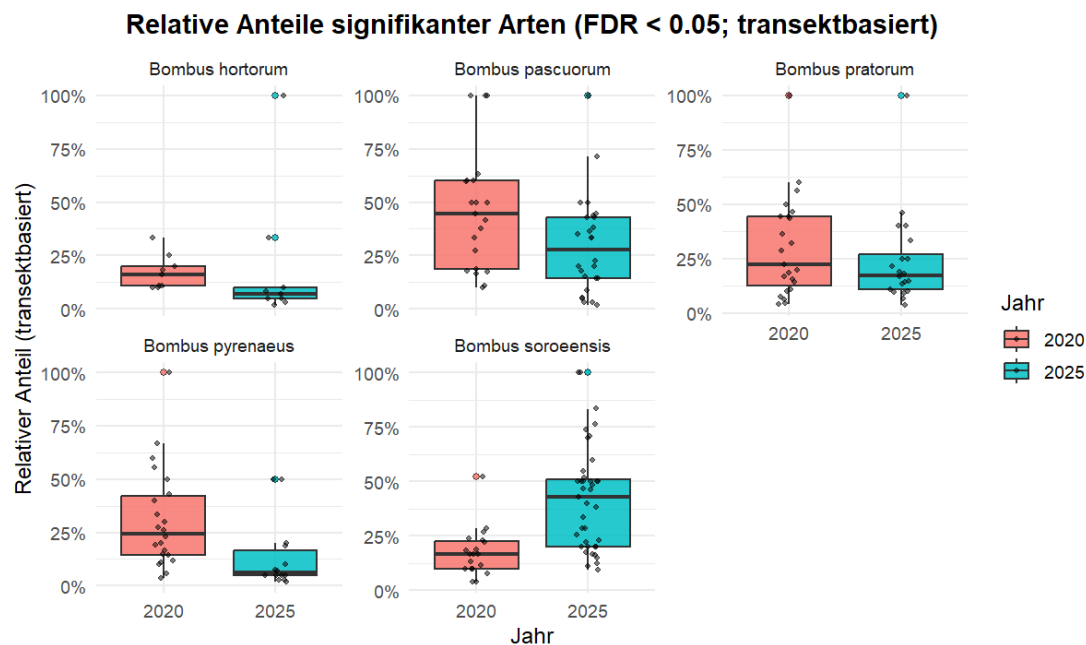


Abbildung 5: Relative Anteile signifikanter Ab- bzw. Zunahmen bei Hummelarten 2020 und 2025 (transektbasiert, FDR-korrigierte GLMs). Dargestellt sind Boxplots der relativen Anteile pro Transekt und Jahr für die Arten *Bombus hortorum*, *B. pascuorum*, *B. pratorum*, *B. pyrenaicus* und *B. soroeensis*. Gefilterter Datensatz.

Die Analyse der Artenzusammensetzung mittels NMDS (Abb. 6) verdeutlichte Unterschiede zwischen den Jahren 2020 und 2025, auch wenn einzelne Transekten Überschneidungen aufwiesen. Der Stresswert des NMDS lag bei 0.193 und liegt damit im akzeptablen Bereich, sodass die zweidimensionale Darstellung die multivariaten Abstände angemessen wiedergibt.

Die PERMANOVA ohne Einbeziehung der Höhenlage bestätigte einen signifikanten Einfluss des Faktors Jahr ($F = 4.62$, $p = 0.001$, $R^2 = 0.040$). Damit erklärt das Jahr zwar nur einen geringen, aber dennoch signifikanten Anteil (4,1 %) der Gesamtvarianz in der Zusammensetzung der Hummelgemeinschaften. Unterschiede in der Streuung der Varianzen zwischen den Jahren konnten ausgeschlossen werden (betadisper $p = 0.236$).

Noch deutlicher trat der Einfluss der Höhenlage hervor. Die PERMANOVA mit Höhe als zusätzlichem Prädiktor ergab einen signifikanten Effekt der Höhenlage ($F = 7.53$, $p = 0.001$, $R^2 = 0.121$) sowie eine signifikante Interaktion von Höhe $\times$ Jahr ($F = 5.65$, $p = 0.001$, $R^2 = 0.136$). Damit wird deutlich, dass sich die Beziehung zwischen Höhenlage und Artenzusammensetzung in den beiden Jahren unterschiedlich darstellte. Unterschiede in der Varianz zwischen den Gruppen waren auch hier nicht signifikant (betadisper $p = 0.232$).

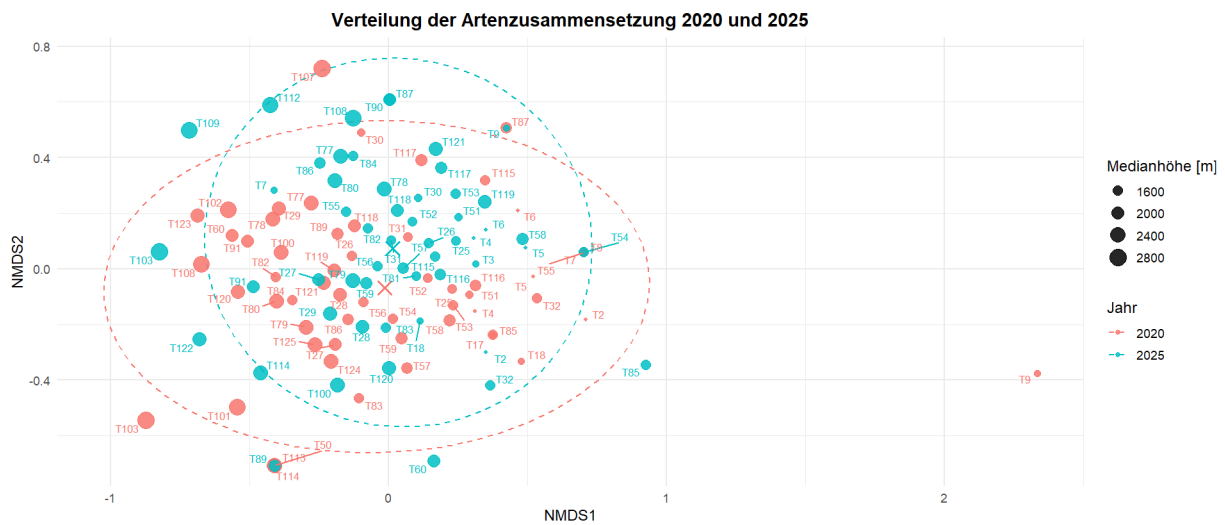


Abbildung 6: Nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) der Hummelgemeinschaften in den Jahren 2020 und 2025 auf Basis von Bray–Curtis-Distanzen (Stress = 0.193). Jeder Punkt repräsentiert ein Transekt in einem Jahr; die Punktgröße gibt die jeweilige Medianhöhe des Transekts an. Ellipsen stellen die 95%-Streuung je Jahr dar, Kreuze die jeweiligen Zentroiden der Jahre.

Die Artebene-Analysen (GLM und FDR-korrigiert zur Höhenverteilung belegten, dass sich mehrere Arten verschoben. *Bombus hortorum* (signifikant mit $p = 0.011$) und die Steinhummel (*B. lapidarius*) wurden 2025 in höheren Lagen nachgewiesen, während *B. mastrucatus* und die Grashummel (*B. ruderarius*) häufiger in tieferen Bereichen auftraten. Auch *B. pascuorum* ($p = 2.9e-6$) und *B. pratorum* ($p = 4.2e-4$) zeigten signifikante Veränderungen. Besonders sichtbar war die Ausweitung der Höhenverbreitung bei *B. soroensis* (signifikant mit $p = 6.0e-12$) und *B. sichelii*, die 2025 eine breitere Höhenamplitude einnahmen. Die Ergebnisse sind in Abbildung 7 dargestellt und in Tabelle 4 (Anhang) detailliert aufgeführt.

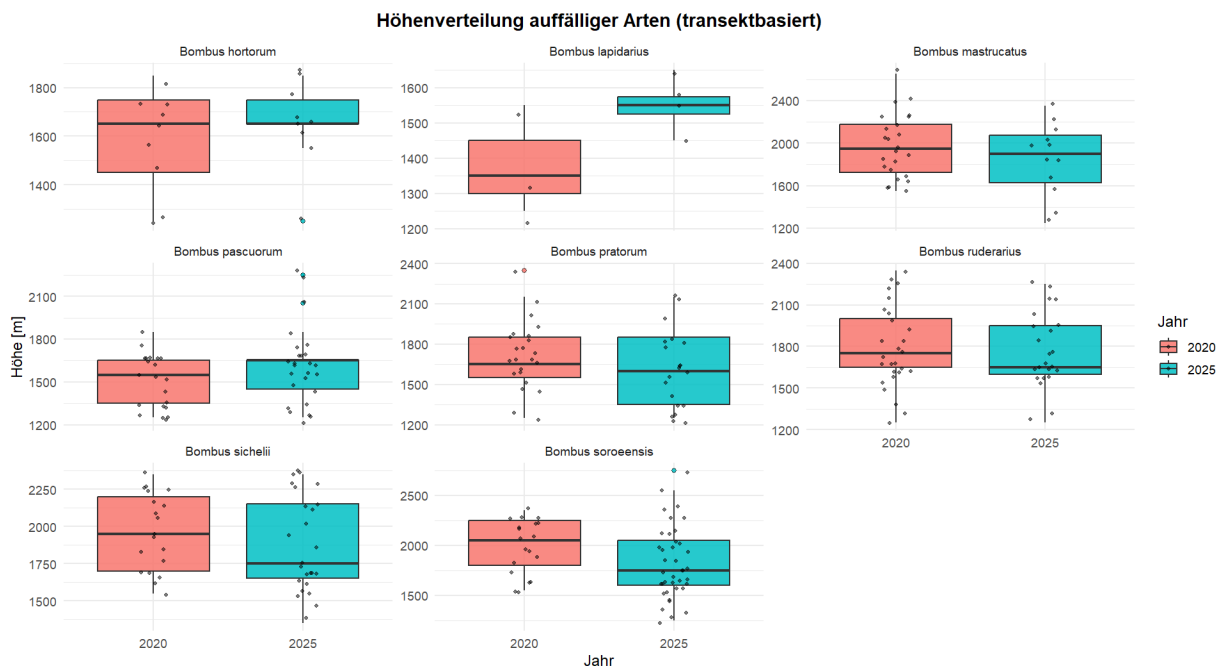


Abbildung 7: Änderungen in der Höhenverteilung bestimmter Hummelarten (GLMs, transektbasiert, FDR-korrigiert). Dargestellt sind die Medianhöhen [m] der Transekte, auf denen die jeweilige Art vorkam. Auffällige Unterschiede zwischen 2020 und 2025 wurden für *Bombus hortorum*, *B. lapidarius*, *B. pascuorum*, *B. pratorum*, *B. mastrucatus*, *B. ruderarius*, *B. sichelii* und *B. soroensis* gefunden. Gefilterter Datensatz.

Die Artenzusammensetzung der Höhen-Ökotypen unterscheidet sich zwischen den Jahren 2020 und 2025. Der Anteil montan-subalpiner Arten nahm 2025 signifikant zu (GLM, $p < 0.001$), während die Anteile nicht-alpiner ($p < 0.001$), weit verbreiteter ($p < 0.001$) und insbesondere subalpin-alpiner Arten ($p < 0.001$) stark abnahmen. Damit verschob sich die Zusammensetzung der Hummelgemeinschaften zugunsten montan-subalpiner Elemente, während die kältegebundenen Hochgebirgsarten zurückgingen (Abb. 8, Abb. 9, Tab. 5, Anhang).

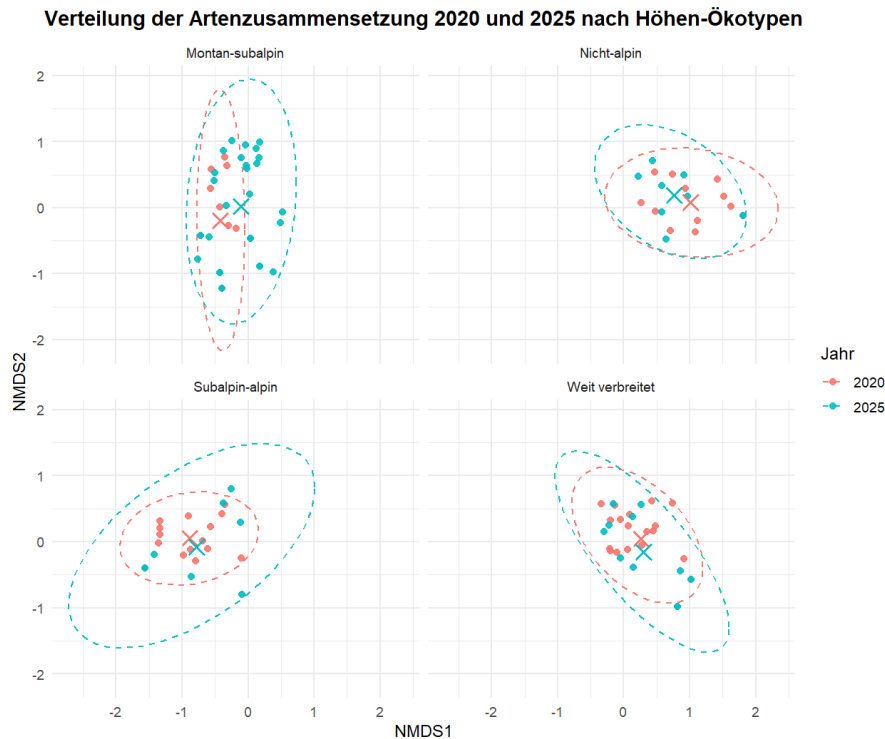


Abbildung 8: Verteilung der Artzusammensetzung nach Höhen-Ökotypen in den Jahren 2020 und 2025 (Bray-Curtis Distanzen, nicht-metrische multidimensionale Skalierung, Stress = 0.165). Jeder Punkt repräsentiert ein Transekt×Jahr; Ellipsen zeigen die 95 %-Streuung je Ökotyp und Jahr, Kreuze die jeweiligen Zentren. Gefilterter Datensatz.

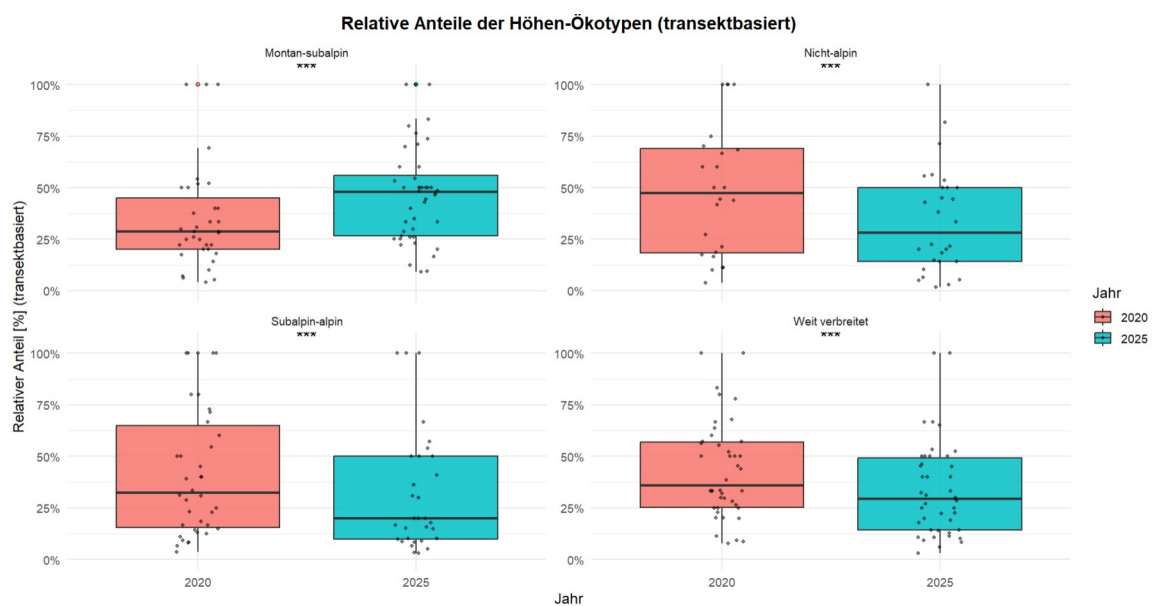


Abbildung 9: Relative Anteile der Höhen-Ökotypen pro Transekt in den Jahren 2020 und 2025. Dargestellt sind Median, Quartile und Ausreißer; Punkte = Einzelwerte pro Transekt×Jahr. Sterne kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Jahren (GLMs mit FDR-Korrektur, *** $p < 0.001$). Gefilterter Datensatz.

5 Diskussion

Methodische Einschränkungen und Vergleichbarkeit der Datensätze

Die zeitliche Abdeckung der Kartierungen unterschied sich deutlich zwischen den beiden Untersuchungsjahren. Im Jahr 2020 erfolgten die Begehungen zwischen dem 20. Juli und 22. August (insgesamt 34 Tage, davon 15 Untersuchungstage), während 2025 ein längerer Zeitraum vom 17. Juli bis 4. September abgedeckt wurde (insgesamt 50 Tage, davon 16 Untersuchungstage). Durch die erweiterte Erfassungsperiode 2025 konnten auch spätere Phasen der Hummelsaison erfasst werden, wodurch eine realistische Abbildung der saisonalen Entwicklung der Individuenzahlen möglich war. Besonders auf der Kalser Höhe wurden Ende August 2025 auffällig viele Hummeln beobachtet, was verdeutlicht, dass die spätere Kartierung zusätzliche Einblicke in die Spätphase der Flugzeit einzelner Arten ermöglichte.

Dieser Unterschied im zeitlichen Rahmen ist für die Interpretation der Ergebnisse von hoher Relevanz, da phänologische Verschiebungen nur dann abgebildet werden können, wenn die gesamte Saison berücksichtigt wird (Neumayer & Paulus 1999). Gleichzeitig kann die erweiterte Kartierperiode aber auch methodisch bedingte Verzerrungen verursachen. Während 2020 ausschließlich zwischen dem 17. Juli und 18. August erfasst wurde, reichte der Zeitraum 2025 bis Anfang September. Dadurch wurden Arten mit kurzem Flugzeitfenster, wie *Bombus pratorum*, später im Jahr seltener angetroffen, während langlebige Arten wie *B. soroeensis* noch aktiv waren oder ihren Aktivitätshöhepunkt erst zu diesem Zeitpunkt erreichten (Westrich 2018).

Auch die erfassten Individuenzahlen können durch den längeren Zeitraum beeinflusst worden sein. Gegen Ende der Saison sind Hummelkolonien in der Regel größer, sodass mehr Arbeiterinnen unterwegs sind (Couvillon et al. 2010). Zusätzlich treten im Spätsommer vermehrt Geschlechtstiere – Männchen und Jungköniginnen – auf, was die Gesamtzahl erfasster Individuen weiter erhöht. Die höheren Gesamtzahlen und veränderten Häufigkeitsmuster des Jahres 2025 spiegeln daher nicht zwangsläufig ökologische Veränderungen wider, sondern können zumindest teilweise auf den verlängerten Erfassungszeitraum zurückzuführen sein.

Ein weiterer methodischer Unterschied betrifft das Erhebungsdesign: Während Thierolf (2021) außer Transektlinien auch punktuelle Flächenkartierungen („Patches“) nutzte, wurde im vorliegenden Projekt ausschließlich die Transektmethode angewendet. Außerdem wurden nicht alle 2020 erfassten Transekte erneut kartiert (z. B. Lesachtal, Schönleiten Spitze, Figerhorn, Teile des Kalser Tals). Diese Gebiete wurden zwar aus dem gefilterten Datensatz entfernt, dennoch ergibt sich durch den Verzicht auf Wiederholungen ein Verlust an räumlicher Abdeckung und damit potenzieller Information.

Auch die Breite der Erfassungstreifen variiert: Je nach Anzahl der Kartierenden wurde entweder 2 m beidseitig oder 4 m einseitig erfasst. Insbesondere bei Alleinkartierungen war eine einseitige Erfassung über 4 m oft schwer zu überblicken – dies erhöht das Risiko, dass einzelne Individuen übersehen wurden. Solche Unsicherheiten traten auch in Thierolfs Erhebungen gelegentlich auf.

Ein zusätzlicher Bias ergibt sich bei der Bestimmung innerhalb von Artkomplexen. Der Norvegicus-Komplex wurde 2025 nicht weiter aufgelöst (wobei dies in Thierolfs Daten kaum ins Gewicht fiel), aber entscheidender ist der Lucorum-Komplex: Thierolf konnte 2020 in höheren Lagen *B. cryptarum* bestimmen, während vergleichbare Funde 2025 nur als „Lucorum-Komplex“ erfasst wurden. Dies bewirkt in den Daten den Eindruck, *B. cryptarum* sei 2025 nicht mehr vorhanden, obwohl er wahrscheinlich in den gesammelten Individuen enthalten war.

Außerdem wurden 5 Individuen zwischen 1600 und 1700 m als *Bombus lapidarius* bestimmt, konnten aber aufgrund fehlender Fotodokumentation nicht nachkontrolliert werden. Da *B. Lapidarius* selten über 1600 m vorgefunden wird, wurden diese Sichten im Datensatz als „unsicher“ markiert, aber in der Auswertung als *B. Lapidarius* berücksichtigt.

Trotz dieser methodischen Unterschiede und potenziellen Verzerrungen bleibt das Erhebungsdesign robust – durch das mehrstufige Vorgehen (Feldbestimmung, fotografische Nachdokumentation, externe Validierung) wurde eine insgesamt hohe Zuverlässigkeit der Artidentifikation erreicht. Gleichzeitig verdeutlichen die genannten Punkte, dass Veränderungen in Artenzusammensetzung oder Individuenzahl mit Vorsicht interpretiert werden müssen und nicht automatisch als Ausdruck ökologischer Trends gelten sollten.

Klimatische Rahmenbedingungen und artspezifische Reaktionsmuster

Die Analyse der Temperaturdaten zeigte, dass sich die klimatischen Bedingungen in Herbst, Frühjahr und während der Kartierzeit zwischen den beiden Untersuchungsjahren insgesamt nur geringfügig unterschieden. Die mittleren Tagestemperaturen lagen im Sommer 2025 mit 14,21 °C leicht unter jenen des Jahres 2020 (14,62 °C), im Frühjahr 2025 um 0,20 °C höher als 2020 und im Herbst 2024 um 0,38 °C niedriger als 2019. Keiner dieser Unterschiede war statistisch signifikant (Welch-t-Test, Wilcoxon-Test und Permutationstest; alle $p > 0.23$). Auch die Effektgrößen (Cohen's $d \approx 0.05$ – 0.15) waren sehr klein, sodass sich beide Jahre im Mittel kaum voneinander unterschieden.

Trotzdem verdeutlichten die Temperaturverläufe deutliche kurzfristige Schwankungen, die ökologisch relevant sind. So wurde im Herbst 2024 ein früher Kälteeinbruch mit Temperaturen bis nahe -10 °C registriert, während das Frühjahr 2020 durch einen markanten Frosteinbruch im März geprägt war. Solche Extremereignisse betreffen besonders empfindliche Lebensphasen der Hummeln: Überwinternde Jungköniginnen verlassen ihre Quartiere häufig bereits bei 6 – 10 °C, um Nistplätze und erste Blüten aufzusuchen (Goulson 2010; Stelzer et al. 2010). Frühzeitige Kälteperioden können dabei zu erhöhter Mortalität oder verzögerter Nestgründung führen, insbesondere bei früh aktiven Arten wie *Bombus pratorum*, deren Kolonien schon sehr früh etabliert werden (O'Connor et al. 2017). Auch die Herbsttemperaturen der Vorjahre spielen eine zentrale Rolle für die Populationsdynamik. Zwar zeigten die Mittelwerte zwischen 2019 und 2024 keinen signifikanten Unterschied, doch die dokumentierten Frostergebnisse im September und November 2024 können die Überwinterungswahrscheinlichkeit der Jungköniginnen deutlich reduziert haben. Abrupte Temperaturrückgänge können den Beginn der Diapause stören und die Überlebensraten empfindlich senken (Beekman et al. 1998; Owen & Rodd 2017). Da die Zahl überwinternder Jungköniginnen die Populationsgröße des Folgejahres bestimmt, ist anzunehmen, dass die beobachteten Abundanzmuster im Sommer 2025 zumindest teilweise auf solche Kältephasen zurückgehen.

Auffällig ist jedoch, dass *B. pratorum* 2020 – trotz des deutlich kälteren Frühjahrs – signifikant häufiger vorkam als 2025 ($-9,2$ Prozentpunkte, $p < 0.001$). Wären die Temperaturen der alleinige Steuerungsfaktor, müsste ein milderes Frühjahr wie 2025 eigentlich eine Zunahme dieser früh fliegenden Art begünstigen. Der gegenläufige Befund zeigt, dass Temperatur allein keine hinreichende Erklärung liefert. Vielmehr scheint *B. pratorum* auf komplexe Wechselwirkungen zwischen phänologischen Verschiebungen und Blühverfügbarkeit zu reagieren: In kühlen Jahren bleibt das Angebot früher Blütenarten oft länger bestehen und kann die Koloniegründung unterstützen, während in Jahren mit früher Vegetationsentwicklung die Synchronität zwischen Blütenangebot und Nestgründung gestört ist (Neumayer & Paulus 1999).

Auch bei *Bombus mastrucatus* war der Rückgang ($-6,2$ %, $p < 0.05$) nicht temperaturkausal erklärbar. Als montan–subalpine Spätfliegerin entwickelt sie ihre Kolonien erst im Hoch- und Spätsommer (Thierolf 2021; Neumayer & Paulus 1999). Unter stabilen und milden Frühjahrsbedingungen wie 2025 wäre somit eher eine konstante oder zunehmende Häufigkeit zu erwarten gewesen. Der Rückgang deutet darauf hin, dass der frühe Herbstfrost 2024 ihre Kolonien vorzeitig beendete und den Fortpflanzungserfolg minderte. Besonders spät schlüpfende Jungköniginnen konnten vermutlich keine ausreichenden Fettreserven für die Diapause anlegen, was ihre Überlebenschancen im Winter verringert (Beekman et al. 1998).

Ein ähnliches Muster zeigt *Bombus pascuorum*, deren relativer Anteil leicht abnahm ($-0,5$ %, $p < 0.05$). Als wärmeliebende, häufig in tieferen Lagen vorkommende Art hätte sie von einem milderen Frühjahr profitieren sollen. Da sich die mittleren Temperaturen kaum unterschieden, liegt die Ursache eher in lokalen Habitatfaktoren: *B. pascuorum* bevorzugt blütenreiche, niedrigwüchsige Wiesen, die 2025 im Untersuchungsgebiet nur kleinflächig ausgebildet waren. Zudem könnte die starke Präsenz von *B. soroeensis* zu erhöhter Konkurrenz um Nahrungsressourcen geführt haben.

Auch *Bombus hortorum* nahm trotz günstigerer Witterung leicht ab ($-1,05$ %, $p < 0.05$). Sie reagiert sensibel auf den Verlust geeigneter Neststandorte und bevorzugt ein breites Blütenspektrum. Der Rückgang könnte daher auf regionale Habitatveränderungen oder auf eine Konkurrenzverdrängung durch *B. soroeensis* zurückzuführen sein, die 2025 in denselben Höhenstufen häufig war. Zugleich trat *B. hortorum* 2025 signifikant häufiger in höheren Lagen auf, was auf eine kurzfristige Verschiebung ihres ökologischen Optimums hinweisen könnte.

Bei *Bombus pyrenaicus*, einem kälteangepassten subalpin–alpinen Spezialisten, war der deutliche Rückgang ($-7,5$ %, $p < 0.01$) zwar klimatisch plausibel, da wärmere Frühjahre und Sommer die Art in tieferen Lagen einschränken können. Allerdings übersteigt der Rückgang die durch die geringen Temperaturunterschiede zu erwartende Reaktion deutlich. Wahrscheinlich spielten



hier zusätzliche Faktoren wie Konkurrenzdruck und Vegetationsverschiebungen eine Rolle. In mehreren Transektlagen traten *B. soroeensis* und *B. sichelii* an denselben Blütenpflanzen auf, was auf eine teilweise Überlappung der ökologischen Nischen hinweist.

Im Gegensatz dazu nahmen *Bombus soroeensis* (+26,4 Prozentpunkte, $p < 0.001$) und *B. sichelii* (+4,6 %, $p \approx 0.05$) deutlich zu. Beide Arten sind montan–subalpin verbreitet und zeigen eine hohe Toleranz gegenüber niedrigen Temperaturen sowie eine flexible Nutzung unterschiedlicher Blütenressourcen (Rasmont et al. 2015). Ihre Zunahme deutet auf eine gute Anpassungsfähigkeit an verlängerte Vegetationsperioden und wechselhafte Übergangsjahreszeiten hin. Besonders *B. soroeensis* scheint von stabileren, aber nicht übermäßig warmen Frühjahrsbedingungen zu profitieren und war 2025 über ein deutlich erweitertes Höhenband präsent. Das häufigere Auftreten montan–subalpiner Arten wie *B. soroeensis* und *B. sichelii* kann somit mit ihrer besseren Anpassung an kurze, kühle Übergangszeiten und ihrer Fähigkeit, auch bei reduziertem Blütenangebot aktiv zu bleiben, erklärt werden. Wärmeliebendere Arten oder solche mit engem phänologischen Fenster wie *B. pyrenaicus* reagieren dagegen empfindlicher auf Spätfröste oder verschobene Vegetationsphasen. Diese artspezifischen Reaktionsmuster spiegeln sich innerhalb weniger Jahre deutlich in den relativen Häufigkeiten wider und verdeutlichen die hohe Dynamik alpiner Hummelgemeinschaften.

Darüber hinaus beeinflussen solche klimatischen Schwankungen indirekt auch die Höhenverteilung der Arten. Kalte Frühjahre oder späte Schneeschmelzen führen dazu, dass die Aktivität vieler Arten zeitlich nach hinten und räumlich in tiefere Lagen verlagert wird, während milde Frühjahre – wie 2025 – einen früheren Saisonstart auch in höheren Lagen ermöglichen. Dies könnte erklären, warum *B. soroeensis* und *B. sichelii* 2025 weit über mehrere Höhenstufen verteilt vorkamen. Umgekehrt können frühe Herbstfröste die Aktivitätsdauer spät fliegender Arten wie *B. mastrucatus* verkürzen und deren Vorkommen in höheren Lagen einschränken.

Auch auf Ebene der Höhen-Ökotypen lassen sich diese klimatischen Einflüsse plausibel deuten. Der Rückgang subalpin–alpiner Spezialisten wie *B. pyrenaicus* oder *B. mendax* steht im Einklang mit der Annahme, dass wechselhafte Herbste und milde Frühjahre ihren physiologischen Anpassungen an lange Kältephasen entgegenwirken (Hampe & Jump 2011; Rasmont & Iserbyt 2012). Zugleich begünstigen solche Bedingungen montan–subalpine Arten, die kürzere Entwicklungszeiten aufweisen und sich flexibler an veränderte Vegetations- und Temperaturfenster anpassen können. Die in dieser Studie beobachtete signifikante Zunahme dieses Ökotyps stützt somit die Interpretation einer klimabedingten Verschiebung der ökologischen Schwerpunktarten entlang des Höhengradienten.

Insgesamt zeigt der Vergleich, dass die Dynamik alpiner Hummelgemeinschaften nicht allein durch mittlere Temperaturwerte erklärbar ist. Entscheidend sind vielmehr die Temperaturverläufe und Extremereignisse der Übergangsjahreszeiten, die über Koloniegründung, Überwinterungserfolg und Aktivitätsdauer maßgeblich die Zusammensetzung und Höhenverteilung prägen. Selbst moderate klimatische Schwankungen können – vermittelt über Vegetationsphänologie, Ressourcenverfügbarkeit und Konkurrenz – deutliche Auswirkungen auf die Struktur alpiner Hummelfaunen haben.

Absolute Fangzahlen und lokale Häufigkeitsmuster

Aus dem ungefilterten Datensatz ergab sich, dass die absoluten Fangzahlen im Jahr 2025 gegenüber 2020 um 198 Individuen anstiegen. Besonders *Bombus soroeensis* und *B. sichelii* trugen hierzu bei, die in absoluten Zahlen deutlich zulegten. Auffällig ist, dass diese Zunahmen auf bestimmten Transekten besonders stark ausfielen, was plausibel durch großflächige Bestände von Disteln und anderen Trachtpflanzen erklärt werden kann, die als lokale Hummel-Hotspots fungieren. Dennoch ist die insgesamt hohe Zahl an *B. soroeensis* von besonderem Gewicht, da sie sich nicht allein durch lokale Effekte wie Trachtpflanzenkonzentrationen erklären lässt. Die Art profitiert offenbar sowohl von der verlängerten Kartierperiode als auch von günstigen Ressourcenbedingungen (Neumayer & Paulus 1999; Rasmont et al. 2015).

Möglich ist jedoch auch, dass die beobachteten Veränderungen Teil regulärer Populationsschwankungen sind. Dass Hummelpopulationen zwischen Jahren stark variieren, wird durch Langzeitstudien untermauert: Turley et al. (2022) fanden in einem sechsjährigen Monitoring bei Wildbienen (inklusive Hummeln) einen mittleren Variationskoeffizienten von 92 % (Spanne: 43–182 %). Auch Ogilvie et al. (2017) wiesen über acht Jahre erhebliche interannuelle Schwankungen der Hummelabundanzen nach, die häufig indirekt über Veränderungen im Blütenangebot erklärt werden konnten. Kurzfristige Populationszuwächse



oder -rückgänge müssen daher nicht zwangsläufig klimatisch bedingt sein, sondern können Teil natürlicher jährlicher Dynamik sein.

Wirts- und Kuckuckshummeln

Zwischen 2020 und 2025 nahmen mehrere Wirtsarten in ihrer Individuenzahl zu, darunter *B. soroeensis* (+230), *B. sichelii* (+53), *B. pascuorum* (+24), *B. lapidarius* (+6) und *B. humilis* (+12). Andere Arten gingen dagegen zurück, etwa *B. pratorum* (−41), *B. monticola* (−10) und *B. hortorum* (−3).

Parallel dazu wurden im Jahr 2025 mehr Kuckuckshummeln beobachtet, was auf eine Kopplung der Parasitendynamik an ihre Wirte schließen lässt. So nahm *B. quadricolor* (+2) zu, deren Hauptwirt *B. soroeensis* ist, ebenso *B. barbutellus* (+1), die bevorzugt Kolonien von *B. hortorum* befällt. Auch *B. rupestris* (+2), ein Parasit vor allem von *B. lapidarius*, aber auch von *B. sichelii*, *B. pascuorum* und *B. humilis*, sowie der Norvegicus-Komplex (+2), der *B. pratorum*, *B. hypnorum* und *B. monticola* nutzt, wurden häufiger nachgewiesen. Diese Zunahme der Kuckuckshummeln spiegelt vermutlich die Zunahme geeigneter Wirtsarten wider, kann aber auch durch lokale Blütenressourcen oder natürliche Schwankungen im Wirt-Parasit-Verhältnis beeinflusst sein.

Darüber hinaus ist bekannt, dass Populationen sozialparasitischer Hummeln stark von der Koloniegröße ihrer Wirte abhängen und mit zeitlicher Verzögerung auf Wirtsveränderungen reagieren (Goulson 2010). Die in dieser Untersuchung beobachtete Zunahme von *B. quadricolor* und *B. rupestris* könnte daher ein indirektes Signal einer guten Wirtsverfügbarkeit im Jahr 2025 sein.

Relative Anteile und Artendominanzen

Die Analyse der relativen Anteile brachte weitere Differenzierungen ans Licht. Am stärksten nahm *B. soroeensis* zu, deren Anteil sich um mehr als 26 Prozentpunkte erhöhte. Diese Dominanz ist besonders bemerkenswert, da *B. soroeensis* bereits in den historischen Untersuchungen von Pittioni (1935–1937) als häufigste Art der unteren Höhenstufen beschrieben wurde (zit. nach Thierolf 2021). In der vorliegenden Arbeit war die Art ebenfalls dominant, jedoch nicht mehr auf die tiefsten Lagen beschränkt, sondern über ein erweitertes Höhenband verbreitet. Im Gegenzug gingen *B. pratorum* und *B. pyrenaicus* zurück, während *B. hortorum* und *B. pascuorum* nur leichte Abnahmen zeigten.

Diese Ergebnisse verdeutlichen, dass selbst weit verbreitete Generalisten wie die Acker- oder Gartenhummer keine stabilen Populationen aufweisen, sondern empfindlich auf zeitliche und räumliche Unterschiede in der Habitatnutzung reagieren (Thierolf 2021; Hampe & Jump 2011). Die hohe Variabilität innerhalb weniger Jahre unterstreicht die Dynamik alpiner Hummelgemeinschaften, in denen einzelne Arten phänologisch oder trophisch stärker schwanken können als das Klima selbst.

Höhenverteilung einzelner Arten

Die GLM-Analysen auf Artebene belegten die Verschiebungen in der Höhenverteilung. So trat *B. hortorum* und *B. lapidarius* 2025 häufiger in höheren Lagen auf, während *B. mastrucatus* und *B. ruderarius* in tiefere Bereiche auswichen. Auch *B. pascuorum* und *B. pratorum* zeigten veränderte Höhenverteilungen. Besonders auffällig war *B. soroeensis*, die 2025 über ein deutlich größeres Höhenband vertreten war und damit ihre ökologische Amplitude ausweitete. Diese Ergebnisse belegen, dass Höhenverschiebungen innerhalb weniger Jahre sichtbar werden können – ein Hinweis darauf, dass Hummelgemeinschaften in alpinen Landschaften auch kurzfristig auf kleinräumige Umweltveränderungen reagieren (Goulson 2010; Neumayer & Paulus 1999).

Höhen-Ökotypen und funktionelle Muster

Die Veränderungen spiegelten sich auch auf Ebene der Höhen-Ökotypen wider. Während montan–subalpine Arten signifikant zunahmen, gingen nicht-alpine, weit verbreitete und vor allem subalpin–alpine Arten deutlich zurück. Dieses Muster weist auf eine strukturelle Verschiebung innerhalb der Hummelgemeinschaft hin. Besonders besorgniserregend ist der Rückgang subalpin–alpiner Spezialisten wie *B. pyrenaicus*, die enge ökologische Nischen besetzen und stark an kühle Temperaturen gebunden sind. Ihr Rückzug deutet auf eine fortschreitende klimatische Verdrängung hin, wie sie auch in der Literatur für hochalpine Spezialisten beschrieben wurde (Hampe & Jump 2011; Rasmont & Iserbyt 2012).

Nach mündlicher Mitteilung von K. Thierolf (2025) wurde allerdings beobachtet, dass sich die Dominanz von *B. pyrenaicus* und *B. sichelii* zwischen Jahren abwechseln kann, was auf ausgeprägte interannuelle Schwankungen innerhalb der Hummelfauna



hinweist. Ein kurzfristiger Rückgang von *B. pyrenaicus* muss daher nicht zwangsläufig klimatisch bedingt sein. Um zwischen natürlichen Schwankungen und langfristigen Trends unterscheiden zu können, wäre ein wiederholtes Monitoring über mehrere Jahre hinweg erforderlich.

Die relative Zunahme des montan–subalpinen Ökotyps ist größtenteils auf die starke Zunahme von *B. soroeensis* zurückzuführen, während andere Vertreter dieser Gruppe, etwa *B. mastrucatus*, *B. mesomelas* oder *B. mucidus*, abnahmen. Bezüglich der alpinen Arten konnten die Ergebnisse von Thierolf (2021) bestätigt werden: Die absoluten Individuenzahlen alpiner Arten wie *B. mendax* oder *B. monticola* nahmen nicht nur im Vergleich zu Pittionis Erhebungen, sondern auch gegenüber 2020 ab. *B. alpinus* wurde, wie schon 2020, nur noch im hochalpinen Bereich nachgewiesen.

Gesamtbewertung und ökologische Einordnung

Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass sich die Hummelgemeinschaften im Kalser Tal innerhalb der fünfjährigen Untersuchungsperiode nur moderat, aber strukturell erkennbar verändert haben. Neu nachgewiesen wurden 2025 die beiden Kuckuckshummeln *B. bohemicus* und *B. quadricolor*, während *B. mendax* nicht erfasst wurde. Da es sich bei *B. mendax* um eine subalpin–alpine Art handelt, könnte ihr Ausbleiben mit klimatischen Veränderungen zusammenhängen; ebenso wahrscheinlich ist jedoch, dass das Fehlen auf die ohnehin geringe Individuenzahl und damit auf Stichprobeneffekte zurückzuführen ist.

Der Vergleich der Höhenverteilung und der Ökotypenstruktur verdeutlicht, dass die beobachteten Verschiebungen weniger auf klimatische Mittelwerte der Sommermonate zurückzuführen sind, sondern vielmehr auf ein Zusammenspiel von Artenspezifika, Phänologie, Höhenlage und Habitatstruktur. Damit liefern die Ergebnisse wertvolle Hinweise darauf, wie dynamisch und empfindlich alpine Hummelgemeinschaften auf kleinräumige Veränderungen reagieren – und unterstreichen zugleich die Bedeutung langfristiger Monitoringprogramme zur Erfassung dieser Prozesse (Hallmann et al. 2017; IPBES 2016).

6 Fazit

Die Wiederholung der Kartierungen von 2020 fünf Jahre später zeigte, dass sich die Hummelgemeinschaften im Kalser Tal innerhalb kurzer Zeit deutlich verändert haben. Drei zentrale Muster lassen sich festhalten:

- (1) Die Dominanzverhältnisse der Arten verschoben sich signifikant – insbesondere nahm *Bombus soroeensis* stark zu, während *B. pratorum* und *B. pyrenaicus* deutlich zurückgingen.
- (2) Mehrere Arten veränderten ihre Höhenverteilung: Generalisten wie *B. hortorum* und *B. lapidarius* besiedelten höhere Lagen, während andere, darunter *B. mastrucatus*, häufiger in tieferen Bereichen vorkamen.
- (3) Auf Ebene der Höhen-Ökotypen zeigte sich eine deutliche Umstrukturierung der Gemeinschaft: montan–subalpine Arten nahmen signifikant zu, während nicht-alpine und subalpin–alpine Arten abnahmen.

Diese Befunde verdeutlichen, dass die Dynamik alpiner Hummelgemeinschaften weniger durch mittlere Temperaturen der Sommermonate gesteuert wird, sondern vielmehr durch phänologische Verschiebungen, Habitatstrukturen, artspezifische ökologische Ansprüche und lokale Extremereignisse. Besonders die beobachteten Kälteeinbrüche im Herbst 2024 und Frühjahr 2020 sowie die verlängerte Flugzeit 2025 haben die Zusammensetzung der Hummelgemeinschaft vermutlich stärker beeinflusst als geringfügige Temperaturmittel.

Besorgniserregend ist vor allem der Rückgang subalpin–alpiner Spezialisten wie *B. pyrenaicus* und *B. mendax*, die aufgrund ihrer engen Anpassung an kühle Hochlagen nur begrenzt ausweichen können. Gleichzeitig deutet die Zunahme montan–subalpiner Arten wie *B. soroeensis* und *B. sichelii* auf eine Verschiebung der ökologischen Schwerpunktkarten entlang des Höhengradienten hin. Montan–subalpine Lebensräume könnten damit künftig eine wichtige Rolle als Refugien für anpassungsfähigere Arten einnehmen, während die hochalpinen Spezialisten durch klimatische Veränderungen besonders gefährdet bleiben.

Die Ergebnisse unterstreichen die Bedeutung eines kontinuierlichen und langfristig angelegten Monitorings, um die Anpassungsprozesse alpiner Hummelgemeinschaften an Habitatveränderungen und Klimaschwankungen frühzeitig zu erkennen. Für den Naturschutz im Nationalpark Hohe Tauern ergibt sich daraus die Empfehlung, insbesondere hoch- und subalpine Habitate als Rückzugsräume für spezialisierte Arten zu erhalten und zugleich strukturreiche montane bis subalpine Lebensräume zu fördern, die als Übergangs- und Ersatzhabitate dienen können. Eine fortlaufende Erfassung der Höhen- und Verbreitungsdynamiken wird entscheidend sein, um den Anpassungsspielraum alpiner Bestäuber realistisch einschätzen zu können.

7 Literatur

Beekman, M., van Stratum, P. & Veerman, A. (1998). *Selection for non-diapause in the bumblebee *Bombus terrestris*, with notes on the effect of CO₂ and temperature on the termination of diapause.* Entomologia Experimentalis et Applicata, 89, 125–132.

Bergundsteigen (2006): *Klimawandel – Auswirkungen auf die alpine Umwelt.* Bergundsteigen 54: 66–74. URL: <https://assets.bergundsteigen.com/2021/08/54-66klimawandel2.pdf> (abgerufen am 30.09.2025).

Calanca, P., Roesch, A., Liniger, M., und Fuhrer, J. (2023): *Klimawandel führt zu längerer Vegetationszeit und begünstigt höher gelegene Anbauflächen.* Agrarforschung Schweiz 14(7–8): 150–158. URL: https://www.agrarforschungschweiz.ch/wp-content/uploads/2023/07/150-158_Calanca_Pflanzenbau_Vegetationszeit_DE.pdf (abgerufen am 30.09.2025).

Couvillon, M. J., Jandt, J. M., Duong, N., & Dornhaus, A. (2010): *Ontogeny of worker body size distribution in bumble bee (*Bombus impatiens*) colonies.* Ecological Entomology 35: 424–435.

Gokcezade, J. F., Gereben-Krenn, B.-A., Neumayer, J. (2023): *Feldbestimmungsschlüssel für die Hummeln – Deutschlands, Österreichs und der Schweiz.* Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim, 3. Auflage

Goulson, D. (2010): *Bumblebees: Behaviour, Ecology, and Conservation.* Oxford University Press, Oxford.

Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., ... & de Kroon, H. (2017): *More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas.* PLoS ONE 12(10): e0185809.

Hampe, A. & Jump, A. S. (2011): *Climate relicts: past, present, future.* Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 42: 313–333.

IPBES (2016): *The Assessment Report on Pollinators, Pollination and Food Production.* Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Bonn.

Kerr, J. T., Pindar, A., Galpern, P., Packer, L., Potts, S. G., Roberts, S. M., ... & Colla, S. R. (2015): *Climate change impacts on bumblebees converge across continents.* Science 349(6244): 177–180.

Klimadashboard - Verein zur Förderung datenbasierter Berichterstattung und Bewusstseinsbildung zur Klimakrise: *Regionale Klimadashboards – Kals.* Klimadashboard.at. URL: <https://klimadashboard.at/regions/1d17190c-6dd1-411c-83d0-7d162525db93?weatherStation=43> (abgerufen am 30.09.2025).

Meteoblue (2025): *WetterAPIs – History API,* Meteoblue AG, Basel, Schweiz. URL: <https://content.meteoblue.com/de/unternehmensloesungen/wetter-apis/history-api> (abgerufen am 09.09.2025)

Nationalpark Hohe Tauern (2024): *Tätigkeitsbericht 2023.* Nationalparkverwaltung Hohe Tauern. URL: https://www.parks.at/nphs/pdf_public/2024/53935_20240423_084625_Taetigkeitsbericht2023_Low-1.pdf (abgerufen am 18.08.2025).

Neumayer, J. & Paulus, H. (1999): *Ökologie alpiner Hummelgemeinschaften: Blütenbesuch, Ressourcenaufteilung und Energiehaushalt. Untersuchungen in den Ostalpen Österreichs – Stapfia – 0067: 1 - 246.*

O'Connor, S., Park, K. J. & Goulson, D. (2017). *Evidence for inter-annual variation in the timing of emergence and colony initiation in bumblebees.* Insect Conservation and Diversity, 10(3), 211–218.



Ogilvie, J. E., Forrest, J. R. K., & Underwood, N. (2017): *Interannual bumble bee abundance is driven by indirect climate effects on floral resource phenology.* Ecology Letters 20(11): 1507–1515.

Owen, R. E. & Rodd, F. H. (2017). *Larval diapause and overwintering survival in bumble bees (Hymenoptera: Apidae).* Canadian Entomologist, 149(5), 595–605.

Pittioni, B. (1937): *Die Hummelfauna im Kalser Tal in Ost-Tirol. Ein Beitrag zur Ökologie und Systematik der Hummeln Mitteleuropas.* Festschrift für Prof. Dr. Embrik Strand 3.

Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O. & Kunin, W. E. (2010): *Global pollinator declines: trends, impacts and drivers.* Trends in Ecology & Evolution 25(6): 345–353.

Rasmont, P., Franzen, M., Lecocq, T., Harpke, A., Roberts, S. P., Biesmeijer, J. C., ... & Schweiger, O. (2015): *Climatic risk and distribution atlas of European bumblebees* (Vol. 10, pp. 1-236). Pensoft Publishers.

Rasmont, P., Franzén, M., Lecocq, T., Harpke, A., Roberts, S. P. M., Biesmeijer, J. C. & Schweiger, O. (2015). *Climatic Risk and Distribution Atlas of European Bumblebees.* Pensoft.

Rasmont, P. & Iserbyt, S. (2012): *The bumblebees scarcity syndrome: are heat waves leading to local extinctions of bumblebees?* Annales de la Société Entomologique de France 48(3–4): 275–280.

Stelzer, R. J., Chittka, L., Carlton, M. & Ings, T. C. (2010). *Winter active bumblebees (Bombus terrestris) achieve high foraging rates in urban Britain.* PLOS ONE, 5(3), e9559.

Thierolf, K. (2021): *Die montan bis (sub)alpine Hummelfauna (Bombus) des Kalsbachtals in Ost-Tirol: Ein historischer Vergleich unter Berücksichtigung des Klimawandels.* – Master-Thesis Universität für Bodenkultur, Wien – Monografien Entomologie Hymenoptera – 0232: 1 - 250.

Turley, N. E., Evans, M. J., Grab, H., et al. (2022). *High temporal variability in wild bee communities.* Global Change Biology, 28, 5415–5428.

Turley, N. E., Schuch, S., Grab, H., Brokaw, J., Danforth, B. N., Gibbs, J., Loeb, G., Poveda, K., Shuler, R., Winfree, R., & McArt, S. H. (2022): *Six years of wild bee monitoring shows changes in abundance, composition, and functional traits.* Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 289(1975): 20221073.

Umweltbundesamt (n. d.): *Klimawandel – besonders betroffen ist der Alpenraum: Der Alpenraum ist um rund 2 °C wärmer geworden.* Umweltbundesamt Österreich.

URL: <https://www.umweltbundesamt.at/umweltthemen/klima/klimawandel> (abgerufen am 18.08.2025)

Westrich, P. (2018): *Die Wildbienen Deutschlands.* 2. Auflage. UlmerVerlag, Stuttgart.

Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) (2021): *Lufttemperatur – Entwicklung der mittleren Jahrestemperatur weltweit und in Österreich.*

URL: <https://www.zamg.ac.at/cms/de/klima/informationsportal-klimawandel/klimavergangenheit/neoklima/lufttemperatur> (abgerufen am 18.08.2025)



8 Anhang

Tabelle 1: Einordnung der im Alpenraum vorkommenden Hummelarten in vier verschiedene Höhen-Ökotypen nach Thierolf (2021)

Art	Ökotyp
Bombus humilis	nicht - alpin
Bombus hypnorum	nicht - alpin
Bombus lapidarius	nicht - alpin
Bombus pascuorum	nicht - alpin
Bombus subterraneus	nicht - alpin
Bombus sylvarum	nicht - alpin
Bombus barbutellus	weit verbreitet
Bombus bohemicus	weit verbreitet
Bombus hortorum	weit verbreitet
Bombus jonellus	weit verbreitet
Bombus lucorum	weit verbreitet
Bombus lucorum Komplex	weit verbreitet
Bombus norvegicus Komplex	weit verbreitet
Bombus pratorum	weit verbreitet
Bombus sichelii	weit verbreitet
Bombus sylvestris	weit verbreitet
Bombus ruderarius	weit verbreitet
Bombus rupestris	weit verbreitet
Bombus gerstaeckeri	montan - subalpin
Bombus quadricolor	montan - subalpin



Bombus soroeensis	montan - subalpin
Bombus mastrucatus	montan - subalpin
Bombus mesomelas	montan - subalpin
Bombus mucus	montan - subalpin
Bombus alpinus	subalpin - alpin
Bombus cryptarum	subalpin - alpin
Bombus flavus	subalpin - alpin
Bombus mendax	subalpin - alpin
Bombus monticola	subalpin - alpin
Bombus pyrenaeus	subalpin - alpin
Bombus sichelii	subalpin - alpin

Tabelle 2: Deskriptive Gegenüberstellung der relativen Anteile aller nachgewiesenen Hummelarten in den Jahren 2020 und 2025 sowie der daraus berechneten Differenz (in Prozentpunkten, gefilterter Datensatz).

Art	An- zahl_202 0	An- zahl_202 5	Rel_An- teil_2020 [%]	Rel_An- teil_2025 [%]	Diff_abs	Diff_rel [%]
Bombus alpinus	1	1	0.17	0.13	0	-0.04
Bombus barbutellus	0	1	0	0.13	1	0.13
Bombus bohemicus	0	1	0	0.13	1	0.13
Bombus cryptarum	25	0	4.18	0	-25	-4.18
Bombus gerstaeckeri	3	2	0.5	0.25	-1	-0.25
Bombus hortorum	16	13	2.68	1.63	-3	-1.05
Bombus humilis	1	10	0.17	1.63	12	1.46
Bombus hypnorum	1	3	0.17	0.38	2	0.21
Bombus lapidarius	3	9	0.5	1.76	11	1.26

Bombus lucorum	11	6	1.84	0.75	-5	-1.09
Bombus lucorum-Komplex	22	29	3.68	3.64	7	-0.04
Bombus mastrucatus	58	28	9.7	3.52	-30	-6.18
Bombus mendax	1	0	0.17	0	-1	-0.17
Bombus mesomelas	8	9	1.34	1.13	1	-0.21
Bombus monticola	15	5	2.51	0.63	-10	-1.88
Bombus mucidus	13	12	2.17	1.51	-1	-0.66
Bombus norvegicus-Komplex	0	2	0	0.25	2	0.25
Bombus pascuorum	85	109	14.21	13.69	24	-0.52
Bombus pratorum	98	57	16.39	7.16	-41	-9.23
Bombus pyrenaeus	59	19	9.87	2.39	-40	-7.48
Bombus quadricolor	0	2	0	0.25	2	0.25
Bombus rudarius	63	72	10.54	9.05	9	-1.49
Bombus rupestris	1	3	0.17	0.38	2	0.21
Bombus sichelii	50	103	8.36	12.94	53	4.58
Bombus soroensis	60	290	10.03	36.43	230	26.4
Bombus sylvarum	4	2	0.67	0.25	-2	-0.42

Tabelle 3: Ergebnisse der Generalisierten Linearen Modelle (GLMs) zu den relativen Anteilen der Hummelarten im Vergleich 2025 vs. 2020. Angegeben sind die Roh-p-Werte sowie die FDR-korrigierten p-Werte (Benjamini-Hochberg).

Art	Diff_pp	Typ	p_value	p_fdr	log_odds	OR	conf_low	conf_high
Bombus quadricolor	NA	gleich	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Bombus norvegicus Komplex	NA	gleich	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Bombus mendax	NA	gleich	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Bombus cryptarum	NA	gleich	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Bombus bohemicus	NA	gleich	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Bombus barbutellus	NA	gleich	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Bombus alpinus	30	Anstieg	0.44190651654449564	0.5523831456806195	1.3862943611198904	3.9999999999999999	0.09792446308582796	221.18503624259574
Bombus soroensis	24.586190491539174	Anstieg	4.257997203631735e-12	8.515994407263489e-11	1.1173349565542743	3.056697108021007	2.2415728470416583	4.22176852141119
Bombus gerstaeckeri	16.479107312440647	Anstieg	0.10881421610501275	0.2720355402625319	1.5998684613911325	4.952380952248143	0.5782378880787881	35.461451212438654
Bombus hypnorum	15.621008939974457	Anstieg	0.9551161130939365	0.9662330306933444	0.06624938554142994	1.0684931506851765	0.13019418616840362	22.120590923792655
Bombus rupestris	15.27539646183714	Anstieg	0.9516228577946073	0.9662330306933444	0.07109592168373137	1.073684210526317	0.13235924398973029	22.105770876986636
Bombus monticola	10.699851325351492	Anstieg	0.29085313484665887	0.48475522474443145	-0.5633681379303381	0.5692883892988484	0.1802444534125368	1.5251672259513893
Bombus humilis	10.27225576567682	Anstieg	0.4209683977507365	0.5523831456806195	0.8602012652231097	2.3636363636363593	0.42833260877998736	44.24683228729993
Bombus mucidus	2.933659313582135	Anstieg	0.9662330306933444	0.9662330306933444	0.008052599524069575	1.0080851089067084	0.6974887173929308	1.4721889368686962
Bombus hortorum	2.1279557707478247	Anstieg	0.01085921065292139	0.04343684261168556	-1.0029160388560165	0.3668082529988746	0.16686989361005874	0.7922013118749683
Bombus sichelii	-2.1540531556059492	Rückgang	0.5859652407017982	0.6893708714138803	-0.22907828723136042	0.7952662718733611	0.3443663155965269	1.822403853987808
Bombus rudarius	-3.213795058611507	Rückgang	0.3911247262982	0.5523831456806195	-0.15933203856925574	0.8527131782945738	0.5929570143402584	1.2298186185641522
Bombus lucorum	-4.131228115039785	Rückgang	0.1609294401918774	0.35762097820417205	-0.7264994863810655	0.4835988750802142	0.16360874865336064	1.2989197660418104
Bombus pratorum	-6.265047560174955	Rückgang	2.4697278496838893e-4	0.0012348639248419447	-0.6850170544901487	0.5040816326462795	0.34795267074907227	0.7247064325482546
Bombus mastrucatus	-7.212379494279716	Rückgang	0.05146079715108505	0.17153599050361684	-0.4815217818398784	0.6178424546098276	0.37604628862377676	0.9945184922363338
Bombus mesomelas	-8.835052390798062	Rückgang	0.1790263319805849	0.3580526639611698	-0.6746623658858425	0.5093283582089551	0.18882262992019225	1.3969638611045792
Bombus sylvarum	-9.11968954248366	Rückgang	0.2227431887071531	0.4049876158311874	-1.0890428376486068	0.33653846153958966	0.04489481152631184	1.8202378144397513
Bombus lucorum Komplex	-11.49937770416906	Rückgang	0.07718123773302464	0.2205178220943561	-0.5233232642422972	0.59254807842591	0.3326866939916171	1.0688014572803681
Bombus pascuorum	-16.43071733088391	Rückgang	7.075079337641228e-8	7.075079337641228e-7	-0.9405700265836286	0.39040523055941556	0.2772480055501717	0.5498908896706188
Bombus pyrenaeus	-17.390178950202125	Rückgang	2.886918145545642e-6	1.924612097030428e-5	-1.302460878890728	0.27186195038074196	0.15386759663599556	0.460822538335919
Bombus lapidarius	-41.141197503240406	Rückgang	0.31542621658381254	0.4852711024366347	-0.698877852689318	0.49714285714285644	0.13870553166552488	2.3378717858353855

[illegible]

Pro Datenpunkt ist der Anteil eines Ökotypen an der Gesamtgemeinschaft pro Transektenjahr dargestellt. Sterne geben die Signifikanz der GLMs (2025 vs. 2020, FDR-korrigiert) an.

Gruppe	estimate	OR	p.value	pFDR	Sig
Montan-subalpin	0.6498971509920894	1.9153438276708898	1.4571861183084922e-7	2.9143722366169844e-7	***
Nicht-alpin	-0.704711075282927	0.49425135506193413	1.2993090874538076e-5	1.7324121166050767e-5	***
Subalpin-alpin	-0.571697481813456605	0.5645662841206632	3.9577677901687277e-5	3.9577677901687277e-5	***
Weit verbreitet	-0.691036692936115	0.5010563581352017	1.3881847111818661e-8	5.5527388447274645e-8	***



Herausgeber

fr

Nationalparkrat Hohe Tauern
Kirchplatz 2, 9971 Mauterndorf

Telefon +43 (0) 4785 / 5443-1 Fax +43 (0) 4785 / 5443-20

at

