



Master-Thesis
zur Erlangung des akademischen Grades
Diplom-Ingenieurin

**DIE MONTAN BIS (SUB)ALPINE HUMMELFAUNA (*BOMBUS*) DES KALSBACHTALS IN
OST-TIROL: EIN HISTORISCHER VERGLEICH UNTER BERÜCKSICHTIGUNG
DES KLIMAWANDELS**

Verfasserin:
Katharina Thierolf B.Eng.
Matrikelnummer 11831367
Studiengang Landschaftsplanung und Landschaftsarchitektur

Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung (DIB)
Institut für Integrative Naturschutzforschung
Universität für Bodenkultur Wien

Betreuung:
Ao.Univ.Prof. Dipl.-Ing. Dr.nat.techn. Monika Kriechbaum
Dipl.-Ing. Dr.nat.techn. Bärbel Pachinger
MMag. Dr. Johann Neumayer

Wien, 2021

Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre eidesstattlich, dass ich die Arbeit selbständig angefertigt habe. Es wurden keine anderen als die angegebenen Hilfsmittel benutzt. Die aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommenen Formulierungen und Gedanken sind als solche kenntlich gemacht. Diese schriftliche Arbeit wurde noch an keiner Stelle vorgelegt.

Wien , 08.06.2021

Ort, Datum

Katharina Thierolf 

Unterschrift (Vor- und Zuname)

Danksagung

Zu Beginn möchte ich post mortem Dr. Bruno Pittioni für die großartige Arbeit danken, die er 1937 verfasste. Sie bildet den Grundstein dieser Master-Thesis. Sein Ziel, neue Bombidolog:innen für dieses Spezialgebiet zu gewinnen, ist ihm augenscheinlich geglückt.

Ganz besonderer Dank gebührt meinen Betreuerinnen Dipl.-Ing. Dr.nat.techn. Bärbel Pachinger und Ao.Univ.Prof. Dipl.-Ing. Dr.nat.techn. Monika Kriechbaum von Seiten der Universität für Bodenkultur Wien sowie MMag. Dr. Johann Neumayer. Bei Bärbel Pachinger möchte ich mich insbesondere dafür bedanken, dass sie mir als Ansprechpartnerin immer behilflich war und keine Mühen scheute mich mit Rat und Tat zu unterstützen. Johann Neumayer danke ich besonders für das Teilen seiner langjährigen Erfahrungen, seines Wissens und seiner großen Begeisterung für die Hummeln. Er war sich nie für jegliche Hilfestellungen zu schade und vermag es, die Leidenschaft für das Thema weiterzuvermitteln. Auch bei Monika Kriechbaum möchte ich mich für die fachliche Unterstützung bedanken sowie bei dem gesamten Institut für Integrative Naturschutzforschung der Universität für Bodenkultur Wien.

Weiterer Dank geht an das Institut für Meteorologie und Klimatologie der Universität für Bodenkultur Wien für die Klimamodellierungen, die Assoc. Prof. Dr. Herbert Formayer, BEd Bakk.techn. Dipl.-Ing. Barbara König und Dipl.-Ing. Benedikt Becsi erstellt haben. Die bereitgestellten Daten verliehen dieser Arbeit einen echten Mehrwert.

Herzlich bedanken möchte ich mich auch bei MSc. Victor Sebastian Scharnhorst für seine Hilfestellungen. Ohne ihn wäre die Statistik der Arbeit nicht das, was sie ist. Bei MSc. Linda Louisa Wilhelm bedanke ich mich für die unverhofft schöne Unterstützung bei den Erhebungen.

Sehr dankbar bin ich ebenfalls meiner Familie und allen lieben Freund:innen, auf die ich immer zählen konnte.

Nicht zuletzt danke ich BSc. Alina Mirwald insbesondere für die gemeinsamen Kartierungen. Freude und Frust haben wir geteilt und ich bin froh darüber, wie wir das gemeistert haben. Zusammen mit allen Hummel- und Wildbienen-Masterandinnen des Instituts für Integrative Naturschutzforschung bildeten wir ein großartiges Team. Das angenehme Miteinander hat mir vieles erleichtert.

Dankeschön!

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung / Abstract.....	1
1 Einleitung	3
2 Material und Methoden.....	11
2.1 Untersuchungsgebiet	11
2.1.1 Naturräumliche Gegebenheiten	14
2.1.2 Aufnahmeteilgebiete.....	26
2.2 Aufbereitung der historischen Daten und Standortauswahl	44
2.3 Datenaufnahme	45
2.4 Klimadaten.....	51
2.5 Datenauswertung.....	52
3 Ergebnisse	56
3.1 Welche Hummelarten kamen 1935-1937 und 2020 in dem Untersuchungsgebiet vor? Welche Eigenschaften, Lebensraumpräferenzen und klimatischen Nischen haben sie?	56
3.1.1 Artenliste	56
3.1.2 Eigenschaften der Hummelarten	58
3.2 Wie setzt sich die Hummelfauna im Jahr 2020 zusammen?	74
3.2.1 Hummelfauna in den Aufnahmeteilgebieten im Jahr 2020	75
3.2.2 Hummelfauna in den Höhenstufen im Jahr 2020.....	86
3.2.3 Hummelfauna in den Habitattypen im Jahr 2020.....	96
3.3 Wie setzte sich die Hummelfauna in den Jahren 1935-1937 zusammen?	107
3.3.1 Hummelfauna in den Aufnahmeteilgebieten in den Jahren 1935-1937.....	108
3.3.2 Hummelfauna in den Höhenklassen in den Jahren 1935-1937	119
3.4 Wie hat sich die Hummelfauna in den 83 Jahren entlang des Höhengradienten und in den Aufnahmeteilgebieten verändert?.....	130
3.4.1 Veränderungen der Hummelfauna in den Aufnahmeteilgebieten.....	132
3.4.2 Veränderung der Hummelfauna entlang des Höhengradienten.....	149

3.5 Welche Rolle spielt die Temperaturveränderung bei der Veränderung der Hummelgemeinschaften entlang des Höhengradienten zwischen 1935-1937 und 2020? ...	164
4 Diskussion und Schlussfolgerungen.....	172
4.1 Art-Belege und nicht mehr nachgewiesene Hummeln.....	172
4.2 Veränderung der Hummelfauna in den Aufnahmeteilgebieten und deren Lebensraumpräferenzen	174
4.3 Veränderung der Hummelfauna entlang des Höhengradienten	177
4.4 Veränderung der Temperatur als Erklärung für die Veränderungen in der Hummelgemeinschaften und Anpassung an den Klimawandel.....	183
4.5 Conclusio	185
Literaturverzeichnis	188
Internetquellen.....	197
Anhang	201
Aufnahmebögen	202
Zusatzmaterial für die Auswertung der Hummelfauna des Jahres 2020.....	204
Zusatzmaterial für die Auswertung der Hummelfauna in den Jahren 1935-1937.....	228
Zusatzmaterial für die Auswertung des historischen Vergleichs der Hummelfauna.....	239
Zusatzmaterial für die Klimaanalyse	247

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1 Kals am Großglockner - Lage im Raum (Grundkarte: basemap.at).....	11
Abbildung 2 Aufnahmeteilgebiete (Datenquelle: BEV, 2019 (Gemeindegrenze), basemap.at (Grundkarte))	13
Abbildung 3 Durchschnittliche Frühjahrstemperaturen (März bis Juni) in den Zeiträumen 1905- 1935 und 1991-2020 mit historischen (rot - aus Pittioni, 1937 übernommen) und rezenten (grau - Boeckli et al., 2012) Gletschergrenzen sowie den 2020 begangenen Transekten (grün) (Datenquelle Gemeindegrenze: BEV, 2019)	15
Abbildung 4 Temperaturerwärmung in Kals am Großglockner zwischen 1905-1935 und 1991- 2020 mit historischen (rot - aus Pittioni, 1937 übernommen) und rezenten (grau - Boeckli et al., 2012) Gletschergrenzen sowie den 2020 begangenen Transekten (grün) (Datenquelle Gemeindegrenze: BEV, 2019).....	16
Abbildung 5 Gletscherentwicklung Teischnitz- und Ködnitzkees; Blick vom Luisengrat (3100 m) auf den Großglockner (3708 m) 1943 (Franz, 1943) und 2020.....	18
Abbildung 6 Höhenstufen (montan-nival) der Vegetation (Forkel, 2005)	21
Abbildung 7 Einfluss von Höhe und Hangausrichtung auf die Vegetation (Nationalpark Hohe Tauern, o.D.b)	22
Abbildung 8 Gebietsgrenze des Nationalpark Außenzone und des Natura 2000-Schutzgebiets (Datenquelle: Land Tirol - data.tirol.gv.at (Schutzgebiete); BEV, 2019 (Gemeindegrenze), Grundkarte: basemap.at).....	23
Abbildung 9 Ausschnitt des Ködnitztals, Figerhorns (oben) und Schönleitenspitze (unten) aus der "Spezialkarte Österreich 1925-1934" mit eingezeichneten Waldflächen (grün) (Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen, o.D.)	25
Abbildung 10 Ausschnitt der Waldbedeckung 2020 mit Blick auf das Ködnitztal, Figerhorn (oben) und Schönleitenspitze (unten) (Datenquellen: basemap.at (Grundkarte); Land Tirol - data.tirol.gv.at (Waldbedeckung (2007), Höhenschichtlinien)	26
Abbildung 11 Kartierte Transekte (blaue und rote Linie) und Patches (rote Punkte) im Jahr 2020 (Grundkarte: basemap.at).....	27
Abbildung 12 Sammelgebiete und Funde von 1935-1937 und kartierte Transekte im Jahr 2020	46
Abbildung 13 Ausschnitt einer Karteikarte aus der Pittioni Bee Collection (NHM, 2018).....	53
Abbildung 14 Absolute Häufigkeiten der Hummeln im gesamten Kalsbachthal – 2020 (n=1308).74	
Abbildung 15 Verteilung der Hummeln und Artenanzahl in den Teilgebieten (n=1308) - 2020 ...	75

Abbildung 16 Verbreitung der Hummelarten und Anzahl der Individuen in den Teilgebieten mit Angabe der besuchten Gebiete pro Art (rot umkreist=Verbreitung über alle Gebiete) – 2020 (n=1016, ohne: B sp. und B. luc-Kom).....	76
Abbildung 17 Absolute Häufigkeit der Arten in den Aufnahmeteilgebieten - 2020 (n=686, ohne: B sp. und B. luc-Kom).....	79
Abbildung 18 Rarefied Species Richness (q=0) und Shannon-Diversität (q=1) aller Hummeln in den Aufnahmeteilgebieten mit realer (durchgezogene Linie) und hochgerechneter (Strichlinie) Individuenanzahl (iNext-package) - 2020	81
Abbildung 19 Unterschiedlichkeit der Artenzusammensetzung in den Transekten (Distanz der farbigen Punkte zueinander), die sich innerhalb der Darstellung nach den Teilgebieten gruppieren (eine Farbe bildet ein Teilgebiet) - 2020	83
Abbildung 20 Verteilung und Anzahl der Hummelindividuen über die Aufnahmeteilgebiete und Höhenstufen - 2020 (n=1308)	84
Abbildung 21 Höhenverbreitung der Hummelarten (Abkürzungen s. Tabelle 5) - 2020 (n=1055, ohne Bombus sp.)	86
Abbildung 22 Abundanzen (Ind./km) aller Hummeln und Artenanzahl in den einzelnen Höhenstufen und im Gesamtgebiet (n=890), gerundete Werte - 2020	88
Abbildung 23 Relativer Anteil ausgewählter Hummelarten an der gesamten Hummelgemeinschaft in einer Höhenstufe (Teil1) – 2020	89
Abbildung 24 Relativer Anteil ausgewählter Hummelarten an der gesamten Hummelgemeinschaft in einer Höhenstufe (Teil2) – 2020	90
Abbildung 25 Rarefied Species Richness (q=0) und Shannon-Diversität (q=1) aller Hummeln in den Höhenstufen mit realer (durchgezogene Linie) und hochgerechneter (Strichlinie) Individuenanzahl (iNext-package) - 2020.....	92
Abbildung 26 Unterschiedlichkeit der Artenzusammensetzung in den Höhenstufen (Distanz der farbigen Punkte zueinander), die sich innerhalb der Darstellung in Höhenklassen gruppieren (eine Farbe bildet eine Klasse) - 2020.....	94
Abbildung 27 Abundanzen (Ind./1000 m ²) aller Hummeln in den Habitattypen (n=890).....	96
Abbildung 28 Relative Häufigkeiten der Hummelarten in Habitattypen (Teil 1) - 2020	98
Abbildung 29 Relative Häufigkeiten der Hummelarten in Habitattypen (Teil 2) - 2020	99
Abbildung 30 Rarefied Species Richness (q=0) und Shannon-Diversität (q=1) aller Hummeln in den Habitattypen mit realer (durchgezogene Linie) und hochgerechneter (Strichlinie) Individuenanzahl (iNext-package) - 2020.....	100

Abbildung 31 Unterschiedlichkeit der Artenzusammensetzung in den Habitattypen (Distanz der farbigen Punkte zueinander), die sich innerhalb der Darstellung in übergeordnete Habitattypgruppen gruppieren - 2020.....	103
Abbildung 32 Einteilung der Artengemeinschaften in den Habitattypgruppen in die Artengruppen nach Höhenverbreitung	104
Abbildung 33 Einteilung der Artengemeinschaften der Habitattypgruppen (Halb-)Offenland oberhalb und Offenland unterhalb der Waldgrenze in die Artengruppen nach Lebensräumen (blau=hygrophile Arten, rot=xerophile Arten).....	105
Abbildung 34 Einteilung der Artengemeinschaften der Habitattypgruppen Saumgebiete und Wald in die Artengruppen nach Lebensräumen (blau=hygrophile Arten, rot=xerophile Arten)...	106
Abbildung 35 Absolute Häufigkeiten der Hummeln im gesamten Kalsbachtal – 1935-1937	107
Abbildung 36 Verteilung der Hummeln und Artenanzahl in den Teilgebieten - 1935-1937 (n=1712).....	108
Abbildung 37 Verbreitung der Hummelarten und Anzahl der Individuen in den Teilgebieten mit Angabe der besuchten Gebiete pro Art (n=1712) - 1935-1937	110
Abbildung 38 Verteilung der Hummelindividuen über die Aufnahmeteilgebiete und Höhenstufen – 1937 (n=1712)	111
Abbildung 39 Anteile der Hummelarten im Verhältnis zur Gesamtindividuenzahl in einem Teilgebiet (Teil 1) – 1935-1937.....	112
Abbildung 40 Anteile der Hummelarten im Verhältnis zur Gesamtindividuenzahl in einem Teilgebiet (Teil 2) – 1935-1937.....	113
Abbildung 41 Rarefied Species Richness (q=0) und Shannon-Diversität (q=1) aller Hummeln in den Aufnahmeteilgebieten mit realer (durchgezogene Linie) und hochgerechneter (Strichlinie) Individuenanzahl (iNext-package) - 1935-1937	115
Abbildung 42 Unterschiedlichkeit der Artenzusammensetzung verschiedener Sammelpunkte (farbige Punkte), die nach den Teilgebieten gruppieren wurden (eine Farbe bildet ein Teilgebiet) – 1935-1937.....	117
Abbildung 43 Höhenverbreitung der Arten im Gesamtgebiet - 1935-1937.....	120
Abbildung 44 Einteilung der historischen Daten in definierte Höhenklassen (n=1671)	122
Abbildung 45 Verteilung der historischen Hummel-Daten und Artenanzahl in den Höhenklassen über die Teilgebiete (n=1671) - 1935-1937	123
Abbildung 46 Anteile der Hummelarten an der gesamten Hummelgemeinschaft in einer Höhenklasse (n=1617) - 1935-1937.....	125

Abbildung 47 Rarefied Species Richness ($q=0$) und Shannon-Diversität ($q=1$) aller Hummeln in den Höhenklassen mit realer (durchgezogene Linie) und hochgerechneter (Strichlinie) Individuenanzahl (iNext-package) - 1935-1937	127
Abbildung 48 Unterschiedlichkeit der Artenzusammensetzung in den Höhenstufen (Distanz der farbigen Punkte zueinander), die innerhalb der Darstellung in definierte Höhenklassen gruppiert wurden (eine Farbe bildet eine Klasse) - 1935-1937	128
Abbildung 49 Vergleich der Artenanteile an der Gesamtindividuenzahl im Gesamtgebiet in dem jeweiligen Aufnahmezeitraum – (n rezent=1308, n historisch=1712)	131
Abbildung 50 Verbreitung ausgewählter Hummelarten (alp, men, sic, pyr) im Untersuchungsgebiet in den Jahren 1935-1937 (blau) und 2020 (orange) mit historischen (rot - aus Pittioni, 1937 übernommen) und rezenten (grau - Boeckli et al., 2012) Gletschergrenzen (Datenquelle Gemeindegrenze: BEV, 2019, Grundkarte: basemap.at)	133
Abbildung 51 Verbreitung ausgewählter Hummelarten (mon, luc-Kom, sor, pyr) im Untersuchungsgebiet in den Jahren 1935-1937 (blau) und 2020 (orange) mit historischen (rot - aus Pittioni, 1937 übernommen) und rezenten (grau - Boeckli et al., 2012) Gletschergrenzen (Datenquelle Gemeindegrenze: BEV, 2019, Grundkarte: basemap.at)	134
Abbildung 52 Verbreitung ausgewählter Hummelarten (pra, pas, rud, hor) im Untersuchungsgebiet in den Jahren 1935-1937 (blau) und 2020 (orange) mit historischen (rot - aus Pittioni, 1937 übernommen) und rezenten (grau - Boeckli et al., 2012) Gletschergrenzen (Datenquelle Gemeindegrenze: BEV, 2019, Grundkarte: basemap.at)	135
Abbildung 53 Zu- und Abnahmen der besuchten Gebietsanzahl (gelber Balken 2020) der Hummelarten sowie in Rot die Gebiete, in denen eine Art 2020 nicht mehr vorkam und in Grün Gebiete, in denen eine Art 2020 vorkam, allerdings 1935-1937 nicht dokumentiert wurde (n rezent=1308, n historisch=1712)	136
Abbildung 54 Zu- und Abnahmen der relativen Anteile der Arten im Dorfertal (n rezent=92, n historisch=252)	137
Abbildung 55 Zu- und Abnahmen der relativen Anteile der Arten am Figerhorn (n rezent=53, n historisch=165)	138
Abbildung 56 Zu- und Abnahmen der relativen Anteile der Arten auf der Kalser Höhe / Kals-Matreier-Törl (n rezent=55, n historisch=159)	139
Abbildung 57 Zu- und Abnahmen der relativen Anteile der Arten im Kalsbachtal (n rezent=117, n historisch=33)	139
Abbildung 58 Zu- und Abnahmen der relativen Anteile der Arten im Ködnitztal (n rezent=202, n historisch=522)	140

Abbildung 59 Zu- und Abnahmen der relativen Anteile der Arten im Lesachtal (n rezent=26, n historisch=425)	141
Abbildung 60 Zu- und Abnahmen der relativen Anteile der Arten im Raseggbachtal (n rezent=50, n historisch=3).....	142
Abbildung 61 Zu- und Abnahmen der relativen Anteile der Arten an der Schönleitenspitze (n rezent=49, n historisch=107)	142
Abbildung 62 Shannon-Diversität (q=1) aller Hummeln in den Aufnahmeteilgebieten mit realer (durchgezogene Linie) und hochgerechneter (Strichlinie) Individuenanzahl im zeiträumlichen Vergleich (iNext-package).....	144
Abbildung 63 Shannon-Index und Evenness in den Teilgebieten im Vergleich (1935-1937 und 2020) – vegan-Package.....	145
Abbildung 64 Einteilung der Artengemeinschaften nach Höhenverbreitung und deren prozentualen Anteile an der gesamten Artenzahl in den jeweiligen Teilgebieten sowie in Rot, die Arten, die 2020 nicht mehr nachgewiesen werden konnten und in Schwarz Arten, die 2020 vorkommen, allerdings 1935-1937 nicht dokumentiert wurden – Vergleich 1935-1937 und 2020	147
Abbildung 65 Einteilung der Artengemeinschaften nach Lebensräumen und deren prozentualen Anteile an der gesamten Artenzahl in den jeweiligen Teilgebieten sowie in Rot, die Arten, die 2020 nicht mehr nachgewiesen werden konnten und in Schwarz Arten, die 2020 vorkommen, allerdings 1935-1937 nicht dokumentiert wurden – Vergleich 1935-1937 und 2020	148
Abbildung 66 Vergleich der relativen Häufigkeiten der Hummelarten in den Höhenklassen – 1935-1937 und 2020.....	154
Abbildung 67 Zu- / Abnahme der relativen Anteile einer Art (hor, luc-Kom, mon, pas, pra, pyr) an der gesamten Hummelgemeinschaft in den Höhenklassen über die Zeit	155
Abbildung 68 Zu- / Abnahme der relativen Anteile einer Art (rud, sic, sor, wur) an der gesamten Hummelgemeinschaft in den Höhenklassen über die Zeit.....	156
Abbildung 69 Rarefied Species Richness (q=0) und Shannon-Diversität (q=1) aller Hummeln in den Höhenklassen mit realer (durchgezogene Linie) und hochgerechneter (Strichlinie) Individuenanzahl im zeiträumlichen Vergleich (iNext-Package)	158
Abbildung 70 Unterschiedlichkeit der Artenzusammensetzung in den Höhenstufen (Distanz der farbigen Punkte zueinander), die innerhalb der Darstellung in definierte Höhenklassen gruppiert wurden (eine Farbe bildet eine Klasse) – Vergleich zwischen 1935-1937 und 2020	160
Abbildung 71 Artenzusammensetzung in den Höhenklassen im zeiträumlichen Vergleich	161

Abbildung 72 Einteilung der Artengemeinschaften nach Höhenverbreitung und die prozentualen Anteile einer Artengruppe an der gesamten Artenzahl in einer Höhenklasse sowie in Rot, die Arten, die 2020 nicht mehr nachgewiesen werden konnten und in Schwarz Arten, die 2020 vorkommen, allerdings 1935-1937 nicht dokumentiert wurden – Vergleich 1935-1937 und 2020	162
Abbildung 73 Einteilung der Artengemeinschaft nach Lebensraum und die prozentualen Anteile einer Artengruppe an der gesamten Artenzahl in einer Höhenklasse sowie in Rot, die Arten, die 2020 nicht mehr nachgewiesen werden konnten und in Schwarz Arten, die 2020 vorkommen, allerdings 1935-1937 nicht dokumentiert wurden – Vergleich 1935-1937 und 2020	163
Abbildung 74 Beflogene Temperaturbereiche aller Arten im zeiträumlichen Vergleich (n rezent=1308, n historisch=1712, ohne Bombus sp.)	166
Abbildung 75 Beflogene Temperaturbereiche der Artengruppen im zeiträumlichen Vergleich (n rezent=1308, n historisch=1712, ohne Bombus sp.)	167
Abbildung 76 Entwicklung der Artenzusammensetzung durch den Faktor „Temperaturerwärmung“ an den Sammelpunkten (Distanz der Punkte zueinander), die innerhalb der Darstellung in definierte Höhenklassen gruppiert wurden (eine Farbe bildet eine Klasse) – 1935-1937 und 2020.....	169
Abbildung 77 Entwicklung des Community Temperature Index (°C) in den Höhenklassen über die Zeit.....	171
Abbildung 78 Aufnahmebogen Transekte	202
Abbildung 79 Aufnahmebogen Patches	203

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1 Habitattypen und Ökotope.....	47
Tabelle 2 Kartierte Transekte, Transektlängen und Patches pro Aufnahmeteilgebiet.....	48
Tabelle 3 Kartierte Transekte, Flächen und Patches pro Habitattyp.....	49
Tabelle 4 Kartierte Transekte, Transektlängen und Patches pro Höhenstufe.....	49
Tabelle 5 Liste der 1935-1937 und 2020 nachgewiesenen Arten.....	56
Tabelle 6 Einteilung der Hummeln in Artengruppen nach Höhenverbreitung (Amiet & Krebs, 2019; Hagen & Aichhorn, 2014; Iserbyt & Rasmont, 2012; Neumayer & Paulus, 1999; Rasmont et al., 2015; Westrich, 2019; Wiesbauer, 2017; mündliche Information von Johann Neumayer, 14.04.2020; eigene Einschätzung)	58
Tabelle 7 Einteilung der Hummeln in Artengruppen nach Lebensräumen (blau markiert: hygrophile Arten; rot markiert: xerophile Arten) (Amiet & Krebs, 2019; Hagen & Aichhorn, 2014; Iserbyt & Rasmont, 2012; Neumayer & Paulus, 1999; Rasmont et al., 2015; Westrich, 2019; Wiesbauer, 2017; mündliche Information von Johann Neumayer, 14.04.2020; eigene Einschätzung).....	58
Tabelle 8 Abundanzen (Individuen/km), Optimum (rot) und Dominanzen (gelb) der Hummelarten in den Aufnahmeteilgebieten (Glockner.=Glocknergruppe, Kalser H.=Kalser Höhe, Raseggb.=Raseggbachtal, Schönleit.=Schönleiten Spitze, Teisch.=Teischnitztal) - 2020 (n=890).....	78
Tabelle 9 Shannon-Index, Evenness und Artenanzahl in den Aufnahmeteilgebieten (vegan-package) - 2020	82
Tabelle 10 Einteilung der Artengemeinschaften in den Teilgebieten nach Höhenverbreitung – 2020	84
Tabelle 11 Einteilung der Artengemeinschaften in den Teilgebieten nach Lebensräumen – 2020	85
Tabelle 12 Shannon-Index, Evenness (vegan-Package) und Artenanzahl in den Höhenstufen - 2020	93
Tabelle 13 Einteilung der Artengemeinschaften der Höhenklassen in die Artengruppen nach Höhenverbreitung und Lebensraum (grau=keine Einteilung) – 2020	95
Tabelle 14 Shannon-Index, Evenness (vegan-Package) und Artenanzahl in den Habitattypen - 2020	101
Tabelle 15 Shannon-Index, Evenness (vegan-Package) und Artenanzahl in den Aufnahmeteilgebieten – 1935-1937	116

Tabelle 16 Einteilung der Artengemeinschaften in den Teilgebieten nach Höhenverbreitung - 1935-1937	118
Tabelle 17 Einteilung der Artengemeinschaften in den Teilgebieten nach Lebensräumen - 1935- 1937	118
Tabelle 18 Shannon-Index, Evenness und Artenanzahl (vegan-Package) in den definierten Höhenklassen – 1935-1937	126
Tabelle 19 Einteilung der Artengemeinschaften in den Höhenklassen nach Artengruppen - 1935- 1937	129
Tabelle 20 Artenanzahl in den Teilgebieten im zeiträumlichen Vergleich	143
Tabelle 21 Höhenverbreitung der Arten im Vergleich - 1935-1937 und 2020.....	150
Tabelle 22 Veränderung der oberen und unteren Höhenverbreitungsgrenzen der Arten in Höhenmetern (Hm) zwischen 1935-1937 und 2020.....	152
Tabelle 23 Shannon Index, Evenness und Artenanzahl (vegan-Package) in den Höhenklassen im zeiträumlichen Vergleich	159
Tabelle 24 Durchschnittliche Frühjahrs-Temperatur (März-Juni) in den Höhenklassen in den beiden Zeitperioden	165
Tabelle 25 Nachgewiesene Arten in den Teilgebieten – 2020	204
Tabelle 26 GLM-Ergebnisse für die Rarefied diversity estimates (Rarefied species richness $q=0$, Shannon-Diversität $q=1$) im iNext-Package für die Teilgebiete - 2020	206
Tabelle 27 Tukey's post hoc test: Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses (Hill number $q=1$) – Paarweiser Vergleich der Ergebnisse des GLMs für die Teilgebiete - 2020	207
Tabelle 28 Artenzusammensetzung der Hummeln in den Aufnahmeteilgebieten und deren Einteilung in die Artengruppen nach Höhenverbreitung und Lebensraum (grau=keine Einstufung) - 2020	208
Tabelle 29 Ergebnis der Adonis-Funktion als Teil der Permanova für die Teilgebiete – Unterschiedlichkeit der Positionen - 2020	209
Tabelle 30 Ergebnis des Permutation test for homogeneity of multivariate dispersions als Teil der Permanova für die Teilgebiete – Varianzhomogenität - 2020	209
Tabelle 31 Obere und untere Verbreitungsgrenze der Arten – 2020.....	209
Tabelle 32 Höhenverbreitung der einzelnen Arten, deren Optimum (absolute Häufigkeit) und Dominanzen (relative Häufigkeit) in den verschiedenen Höhenstufen im Gesamtgebiet sowie die Abundanzwerte (Ind./km) der Arten insgesamt und pro Höhenstufe ($n=890$) - 2020 ..	211
Tabelle 33 GLM-Ergebnisse für die Rarefied diversity estimates (Rarefied species richness $q=0$, Shannon-Diversität $q=1$) im iNext-Package für die Höhenstufen - 2020	215

Tabelle 34 Tukey's post hoc test: Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses – Paarweiser Vergleich der Ergebnisse des GLMs für die Höhenstufen - 2020	216
Tabelle 35 Ergebnis der Adonis-Funktion als Teil der Permanova für die Höhenstufen – Unterschiedlichkeit der Positionen - 2020	217
Tabelle 36 Ergebnis des Permutation test for homogeneity of multivariate dispersions als Teil der Permanova für die Höhenstufen– Varianzhomogenität - 2020.....	217
Tabelle 37 Abundanzen (Ind./1000 m ²), Optima (rot) und Dominanzen (gelb) der Hummelarten in den Habitattypen (n=890)	218
Tabelle 38 GLM-Ergebnisse für die Rarefied diversity estimates (Rarefied species richness q=0, Shannon-Diversität q=1) im iNext-Package für die Habitattypen - 2020	223
Tabelle 39 Tukey's post hoc test: Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses (Hill number q=0) – Paarweiser Vergleich der Ergebnisse des GLMs für die Habitattypen - 2020	225
Tabelle 40 Ergebnis der Adonis-Funktion als Teil der Permanova für die Habitattypen – Unterschiedlichkeit der Positionen - 2020	227
Tabelle 41 Ergebnis des Permutation test for homogeneity of multivariate dispersions als Teil der Permanova für die Habitattypen – Varianzhomogenität - 2020.....	227
Tabelle 42 Nachgewiesene Arten in den Teilgebieten – 1935-1937	228
Tabelle 43 GLM-Ergebnisse für die Rarefied diversity estimates (Rarefied species richness q=0, Shannon-Diversität q=1) im iNext-Package für die Teilgebiete - 1935-1937	230
Tabelle 44 Tukey's post hoc test: Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses (Hill number q=1) – Paarweiser Vergleich der Ergebnisse des GLMs für die Teilgebiete – 1935- 1937	231
Tabelle 45 Artenzusammensetzung der Hummeln in den Aufnahmeteilgebieten und deren Einteilung in die Artengruppen nach Höhenverbreitung und Lebensraum (grau=keine Einstufung) - 1935-1937	232
Tabelle 46 Ergebnis der Adonis-Funktion als Teil der Permanova für die Teilgebiete – Unterschiedlichkeit der Positionen - 1935-1937	233
Tabelle 47 Ergebnis des Permutation test for homogeneity of multivariate dispersions als Teil der Permanova für die Teilgebiete – Varianzhomogenität - 1935-1937	233
Tabelle 48 Obere und untere Höhenverbreitungsgrenzen der Hummelarten – 1935-1937	233
Tabelle 49 Relative Häufigkeit (%) der Hummelarten in den Höhenklassen (n=1671) - 1935-1937	235
Tabelle 50 GLM-Ergebnisse für die Rarefied diversity estimates (Rarefied species richness q=0, Shannon-Diversität q=1) im iNext-Package für die Höhenklassen - 1935-1937	236

Tabelle 51 Tukey's post hoc test: Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses (Hill number $q=1$) – Paarweiser Vergleich der Ergebnisse des GLMs für die Höhenklassen – 1935-1937	236
Tabelle 52 Artenzusammensetzung der Hummeln in den Höhenklassen und deren Einteilung in die Artengruppen nach Höhenverbreitung und Lebensraum (grau=keine Einstufung) - 1935-1937	237
Tabelle 53 Ergebnis der Adonis-Funktion als Teil der Permanova für die Höhenklassen – Unterschiedlichkeit der Positionen – 1935-1937	238
Tabelle 54 Ergebnis des Permutation test for homogeneity of multivariate dispersions als Teil der Permanova für die Höhenklassen – Varianzhomogenität - 1935-1937.....	238
Tabelle 55 Vergleich der Verbreitung der Hummelarten zwischen 1935-1937 und 2020 in den Aufnahmeteilgebieten	239
Tabelle 56 GLM-Ergebnisse für die Rarefied diversity estimates (Shannon-Diversität $q=1$) im iNext-Package für die Teilgebiete – Vergleich zwischen 1935-1937 und 2020	241
Tabelle 57 Tukey's post hoc test: Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses (Hill number $q=1$) – Paarweiser Vergleich der Ergebnisse des GLMs für die Teilgebiete - Vergleich zwischen 1935-1937 und 2020.....	242
Tabelle 58 GLM-Ergebnisse für die Rarefied diversity estimates (Rarefied species richness $q=0$, Shannon-Diversität $q=1$) im iNext-Package für die Höhenklassen - Vergleich zwischen 1935-1937 und 2020.....	244
Tabelle 59 Tukey's post hoc test: Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses (Hill number $q=1$) – Paarweiser Vergleich der Ergebnisse des GLMs für die Teilgebiete - Vergleich zwischen 1935-1937 und 2020.....	245
Tabelle 60 Ergebnis der Adonis-Funktion als Teil der Permanova für die Höhenklassen – Unterschiedlichkeit der Positionen – Vergleich zwischen 1935-1937 und 2020	246
Tabelle 61 Ergebnis des Permutation test for homogeneity of multivariate dispersions als Teil der Permanova für die Höhenklassen – Varianzhomogenität – Vergleich zwischen 1935-1937 und 2020	246
Tabelle 62 Ergebnis der Adonis-Funktion als Teil der Permanova für die Klimaanalyse (CAP-Ordination) – Einfluss der unabhängigen Variablen	247
Tabelle 63 Ergebnis des Permutation test for homogeneity of multivariate dispersions als Teil der Permanova für die Klimaanalyse – Varianzhomogenität.....	247
Tabelle 64 Species Temperatur Index aller Arten im Gesamtgebiet (rot=STI<5) (Rasmont et al., 2015).....	248
Tabelle 65 GLM für die Analyse des Community Temperature Index.....	249

Tabelle 66 Tukey's post hoc test: Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses – Paarweiser Vergleich der Ergebnisse des GLMs für die CTIs	250
---	-----

Kurzfassung

Der Klimawandel hat Einfluss auf Arten und Lebensräume. Hummeln in Bergökosystemen sind maßgeblich betroffen. Um Veränderungen der Hummelfauna feststellen zu können, ist es nötig historische Erhebungen zu wiederholen. Im Zuge dieser Masterarbeit wurde daher das Hummelvorkommen des Kalsbachtals in Osttirol im Juli und August 2020 kartiert und mit Daten aus den 1930er Jahren verglichen, um einen möglichen Wandel der Artenzusammensetzung in den zehn Teilgebieten und entlang des Höhengradienten zu erfassen. Die Ergebnisse wurden mit bereitgestellten Klimadaten und -modellierungen verschnitten.

Die Frühjahrstemperaturen im Untersuchungsgebiet haben sich zwischen 1935-1937 und 2020 durchschnittlich um 1,75 °C erwärmt. Die Hummeln konnten neue Gebiete besiedeln, während die Artengemeinschaften in den Teilgebieten homogener geworden sind. Entlang des Höhengradienten teilt sich die Hummelfauna in deutlich voneinander abgegrenzte Artengemeinschaften auf. Innerhalb dieser Gemeinschaften kam es beim Vergleich der historischen mit den rezenten Daten zu einem Arten-Turnover. Die Artenvielfalt hat in den unteren Höhenstufen signifikant abgenommen mit einer Dominanz hin zu Generalisten wie *Bombus pascuorum* und *B. pratorum*. Der heutige Diversitäts-Hotspot liegt räumlich höher als in den 1930er Jahren, der relative Anteil montan-subalpiner Arten, wie *B. soroeensis* und *B. wurflenii*, hat sich dabei nach oben verschoben. Die Ergebnisse legen nahe, dass die Hummelfauna des Kalsbachtals auf die Klimaerwärmung reagiert. Es wird dargelegt, dass die Zusammensetzung einer Hummelgemeinschaft unter anderem von der Temperatur abhängig ist. Die Erhöhung des Community Temperatur Index (CTI) deutet auf eine Anpassung der Hummeln an die Klimaerwärmung hin, jedoch schreiten die Anpassungsprozesse erwartungsgemäß langsamer voran als die Erwärmung. Generalisten zeigen sich am anpassungsfähigsten, während Wald- und Saumarten den wärmeren Temperaturen auszuweichen scheinen.

Die Hummelfauna des Kalsbachtal entwickelt sich entsprechend ähnlicher Untersuchungen aus der Literatur, sodass Maßnahmen zum Schutz klimatisch geeigneter und qualitativ hochwertiger Lebensräume unerlässlich sein werden, um eine stabile Hummelfauna und resiliente Ökosysteme weltweit und in dem Untersuchungsgebiet zu erhalten.

Abstract

Climate change affects species and habitats and has been commonly observed as a main driver for changes in community composition, spatial distribution and diversity of flora and fauna. Bumblebees in mountain ecosystems are particularly concerned. Therefore, in the course of this thesis bumblebees were surveyed in the Kalsbach-Valley in 2020 and compared with data from the 1930s in order to record possible changes in species composition in ten different survey areas and along the altitudinal gradient. The results were combined with provided climate data. Spring temperatures increased by an average of 1.75 °C in the study area between 1935-1937 and 2020. The bumblebees were able to colonize new areas, while species communities became more homogeneous in the survey areas. Community compositions were influenced by altitude and divided into groups along this gradient. These groups experienced a species turnover, leading mainly to a significant loss of bumblebee diversity at lower altitudes with a dominance towards generalists. Today's diversity-hotspot occurred spatially higher than in the 1930s and relative proportions of montane-subalpine species shifted upwards. The results suggest that bumblebee communities respond to climate warming. It is shown that community compositions are, inter alia, affected by increasing temperature. Although an overall increase of the Community Temperature Index (CTI) was observed, indicating an adaption to global warming, bumblebees still lag behind the projected climate warming, as expected. Generalists seem to be more tolerant and adaptable to climate change, while woodland-species seem to avoid warm temperatures. To preserve stable bumblebee populations and resilient ecosystems worldwide and in the study area, specific conservation actions are necessary and need to be implemented to protect climatically suitable and high-quality habitats.

1 Einleitung

Die Bedeutung von Hummeln

Hummeln zählen zu der Wildbienen-Familie Apidae innerhalb der Ordnung der Hymenoptera (Hautflügler). Sie leben auf Wiesen und Weiden, in Gebüsch und Waldrändern in den gemäßigten Zonen der Erde (Rasmont et al., 2015). Sie sind geographisch weit verbreitet – von der arktischen Tundra bis hin zum tropischen Tiefland-Regenwald, allerdings sind sie in den kalten Gegenden der Bergregionen der nördlichen Hemisphäre am stärksten vertreten (Rasmont et al., 2015; Williams, 1998).

Hummeln sind wichtige Bestäuber von Blütenpflanzen (Amiet, 2019; Goulson et al., 2008; Kühn, 2020). Durch ihre Bestäubungsleistung tragen sie als sogenannte „key-species“ dazu bei, die Funktionsfähigkeit von Ökosystemen aufrecht zu erhalten (Casey et al., 2015; Höttinger, 2000). Zahlreiche Pflanzenarten, die wiederum als Lebensraum und Nahrungsquelle dienen, sind auf die Bestäuber angewiesen (Goulson et al., 2008; IPBES, 2016; Park et al., 2015). Sie sind daher auch wichtige Bioindikatoren zur Beurteilung der Qualität von Lebensräumen (Kühn, 2020; Schindler et al., 2013).

Besonders im alpinen Raum spielen Hummeln eine essenzielle Rolle, da sie auf Grund ihrer besonderen Thermoregulation und ihrer isolierenden dichten Haare besser als andere Blütenbesucher an kalte Klimate angepasst sind (Heinrich, 1979a; Neumayer & Paulus, 1999). Aufgrund ihrer funktionalen Ausstattung konnten Hummeln Gebiete, die während der letzten Eiszeiten unbelebt waren, wieder besiedeln (Hines, 2008) und kommen heute in einigen der höchsten und nördlichsten Ökosysteme vor (Martinet et al., 2015). Einige Hummelarten fliegen bereits bei sehr niedrigen Außentemperaturen (Hagen & Aichhorn, 2014; Heinrich, 1979a). In den Hochlagen sind sie daher die wichtigsten Bestäuber und divers vertreten (Neumayer & Paulus, 1999).

Derzeit erleben wir das größte Massensterben von Insekten der Erdgeschichte (Novacek & Cleland, 2001). Das Insektensterben stellt ein globales Phänomen dar (Rasmont et al., 2015) und zeigt sich im Rückgang von Arten sowie in einem signifikanten Rückgang an Biomasse fliegender Insekten, wie die Studie von Hallmann et al. (2017) zeigt. Die Studie belegt, dass die Biomasse von Insekten in 63 Schutzgebieten in Deutschland zwischen 1989 und 2016 um 76,7% zurückging – unabhängig vom Lebensraumtyp. Weitere Untersuchungen zeigen ein ähnliches Bild (z.B. Ries et al., 2019). Vergleichbare Studien gibt es für Österreich bislang nicht und die Ergebnisse sind nicht direkt auf Österreich übertragbar. Dennoch lassen lokale Studien und Untersuchungen keinen Zweifel, dass Rückgänge auch in Österreich stattgefunden haben und stattfinden (Rabitsch et al., 2020).

Seit den 1970er Jahren weisen Entomolog:innen auf den Rückgang von Hummeln in Europa hin (Biesmeijer et al., 2006; Goulson et al., 2005; Peters, 1972; Rasmont & Mersch, 1988; Williams, 1982; Williams & Osborne, 2009). Der Vergleich von vergangenen und aktuellen Daten der Fauna verdeutlicht das Ausmaß des Problems (Cameron et al., 2011; Parmesan, 2006).

Die Gründe für das Insektensterben sind komplex und multifaktoriell. Es ist nicht davon auszugehen, dass es nur eine Ursache für den Biodiversitätsverlust gibt (Rabitsch et al., 2020). Häufig ist es eine Kombination an Faktoren, die Veränderungsprozesse in Gang setzen (Rasmont et al., 2015). Als ausschlaggebende Faktoren sind jedoch die Landnutzung, der Lebensraumverlust, Zerstörung von Nistplätzen, vermindertes Nahrungsangebot, intensive Landwirtschaft (die einen übermäßigen Einsatz von Dünger und Pestiziden mit sich zieht) sowie der Klimawandel samt seiner Folgen zu nennen (Goulson, 2010b; Martinet et al., 2015; Parmesan & Yohe, 2003; Rasmont et al., 2015; Soroye et al., 2020; Thomas et al., 2004). Peters et al. (2019, S. 88) haben in ihrer Studie versucht, die Akkumulation von Gründen so auseinander zu dividieren: *„Wechselwirkungen zwischen Klima und Landnutzung erklärten im Durchschnitt 54% der Unterschiede in Bezug auf Artenreichtum, Artenzusammensetzung und Ökosystemfunktionen, während nur 30% der Unterschiede auf einzelne Treiber zurückzuführen waren.“*

Wie viele Tiere sind Hummeln klimasensitiv (Rasmont et al., 2015). Ihre Anpassung an kalte Klimate wirft die Frage auf, wie es den Hummeln unter den Folgen des Klimawandels ergehen wird.

Der Klimawandel

Seit Beginn des 20. Jahrhunderts sind die Temperaturen weltweit gestiegen. Die globale Mitteltemperatur hat sich seit der vorindustriellen Zeit (1850–1900) um ca. 1,0 °C erhöht (EEA, 2017; ZAMG, o. D.d) und der Anstieg wird im nächsten Jahrhundert weiter voranschreiten. Global betrachtet wird von einer Erwärmung von über 0,2 °C pro Dekade für die nächsten zwei Jahrzehnte ausgegangen (ZAMG, o. D.c). Je nach Emissionsszenario wird ein Anstieg von 1,5 °C bis 4,5 °C für die globale Mitteltemperatur bis zum Ende des 21. Jahrhunderts (gegenüber der Periode 1986–2005) vorhergesagt (IPCC, 2014).

In Europa war das Jahr 2020 0,4 °C wärmer als das Vorjahr und damit das wärmste Jahr seit Beginn der Aufzeichnungen (Copernicus Climate Change Service, 2021). Die Jahresmitteltemperatur (Periode 2006–2015) hat sich im 20. Jahrhundert in Europa um 1,5 °C erhöht im Vergleich zur vorindustriellen Zeit (EEA, 2017; ZAMG, o.D.b). Die Erwärmung schreitet seit 1980 besonders rasch voran (ZAMG, o.D.b). Je nach Modell nimmt in Europa die Temperatur bis 2100 im Vergleich zu 1971–2000 um 1,0 °C bis 5,5° C zu (ZAMG, o.D.b). Die jährliche Durchschnittstemperatur in Europa wird voraussichtlich schneller ansteigen als die globale Durchschnittstemperatur

(EEA, 2017). In Österreich schreitet die Erwärmung doppelt so stark als das weltweite Mittel voran.

Die Temperatur im Alpenraum ist seit 1900 um etwa +2 °C gestiegen (Amt der Tiroler Landesregierung, 2015; Böhm, 2008; Brunetti et al. 2009). Bis zum Ende des Jahrhunderts erhöht sich die Jahresmitteltemperatur im Alpenraum je nach Modell um ca. +3,5 °C (Schwankung: +2 bis +5,5 °C) verglichen mit der Klimaperiode 1961-1990 (ZAMG, o.D.a). Für Tirol ist bis 2050 mit einem Temperaturanstieg von 1,2 °C zu rechnen. Eine derartige Zunahme bedeutet laut Tiroler Landesregierung (2015), dass sich vertikale Temperaturgrenzen (z.B. Frostgrenze) um etwa 200 Höhenmeter (hm) nach oben verschieben werden.

Neben der verhältnismäßig starken Klimaerwärmung ist im Alpenraum davon auszugehen, dass Hitzewellen öfter auftreten und länger andauern werden, dass sich das Niederschlagsverhalten ändern wird (z.B. häufigere und heftigere Starkregenereignisse) (IPCC, 2014), die Gletscherausdehnung und das -volumen abnehmen werden, die Schneebedeckung zurück geht, Permafrost taut (EEA, 2017) und es zu Lebensraumverlust durch eine Verschiebung der Waldgrenze kommen wird (Gehrig-Fasel et al., 2007; Tinner & Kaltenrieder, 2005).

14% der Lebensräume und 13% der Arten von europäischem Interesse wurden bereits aufgrund des Klimawandels als unter Druck stehend eingestuft. Der Anteil, der vom Klimawandel bedrohten Lebensräume, wird sich in naher Zukunft vermutlich mehr als verdoppeln. Viele Arten werden voraussichtlich geeignete Klimanischen verlieren (EEA, 2017). In dem 5. Assessment Report des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2014, S. 97) heißt es: *“a large fraction of terrestrial and freshwater species face increased extinction risk under projected climate change during and beyond the 21st century, especially as climate change interacts with other pressures, such as habitat modification, over-exploitation, pollution and invasive species (high confidence).”* Bestehende Risiken werden durch den Klimawandel verstärkt und neue Risiken entstehen (IPCC, 2014).

Bergökosysteme sind besonders vulnerabel gegenüber dem Klimawandel (Franzén & Molander, 2011). Die Folgen des Klimawandels können zu Höhenverschiebungen von Pflanzen und Tieren, zu einer steigenden Gefahr von Krankheiten, einem weitgehenden Verlust der biologischen Vielfalt und damit zu einem erhöhten Aussterberisiko führen. Pflanzen- und Tierarten, die in der Nähe von Berggipfeln leben, sind besonders vom Aussterben bedroht, da sie nicht in höhere Lagen wandern können (EEA, 2017).

Ökologische Anpassungsprozesse aufgrund des Klimawandels im Alpenraum

Der Klimawandel ist kein neues Thema in der Biologie und daran, dass das Klima Arten verändert, gibt es keinen Zweifel mehr (Parmesan, 2006).

Für eine Vielzahl von Ökosystemen sind bereits signifikante Auswirkungen des globalen Klimawandels zu beobachten (Parmesan & Yohe, 2003). Derzeitige biologische Entwicklungen stimmen mit getroffenen Vorhersagen bezüglich des Klimawandels überein (Parmesan & Yohe, 2003) und spiegeln sich in Verbreitungsänderungen, regionalen Veränderungen der Artenzusammensetzung, Rückgang der Arten und Lebensraumverlust wider (Soroye et al., 2020, Parmesan & Yohe, 2003; Thomas et al., 2004). Eine Entwicklung, die sich mit großer Wahrscheinlichkeit fortsetzen wird. Thomas et al. haben bereits 2004 vorhergesagt, dass je nach Szenario bis 2050 18% - 35% der Arten vom Aussterben bedroht sein werden. Allerdings ist nicht in allen Gebieten mit Verlusten zu rechnen. Es kann vorkommen, dass durch die klimatische Veränderung gewisse Randgebiete für manche Arten geeigneter werden und es zur Besiedlung neuer Gebiete kommt (Soroye et al., 2020).

Jedoch sind insbesondere Arten mit eingeschränktem Verbreitungsgebiet (Polar- und Berggipfelarten) von starken Arealverlusten betroffen und waren in der Vergangenheit die ersten Arten, die aufgrund des jüngsten Klimawandels ausgestorben sind (Parmesan, 2006). Arten mit Nischen in Regionen, die am stärksten dem Klimawandel ausgesetzt sind, sind zwangsläufig empfindlicher als Arten in einer weniger exponierten Region. Denn bei der Empfindlichkeit einer Art gegenüber dem Klimawandel spielen neben der Anpassung an die mittleren klimatischen Bedingungen auch die Faktoren Exposition, Nischenbreite und Verbreitung eine Rolle (Johnson, 1998; Thuiller et al., 2005). Generalisten sind daher dem Klimawandel gegenüber toleranter als Spezialisten (Brown, 1995).

Die relative Bedeutung einzelner Arten in Ökosystemen mit insgesamt geringer Diversität ist besonders groß. In alpinen Ökosystemen gibt es wenig funktionelle Redundanz zwischen Arten (Franzén & Molander, 2011). Daher können Artenverlust oder Arealverschiebungen in größeren Höhen oder Breiten massivere Änderungen der Ökosystemdynamik hervorrufen als bei artenreicheren Ökosystemen, bei denen der Verlust von Arten weniger unmittelbare Folgen für die Funktion des Ökosystems haben kann (Ims et al., 2008).

Hummeln in Zeiten des Klimawandels

Der Klimawandel wird auch das Hummelvorkommen in ganz Europa beeinflussen (Parmesan, 2006; Soroye et al., 2020; Thuiller, 2004). Der klimatische Einfluss auf die Hummelfauna erfolgt zum einen durch eine allmähliche Erhöhung der Durchschnittstemperatur sowie durch eine zunehmende Häufigkeit an Extremereignissen. Wissenschaftliche Beiträge der letzten Jahre haben gezeigt, dass Hummeln gegenüber extremen klimatischen Ereignissen empfindlicher sind als bisher angenommen (Herrera et al., 2014; Iserbyt & Rasmont, 2012; Rasmont & Iserbyt, 2014). Insbesondere heißes und trockenes Wetter stellt eine große Gefahr für die meisten Hummelarten dar.

Enge klimatische Nischen bei sich ändernden klimatischen Bedingungen in Kombination mit geringer Verfügbarkeit von Ressourcen wirken sich negativ auf Hummelpopulationen aus und sind vermutlich für den Rückgang der Hummeln verantwortlich, der bei vielen Arten seit den 1950er Jahren in Europa beobachtet worden ist (Cameron et al., 2011; Iserbyt & Rasmont, 2012). Die negativen Auswirkungen werden verstärkt, wenn sich die Arten bereits an ihren Verbreitungsgrenzen und außerhalb ihres ökoklimatischen Optimums befinden (Iserbyt & Rasmont, 2012).

Rasmont et al. (2015) zeigen, dass voraussichtlich für die Mehrheit der Hummelarten (77%) die klimatisch geeigneten Gebiete in Zukunft mäßig bis stark schrumpfen und davon 1/3 der Arten an den Rand des Aussterbens getrieben werden, während sich geeignete Gebiete für wahrscheinlich nur wenige Arten vergrößern werden. Laut Iserbyt & Rasmont (2012) könnte schon eine Erwärmung von 2-3 °C zu einer Höhenverschiebung ganzer Ökosysteme um 200–500 m führen. In diesem Fall könnte das die Hauptursache für das Aussterben subalpiner und alpiner Arten in den nächsten Jahrzehnten sein (Iserbyt & Rasmont, 2012; Manino et al., 2007; Thomas et al., 2004). Veränderte klimatische Bedingungen müssen nicht unbedingt zum sofortigen Aussterben führen (Dirnböck et al., 2011), sondern können aufgrund verminderter Fitness oder Wettbewerbserfolg nicht nachhaltige Populationen zur Folge haben. Infolgedessen können selbst moderate Verbreitungseinschränkungen zu verzögerten, aber dennoch starken Rückgängen von Arten führen (Dullinger et al., 2012).

Die Veränderung des Klimas wirkt sich auf die räumliche Verteilung der Arten aus und treibt sie häufig in höhere Lagen und Breiten (Marshall et al., 2020; Parmesan & Yohe, 2003; Parmesan, 2006). Alpine Gebiete weisen auf kleinem Raum Klimabedingungen auf, die sich schnell ändern, was eine Verlagerung der Arten entlang des Höhengradienten erleichtert (Chen et al., 2011). Viele Untersuchungen dokumentierten signifikante Verbreitungsverschiebungen von durchschnittlich 6,1 m pro Jahrzehnt nach oben (oder Kilometer pro Jahrzehnt in Richtung der Pole) (Parmesan & Yohe, 2003). Die Ergebnisse von Marshall et al. (2020) zeigen eine durchschnittliche Höhenverschiebung aller Hummelarten von 129 m zwischen 1880 und 2006.

Problematisch wird eine Höhenverschiebung dann, wenn kälteangepasste Arten mit einer engen klimatischen Nische räumlich nicht weiter hinauf wandern können und auf Grund fehlender geeigneter Umweltbedingungen oder der Konkurrenz zu aufsteigenden Arten aussterben (Marshall et al., 2020; Rasmont et al., 2015). In einer Studie von Biella et al. (2017) wird beispielsweise dargestellt, dass die Alpenhummer (*Bombus alpinus*) in den niedrigeren Lagen immer weiter ihren Lebensraum verliert, während ihre obere Höhengrenze unverändert bleibt. Ihre untere Verbreitungsgrenze ist seit 1984 um über 400 Hm gestiegen, bis 2100 wird sie voraussichtlich ausgestorben sein (Biella et al., 2017). Andere Arten können wiederum ihr Verbreitungsgebiet bergauf verschieben und bleiben weit verbreitet und häufig (Casey et al., 2015; Marshall et al., 2020). Für die meisten Arten liegen keine detaillierten Daten zur Ausbreitungsfähigkeit vor. Allerdings ist davon auszugehen, dass Arten, die in großen Höhen leben, eher geringe Ausbreitungsfähigkeiten besitzen und auf spezielle Habitate angepasst sind (Dirnböck et al., 2011; Rasmont et al., 2015).

Durch diese Veränderungsprozesse kommt es teilweise zu einer Zunahme des Artenreichtums in kühleren und höheren Gebieten (Bellard et al., 2012; Minachilis et al., 2020; Walther et al., 2005). Die Steigerung des Artenreichtums scheint allerdings nur eine kurzzeitige und vorübergehende Entwicklung zu sein (Cameron et al., 2011; Chen et al., 2009; Iserbyt & Rasmont, 2012; Theurillat & Guisan, 2001; Viterbi, o.D.). Insgesamt verringert sich die alpine Flora und Fauna (Franzén & Molander, 2011). Mit Grund dafür ist ein disproportionaler Lebensraumverlust im alpinen Raum durch Verschiebungen der Baumgrenze als Reaktion auf die Klimaerwärmung und die besonders starke Betroffenheit von Bergregionen gegenüber dem Klimawandel (Dirnböck et al., 2011; Ohlemüller et al., 2008).

Zusätzlich zur Höhenverschiebung gesamter Hummelgemeinschaften ist die Veränderung der Artenzusammensetzung innerhalb einer Gemeinschaft zu betrachten. Nicht immer können die hinaufwandernden Arten die Spezialisten der höheren Lagen ersetzen, was zu einer Dominanz von Generalisten über alle Höhenstufen führt und zu einem Verlust spezialisierter alpiner Arten (Marshall et al., 2020) oder zu einem Rückgang der Artenanzahl und Abundanz (Wilson, 2007). Durch die Unterschiede der Arten in ihren zeitlichen und räumlichen Entwicklungen, kann es zu phänologischen oder räumlichen Diskrepanzen in Bestäubernetzwerken kommen (Kudo, 2013; Marshall et al., 2020; Memmot et al., 2007; Pradervand et al., 2014).

Viele Studien weisen auf lokaler Ebene auf schnelle evolutionäre Anpassungen der Arten hin, die ihnen helfen, stressigen Bedingungen entgegenzuwirken oder ökologische Chancen zu nutzen, die sich aus dem Klimawandel ergeben (Hoffmann & Sgrò, 2011). Es ist allerdings nicht davon

auszugehen ist, dass Arten ihre Anpassungen an gewisse Umweltbedingungen so umfänglich ändern können, dass keine Gefahr mehr für sie aufgrund des Klimawandels besteht (Parmesan, 2006).

Hummeln in Österreich

In Österreich sind derzeit 45 Hummelarten nachgewiesen (250 Arten weltweit) (Amiet & Krebs, 2019; Gokcezade et al., 2018). Drei Arten (*B. armeniacus*, *B. fragrans*, *B. laesus*), die im Osten Österreichs nachgewiesen sind, sind seit einigen Jahrzehnten nicht mehr in Österreich beobachtet worden, von fünf Arten sind starke Arealverluste zu verzeichnen (*B. confusus*, *B. pomorum*, *B. muscorum*, *B. subterraneus* und *B. veteranus*) (Neumayer, 2003). Im Bezirk Lienz kommen 34 Hummelarten vor (Neumayer & Kofler, 2005). Ein Großteil der Fläche Österreichs gehört dem Alpenraum an. In ihm kommen Hummelarten vor, die vom Tiefland bis in alpine Bereiche verbreitet sind (z.B. *B. hortorum*, *B. lucorum*, *B. pratorum*, *B. ruderarius*) sowie solche Arten, die auf Gebirgsregionen spezialisiert sind (z.B. *B. alpinus*, *B. cryptarum*, *B. gerstaeckeri*, *B. mendax*, *B. mesomelas*, *B. monticola*, *B. mucidus*, *B. pyrenaicus*, *B. soroeensis*, *B. sichelii*, *B. wurflenii*) (Amiet & Krebs, 2019; Hagen & Aichhorn, 2014; Westrich, 2019; Wiesbauer, 2017).

Einer der ersten und aktivsten Apidologen in Österreich, Dr. Bruno Pittioni (*4.4.1906 Wien, † 28.7.1952), hat in den Jahren 1935–1937 die Hummelfauna Osttirols als Beitrag zur Ökologie und Systematik der Hummeln Mitteleuropas untersucht. Ziel seiner Arbeit war es „den zünftigen Bombidologen eine geschlossene Fauna eines Teilgebietes der österreichischen Alpen zu geben und gleichzeitig auch neue Mitarbeiter für dieses Spezialgebiet der Hymenopterologie zu gewinnen“ (Pittioni, 1937, S. 65). Die über 80 Jahre alten Aufnahmen werden im Natural History Museum in London aufbewahrt und die von Bruno Pittioni geführten Karteikarten sind online in der „Pittioni Bee Collection“ (NHM, 2018) verfügbar. Die Daten bilden eine gute Grundlage für aufbauende Studien.

Ziele und Forschungsfragen

Im Zuge der vorliegenden Masterarbeit wird das Hummelvorkommen des Kalsbachtals samt seiner Seitentäler untersucht und mit den Daten von Bruno Pittioni aus den Jahren 1935–1937 verglichen. Ziele der Arbeit sind, die aktuelle Hummelfauna des Kalsbachtals zu erfassen und herauszufinden, ob und inwieweit eine Veränderung des Artenspektrums unter Berücksichtigung des Klimawandels festgestellt werden kann. Besonders betrachtet wird dabei, inwieweit sich die Hummelgemeinschaften entlang des Höhengradienten verändert haben.

Damit ergeben sich folgende Forschungsfragen:

1. Welche Hummelarten kamen 1935-1937 und 2020 in dem Untersuchungsgebiet vor? Welche Eigenschaften / Lebensraumpräferenzen / klimatischen Nischen haben sie?
2. Wie setzt sich die Hummelfauna im Jahr 2020 zusammen?
 - a. Verbreitung, Häufigkeiten, Diversität und Artenzusammensetzung in den Aufnahmeteilgebieten
 - b. Verbreitung, Häufigkeiten, Diversität und Artenzusammensetzung in den Höhenstufen
 - c. Häufigkeit, Diversität und Artenzusammensetzung in den Habitattypen
 - i. Gibt es Lebensraumpräferenzen? Welcher Typ hat eine besondere Bedeutung?
 - ii. Welche Rolle spielt eine mögliche Höhenverschiebung der Waldgrenze?
3. Wie setzte sich die Hummelfauna in den Jahren 1935-1937 zusammen?
 - a. Verbreitung, Häufigkeiten, Diversität und Artenzusammensetzung in den Aufnahmeteilgebieten
 - b. Verbreitung, Häufigkeiten, Diversität und Artenzusammensetzung in den Höhenstufen
4. Wie haben sich Verbreitung, Häufigkeit, Diversität und Artenzusammensetzung der Hummeln in den 83 Jahren entlang des Höhengradienten und in den Aufnahmeteilgebieten verändert?
 - a. Ist eine Höhenverschiebung der Verbreitungsgrenzen der Hummelarten erkennbar?
 - b. Kann bei bestimmten ökologischen Eigenschaften eine Wanderaktivität beobachtet werden?
 - c. Kam es zu einem Arten-Turnover?
5. Welche Rolle spielt der Klimawandel bei der Veränderung der Hummelgemeinschaften entlang des Höhengradienten zwischen 1935-1937 und 2020?
 - a. In welchen Temperaturbereichen kamen die Hummeln in den beiden Zeiträumen vor?
 - b. Lassen sich Veränderungen der Hummelfauna anhand von Temperaturveränderungen erklären?
 - c. Passt sich die Hummelfauna an die Temperaturveränderung an?

Die Arbeit wird ergänzt durch eine zweite Master-Thesis von Alina Mirwald, die sich auf die Blütenbesuche der Hummeln und die Verschiebungen in den Bestäubungsnetzwerken konzentriert.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Kals am Großglockner zählt als drittgrößte Gemeinde (180,5 km²) zu dem Bezirk Lienz im Nordosten Osttirols und ist Teil des Iseltals, das sich von Lienz bis zu den Felbertauern erstreckt. Das Gemeindegebiet grenzt nordöstlich an Salzburg und Kärnten an. Der Ortskern befindet sich im Ortsteil Ködnitz. Insgesamt leben 1138 Einwohner:innen in Kals am Großglockner (Gemeinde Kals am Großglockner, o.D.a). Die Gemeinde wird von Süden aus über die „Kalser Landstraße“ erschlossen, die von der Felbertauernstraße B 108 abgeht. Ca. 2/3 der Gemeindefläche zählen zu dem im Jahr 1991 gegründeten Nationalpark Hohe Tauern. Wirtschaftlich gesehen sind Tourismus und Landwirtschaft die größten Standbeine der Gemeinde. Die Gemeinde ist insbesondere von Skitourismus, Wandertourismus und intensiver Bewirtschaftung der Kulturlandschaft geprägt (Gemeinde Kals am Großglockner, o.D.b).



Abbildung 1 Kals am Großglockner - Lage im Raum (Grundkarte: base-map.at)

1943 schrieb Franz über die Hohen Tauern: „Das Gebiet ist geologisch wie morphologisch überaus reich gegliedert. Tiefe Täler zersägen das gewaltige Gebirge bis unmittelbar an seinen Hauptkamm und erschließen es so nicht nur dem menschlichen Verkehr, sondern

auch der Organismenwelt niedrigerer Lagen, die hier bis in die unmittelbare Nachbarschaft der vergletscherten Gipfel vorzudringen vermag.“ (Franz, 1943, S 10)

Pittioni beschreibt in seiner Publikation aus dem Jahr 1937, dass er Kals am Großglockner als Ausgangspunkt für seine Exkursionen gewählt hat, da „dieser Ort infolge seiner zentralen Lage am Zusammenfluss des Kalsbaches und seiner bedeutendsten Zuflüsse, dem Teischnitz-, Ködnitz-, Lesach- und Rasseckbach, wie geschaffen als Stützpunkt für eine große Zahl von Touren in die Gebiete des Großglockners, des Hochschobers und der Granatspitzgruppe“ sei (Pittioni, 1937, S. 69).

Das Gemeindegebiet ist Teil der Hochgebirgslandschaft der Hohen Tauern und umfasst das gesamte vom Kalser Bach geformte Kalsbachtal mit seinen überwiegend nach Osten verlaufenden Seitentälern (Gemeinde Kals am Großglockner, o.D.a). Der tiefste Punkt der Gemeinde liegt in Oberpeischlach bei ca. 760 m, den höchsten Punkt bildet der Gipfel des Großglockners mit

3798 m (Gemeinde Kals am Großglockner, o.D.b). Die Kalser Tauern grenzen das Gebiet im Norden ein und sind das Quellgebiet des Kalser Bachs. Im Westen wird das Kalsbachtal von der Granatspitzgruppe begrenzt, im Osten von der Glocknergruppe. Der südlichste Teil des Kalsbachtals besteht aus einer engen Schlucht, sodass das Untersuchungsgebiet erst dort beginnt, wo das Tal breiter und begehbar wird (1100 m).

Das Kalsbachtal (ab 1100 m) bis zum Dorfersee besteht aus vier Abschnitten, die sich stark voneinander unterscheiden. Der erste Abschnitt (1100–1300 m) wird in erster Linie von Fichtenwäldern gebildet und endet kurz vor der Einmündung des Rasegg- und Ködnitzbachs (Gemeinde Kals am Großglockner, o.D.a; Gemeinde Kals am Großglockner, o.D.c; Pittioni, 1937). Der zweite Abschnitt (1300–1600 m) ist das fruchtbare Becken des Tals und besteht aus dem vereinigten Kals- und Teischnitzbach. Das Tal misst an der breitesten Stelle ca. 13 km. Der dritte Abschnitt, das sogenannte Dorfertal, führt ab dem Zufluss des Teischnitzbachs mit geringer Steigung über Almen bis kurz unterhalb des Dorfersees (1600–1900 m). Die Länge des Kalser Bachs beträgt zwischen dem tiefsten Punkt des Untersuchungsgebiets und dem Dorfersee ca. 16 km.

Die Landschaft östlich und westlich des Kalser Bachs unterscheiden sich stark. Im Westen wird das Kalsbachtal von einer ununterbrochenen Gebirgsmauer mit einer Höhe von 2900 m eingeraht, innerhalb derer nur das steile Raseggbachtal liegt, während es im Osten zu drei langgestreckten Talbildungen kommt. Das Glocknermassiv erreicht zudem eine größere Höhe als die westliche Gebirgsmauer mit der Kalser Höhe (Pittioni, 1937).

Die Aufnahmeteilgebiete dieser Masterarbeit im Jahr 2020 orientieren sich an den von Pittioni „durchforschten“ Gebieten und umfassen das Kalsbachtal selbst, samt der Seitentäler Lesachtal, Ködnitztal, Teischnitztal, Dorfertal, Raseggbachtal, sowie das Figerhorn, die Schönleitenspitze, die Kalser Höhe und Gletscher-Übergangsbereiche am Großglockner als höher gelegene Bereiche der Hohen Tauern.

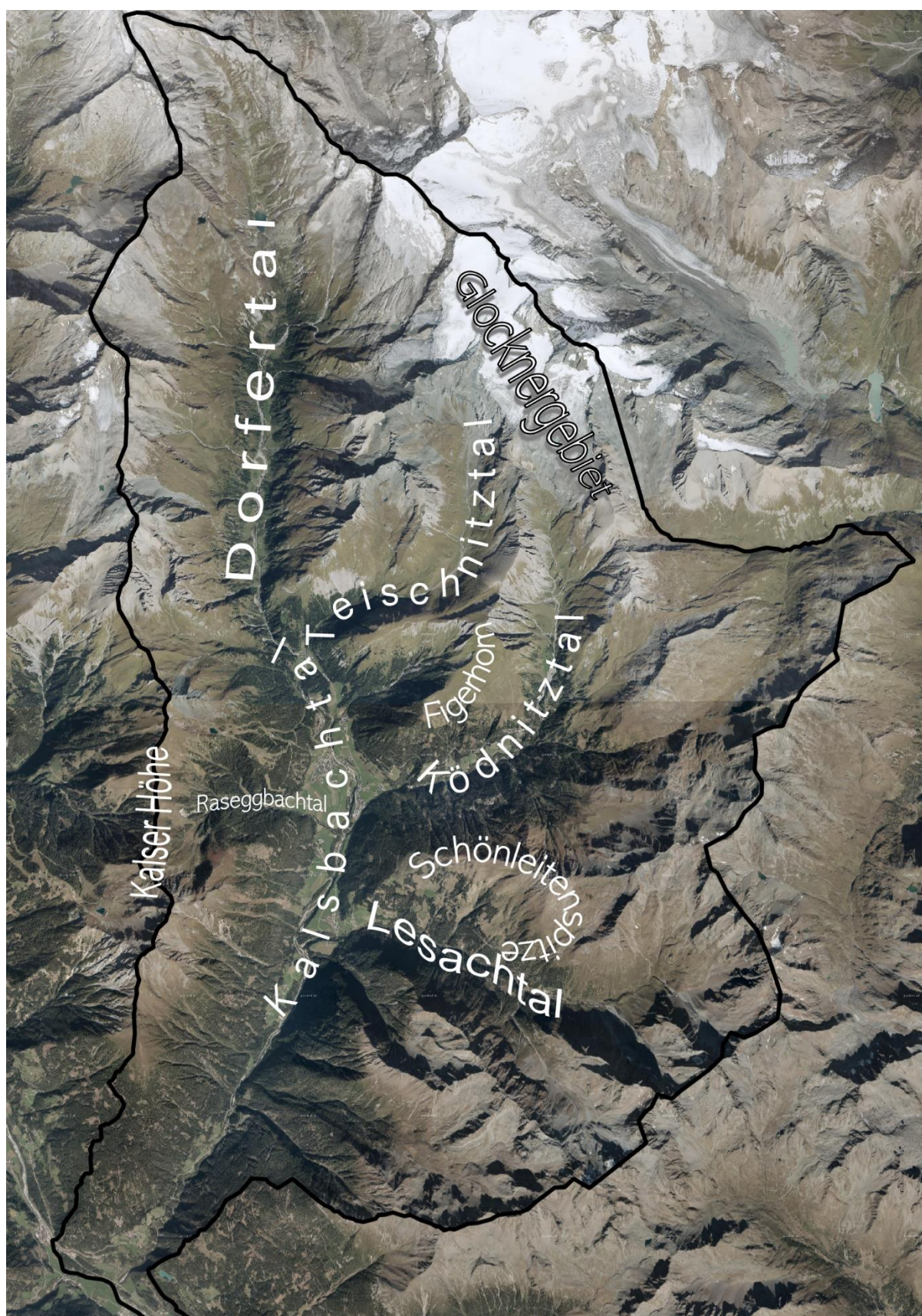


Abbildung 2 Aufnahmeteilgebiete (Datenquelle: BEV, 2019 (Gemeindegrenze), basemap.at (Grundkarte))

2.1.1 Naturräumliche Gegebenheiten

Das Kalsbachtal zählt zu den Zentralalpen, genauer, zu den zentralen Ostalpen. Die Zentralalpen sind mit 34,5% der Fläche der größte Naturraum Österreichs (Sauberer et al., 2017).

2.1.1.1 Klima und Temperaturveränderung im Kalsbachtal

Das Untersuchungsgebiet gehört der temperierten Zwischenalpenzone mit ausgeprägter, sehr langer, kalter Jahreszeit, mittleren sommerlichen und mäßigen winterlichen Niederschlägen an (Brugger, 2014). Laut der aktuellen Jahresgesamtauswertung der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik für die Gemeinde Kals (ZAMG, 2020) betrug die Jahresmitteltemperatur in Kals 10,4 °C. Die Jahressumme des Niederschlags lag bei 926 mm. Das Institut für Meteorologie und Klimatologie der Universität für Bodenkultur Wien hat die Temperaturdaten von 30 Jahren vor den jeweiligen Aufnahmezeiträumen (1935-1937 und 2020) ausgewertet und Klimamodellierungen erstellt (s. Kapitel 2.4), die die Durchschnittstemperatur für die beiden Perioden darstellen. Abbildung 3 zeigt die Mitteltemperatur des Frühjahrs (März bis Juni) in den beiden Zeiträumen.

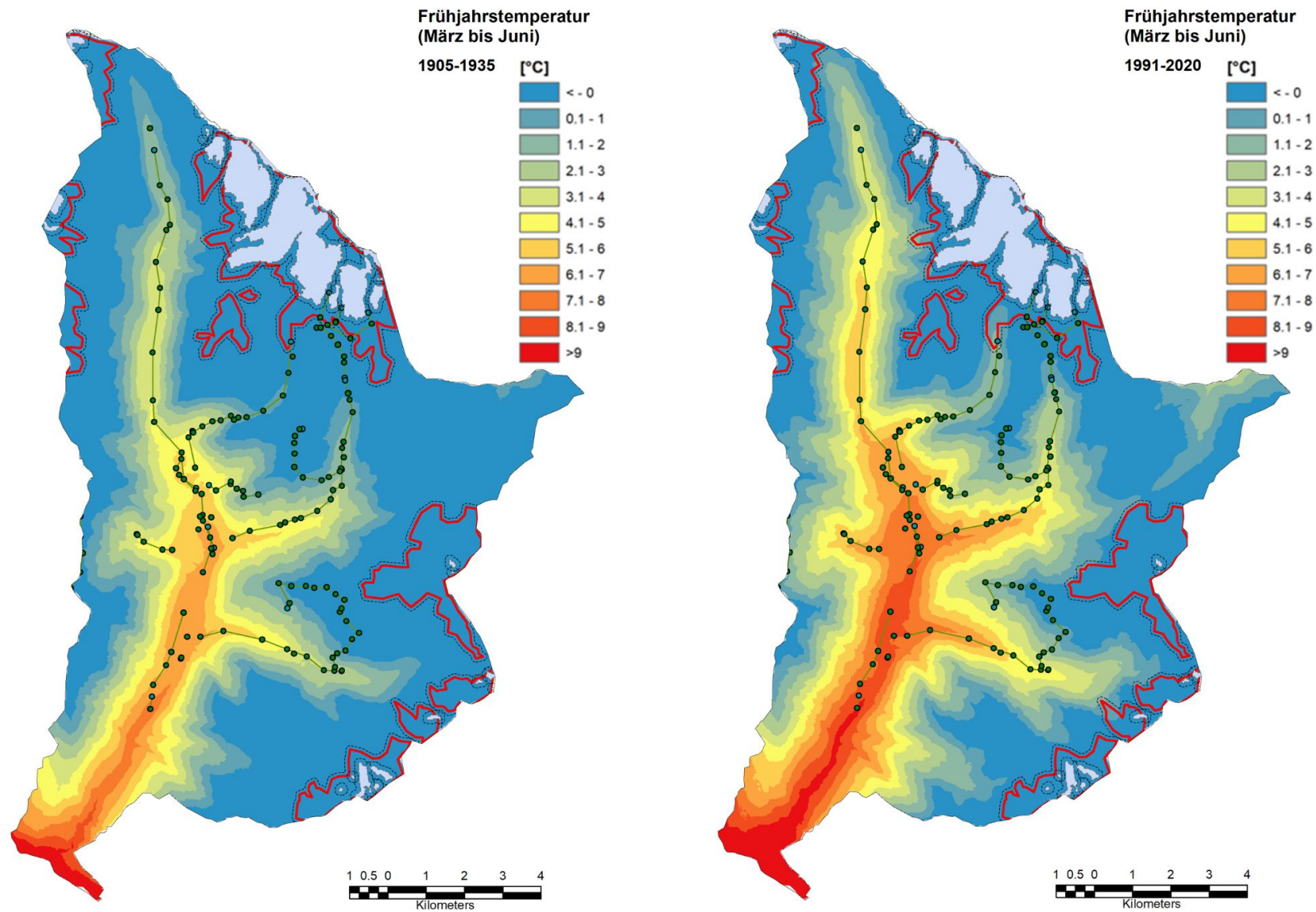


Abbildung 3 Durchschnittliche Frühjahrstemperaturen (März bis Juni) in den Zeiträumen 1905-1935 und 1991-2020 mit historischen (rot - aus Pittioni, 1937 übernommen) und rezenten (grau - Boeckli et al., 2012) Gletschergrenzen sowie den 2020 begangenen Transekten (grün) (Datenquelle Gemeindegrenze: BEV, 2019)

Die Erwärmung des Gebiets liegt zwischen 1,7 und 1,8 °C und ist in der folgenden Abbildung dargestellt. Damit verschieben sich die thermischen Verhältnisse im Frühjahr zwischen den beiden Perioden um 257 m in die Höhe bzw. um 147 m pro Grad. Die Temperaturen blieben bis in die 1970er Jahre recht stabil und veränderten sich ab den 1980er verstärkt insbesondere in den Monaten Mai und Juni.

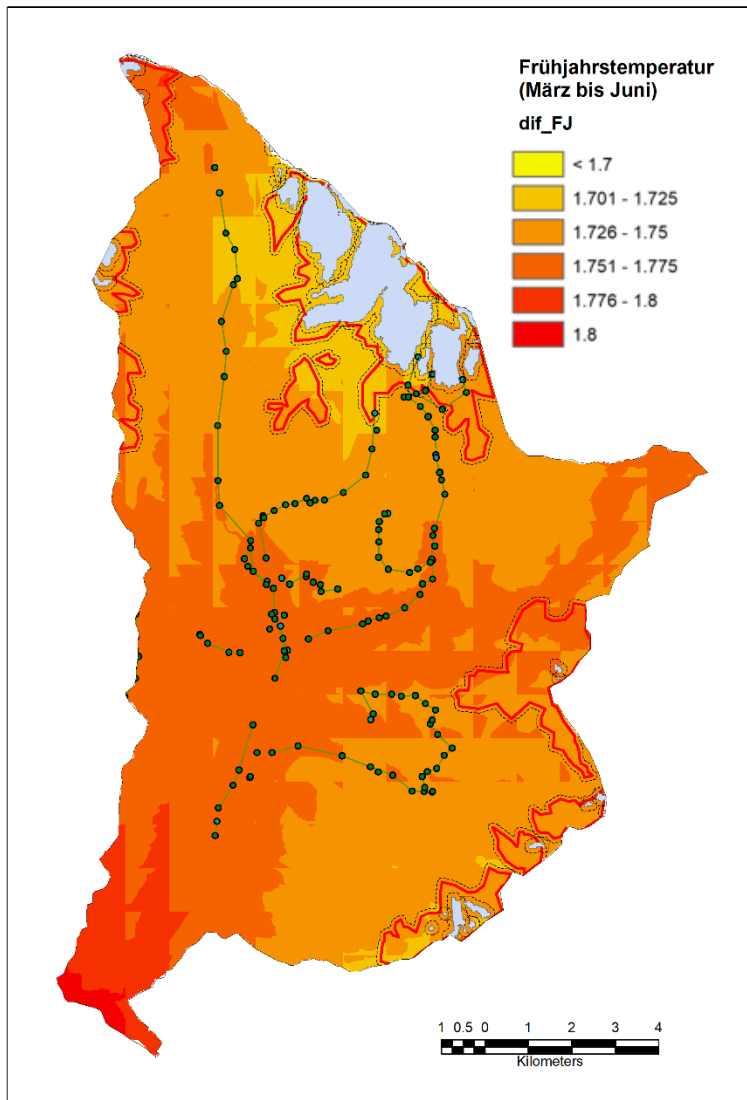


Abbildung 4 Temperaturerwärmung in Kals am Großglockner zwischen 1905-1935 und 1991-2020 mit historischen (rot - aus Pittioni, 1937 übernommen) und rezenten (grau - Boeckli et al., 2012) Gletschergrenzen sowie den 2020 begangenen Transekten (grün) (Datenquelle Gemeindegrenze: BEV, 2019)

Mikroklimatische Aspekte wurden bei den Modellen nicht berücksichtigt, spielen aber tatsächlich bei der klimatischen Ausprägung eine wichtige Rolle. Das Klima in dem Untersuchungsgebiet wird von der Struktur der angrenzenden Gebirgsmassive, der nach Süden offenen Lage und der vorherrschenden Westwinde in den Höhen beeinflusst. Das Glocknermassiv ist bis zu 500 m höher als die westliche Gebirgsmauer des Untersuchungsgebiets. Folge der großen Höhe des Massivs und der kalten, feuchten Winde aus dem Westen waren in der Vergangenheit eine übermäßige

Entwicklung und ein weites Herabreichen der Vergletscherung an den westlichen Hängen sowie ein Abbremsen und teilweise Ablenken der Luftströme aus Westen und Nordwesten (Pittioni, 1937). Durch das Ablenken der Winde in die Nord-Südlinie („Tauernwind“) wehen diese stark das Kalsbachtal abwärts und werden von den Kaltluftmassen der Gletscher unterstützt. Dieser Effekt war aufgrund des größeren Gletschervolumens früher stärker als heute. Pittioni (1937) beschreibt, dass im oberen Kalsbachtal (Dorfertal) noch im August trotz relativ geringer Höhe Schneereste aufzufinden waren und ein sehr raues Lokalklima herrschte.

Die Vergletscherung ist seit den 1930er Jahren massiv zurückgegangen. Die Fläche des Teischnitzkees hat sich allein zwischen 1969 und 1998 um 8% verringert. 1998 hatte er eine Fläche von 193,2 ha. Die Fläche des Ködnitzkees nahm in dem gleichen Zeitraum um 3,3% ab. Hier betrug die Fläche 1998 136,6 ha. (Geographie Innsbruck, o.D.) Die Längenausdehnung der Gletscher ist ebenfalls rückläufig. In den letzten Jahren betrug der Rückgang der Pasterze im Glocknergebiet, der längste Gletscher Österreichs, beispielsweise rund 50 m pro Jahr (Fischer, 2015; Geographie Innsbruck, 2019). Wie in Abbildung 3 zu sehen ist, liegen teilweise im Jahr 2020 kartierte Gebiete innerhalb der Gletscherflächen von 1935-1937.



Abbildung 5 Gletscherentwicklung Teischnitz- und Ködnitzkees; Blick vom Luisengrat (3100 m) auf den Großglockner (3708 m) 1943 (Franz, 1943) und 2020

Höhenunterschiede stehen in direktem Zusammenhang mit dem Klima. Generell sinkt die Temperatur mit der Höhe um ca. $0,55\text{ }^{\circ}\text{C}$ pro 100 Höhenmeter (Sauberer et al., 2017). Der berechnete vertikale Temperaturgradient für das Untersuchungsgebiet liegt bei $6,8\text{ }^{\circ}\text{C}$ pro 1000 m (Temperaturabnahme um $0,68\text{ }^{\circ}\text{C}$ pro 100 hm). Faktoren wie Exposition und Wetterlagen (z. B. Föhn) beeinflussen diesen Effekt allerdings, sodass Südhänge unter Umständen bis in hohe Lagen wärmebegünstigt sein können (Sauberer et al., 2017). So kommt es, dass das Untersuchungsgebiet unter glazialen Einfluss steht und dennoch auf Grund sonnenbestrahlter Südhänge über wärmebegünstigte Gebiete verfügt.

Die östlichen Seitentäler verhalten sich klimatisch sehr verschieden. Das Teischnitztal besteht aus einem West-Ost verlaufenden unteren Schlucht- und Klammtal und im oberen Bereich aus einem

Süd-Nord verlaufenden Trogtal, zu dem früher der Teischnitzkees (vom Großglockner ausgehender Gletscher) bis hinunter gereicht hat (bis 2600 m) (Pittioni, 1937). Pittioni (1937, S. 74) schreibt *„Dieser Teil des Tales steht ganz im glazialen Einfluss (...). Hier befindet sich das Kältezentrum des Ganzen (...) Gebietes, hier fallen die Niederschläge auch im Hochsommer oft als Schnee.“* Die Vergletscherung beginnt heute erst ab ca. 3000 m. Dementsprechend sind die beschriebenen Effekte nur noch in abgemilderter Form vorzufinden.

Das Ködnitztal weist mit einem schluchtartigen Abschnitt in West-Ost-Richtung und einem oberen trogförmigen Abschnitt in Süd-Nord-Richtung eine ähnliche Form wie das Teischnitztal auf. Früher lag der dennoch große klimatische Unterschied darin, dass ein Großteil der Kaltluftmassen durch eine Felsmauer zwischen den beiden Tälern in das Teischnitztal abgeleitet wurde und nur ein geringer Teil das Ködnitztal erreichte und zudem die Wirkung der Kaltluft im Ködnitztal durch die nach Süden offenere Lage aufgehoben wurde (Pittioni, 1937). Es wäre zu erwarten, dass der klimatische Unterschied der Täler durch den Rückgang der Gletscher geschrumpft ist.

Auf Grund großer Entfernung zum nächsten Gletscher steht das Lesachtal unter keinem besonderen glazialen Einfluss und die „Tauernwinde“ sind ausgeschaltet. 1937 war es das mildeste der Täler (Pittioni, 1937).

Ein besonderes Lokalklima wies 1937 das Aufnahmegebiet an der Schönleiten Spitze auf. Im Kontrast zu den Gebieten, die unter dem Einfluss der Gletscher stehen, ist dieses Gebiet trotz großer Höhe (2400–2700 m) auf Grund einer günstigen Südlage mit intensiver Sonnenbestrahlung und nachts aufsteigenden Warmluftmassen besonders vor kalten Nordwinden geschützt. 1935–1937 herrschten hier gleiche Verhältnisse wie auf 2000 m im Ködnitztal drei Wochen später (Pittioni, 1937).

2.1.1.2 Geologie & Boden

Kals am Großglockner liegt im Übergangsbereich des Ostalpinen Kristallins und des Penninikums (Geologische Bundesanstalt, 2012a). Das Tauernfenster, eine sehr komplexe tektonische Einheit im Penninikum, die die Hohen Tauern bildet, wird von penninischen Ozeanbodengesteinen aufgebaut (Geologische Bundesanstalt, 2012b). Die zentralen Ostalpen bestehen hauptsächlich aus silikatischen Ausgangsgesteinen wie Gneisen und kristallinen Schieferen. Es treten aber auch Glimmerschiefer, Kalke und andere Gesteinsarten wie Phyllite und Quarzite auf (Geologische Bundesanstalt, 2017; Geologische Bundesanstalt, 2012b; Nationalpark Hohe Tauern, o.D.a; Sauberer et al., 2017).

Die vorzufindenden Bodentypen in den niedrigeren Lagen des Gemeindegebiets sind kalkfreie Lockersediment-Braunerde aus auszeitlichen Sedimenten, Hangschutt oder feinem und grobem Schwemmaterial sowie (entkalkte) Pararendsina aus eiszeitlichen Sedimenten, Hangschutt oder Schwemmaterial und Ranker. Die Böden sind trocken bis gut wasserversorgt mit mäßiger bis hoher Durchlässigkeit und einer geringen bis mäßigen Speicherkraft. Als natürlicher Bodenwert ist geringwertiges bis mittelwertiges Acker- und Grünland angegeben (BFN, o.D.).

2.1.1.3 Wasser

In dem Untersuchungsgebiet gibt es fünf Bäche (Kalser Bach, Lesachbach, Ködnitzbach, Teischnitzbach, Raseggbach) und einen natürlichen See (Dorfersee). Im gültigen nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan (BMNT, 2021a) sind allerdings nur der Kalser Bach, Lesachbach, Ködnitz- und Teischnitzbach gelistet. Die Zustandsbewertungen der Bäche variieren laut NGP (2015) zwischen einem mäßigen (3) und einem sehr guten Gesamtzustand (1) (BMNT, 2021b-f).

Die Alpen gelten als Wasserreservoir für ganz Europa. Auch in dem Untersuchungsgebiet dienen Schnee und Eis als Wasserspeicher, der eine wichtige Lebensgrundlage für Mensch, alpine Fauna und Flora ist (EEA, 2017). Der massive Rückgang der Gletscher (s. Kapitel 2.1.1.1) verringert das natürliche Wasserreservoir.

In dem Untersuchungsgebiet ist kein Wasserschutzgebiet ausgewiesen.

2.1.1.4 Vegetation / Lebensräume / Schutzgebiete

Die potenziell natürliche Vegetation des Untersuchungsgebiets ist abhängig von der Höhenlage. Auf den montanen Fichtenwald folgen entlang eines Höhengradienten der hochsubalpine Lärchen-Zirbelwald, alpine Schuttfloren und Grasheiden sowie die nivale Stufe (Mayer, 1977).

Die tatsächliche Vegetation in dem Untersuchungsgebiet unterscheidet sich nur in den Bereichen, in denen geländebedingt eine anthropogene Beeinflussung möglich ist.

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich über einen großen Höhengradienten und ist in vier Stufen einzuteilen. Die montane Stufe (700 bis ca. 1700 m) wird auch Bergwaldstufe genannt. Laub-Mischwälder entwickeln sich mit zunehmender Höhe zu Bergfichtenwäldern. In der subalpinen Stufe (1600–2300 m) kommen Lärchen-Zirbenwälder vor. Früher wurden in dieser Stufe häufig Waldflächen gerodet – so entstanden Almweiden mit Wiesen und Halboffenland mit lichtem Lärchenbestand und Moosen als Unterwuchs sowie Zwergstrauchheiden mit Heidelbeeren oder Alpenrosen. In der alpinen Stufe (2000 bis ca. 3000 m) lichtet sich die Vegetation und verschiedene alpine Rasengesellschaften schließen an. Die nivale Zone (ab ca. 3000 m) ist geprägt von Fels,

Schnee und Eis. Es herrscht ein hoher Temperaturgradient, hohe UV-Strahlung, starke Winde und sehr kurze Vegetationsperioden. Hier entwickeln sich spezialisierte Schuttflur-, Fels- und Polstergesellschaften (Nationalpark Hohe Tauern, o.D.b).



Abbildung 6 Höhenstufen (montan-nival) der Vegetation (Forkel, 2005)

Neben der Höhe spielt auch die Lage im Relief eine Rolle für die Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften. Das Untersuchungsgebiet liegt auf der Südseite der Alpen und ist daher im Vergleich zur schattigen Nordseite klimabegünstigt. Schneegrenze und Vegetationsstufen liegen im Süden höher (Nationalpark Hohe Tauern, o.D.b). Pittioni (1937) beschreibt, dass die Waldgrenze an den Nordhängen um ca. 200 m höher lag und oberhalb dieser der Boden von eher karger Vegetation bedeckt war. Dies führte unter menschlichem Einfluss zu einer schwerpunktmäßigen Entwicklung von blütenreichen Almwiesen auf den Südhängen des Untersuchungsgebiets. Blütenreiche Wiesen an den Nordhängen fanden sich kaum (Pittioni, 1937). Hinzu kam, dass das unterschiedliche lokale Kleinklima in dem Untersuchungsgebiet die Entwicklung der Vegetation beeinflusste. Während an manchen Aufnahmepunkten die Vegetation schon verblüht war, standen die Blüten in kälteren Gebieten noch in voller Pracht (Pittioni, 1937).

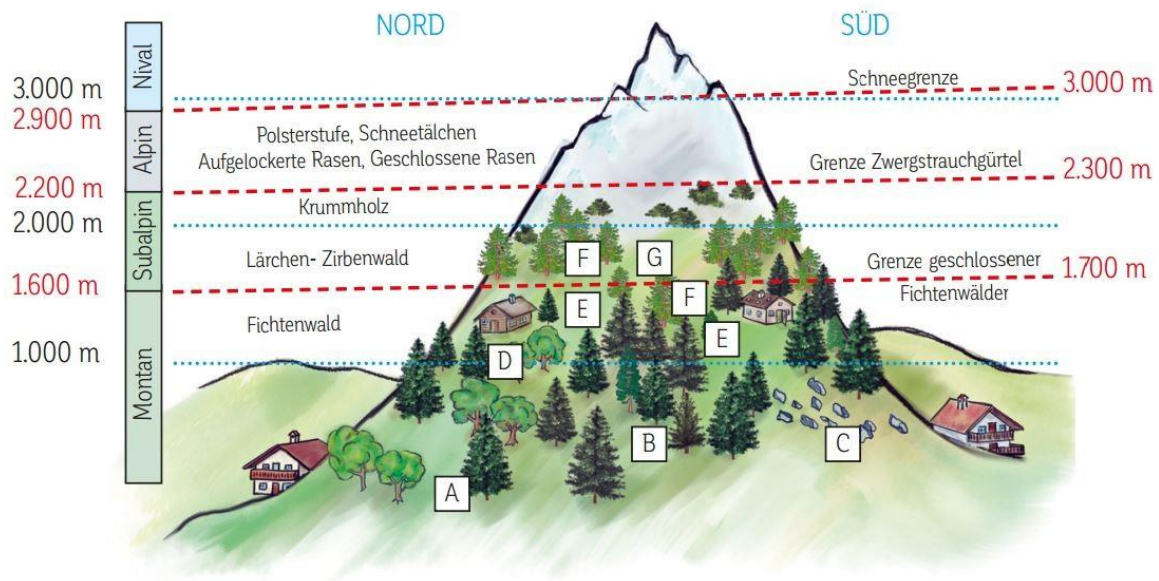
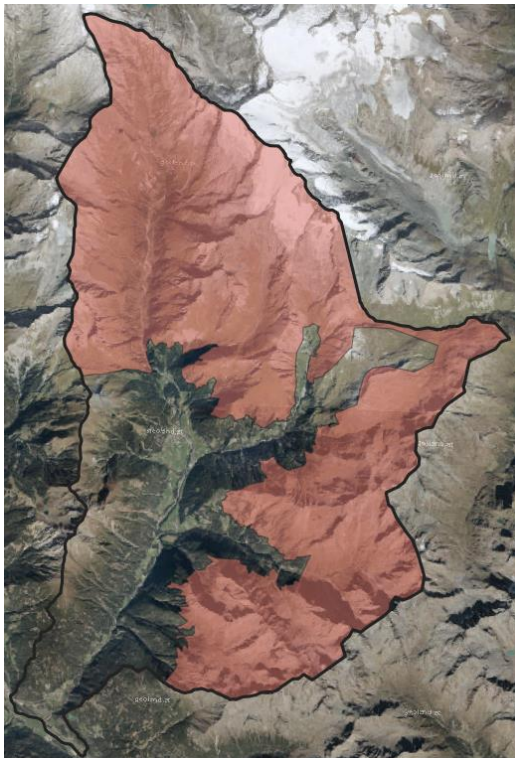


Abbildung 7 Einfluss von Höhe und Hangausrichtung auf die Vegetation (Nationalpark Hohe Tauern, o.D.b)

Die Biotopkartierung des Kalser Gemeindegebiets (2014) befasst sich ausschließlich mit den niedrigeren Talbereichen des Kalsbachtals. In dieser heißt es, dass die anthropogene Sekundärvegetation meistens intensiv bewirtschaftete Mähwiesen und Weideflächen umfasst. Der Ackerbau sei in den letzten Jahrzehnten größtenteils der Grünlandwirtschaft gewichen. Viele trockene Magerasen und Feuchtlebensräume sind auf Grund der Flurbereinigung verloren gegangen. Einige kleine Flächen konnten auf stark kuppigem und steinigem Gelände und im Randbereich der Wirtschaftswiesen erhalten werden. Montaner Fichtenwald mit Lärchenbeimischung prägt die Kalser Landschaft in den Höhenlagen zwischen 700 und 1800 m (Brugger, 2014).

Im Jahr 2020 wird der Talbereich des Kalsbachtals von landwirtschaftlichen Flächen, Auenbereichen und Siedlungen geprägt. An diese grenzen ausgedehnte Waldflächen an, die mit steigender Höhe in Halboffenland übergehen. Oberhalb der Baumgrenze sind alpine Matten, Fels-, Schutt- und Polstergesellschaften sowie Schnee und Eis zu finden. Pittioni (1937) beschreibt das Untersuchungsgebiet sehr malerisch mit Landschaftselementen wie Siedlungen, Fichtenwäldern, Schluchten, Wiesen und Weiden, Almen, lichten Lärchenbeständen, Rhododendron- und Rauschbeeren-Gebüsch, Alpenrosenbeständen, Wollkopf-Kratzdistel-Beständen, Bergmatten, Verwitterungsschuttmassen, Steinbrecharten sowie große Gletscherareale und Eindrücke wie „gurzelnde Abflusswasser“, „heulende, eisige Gletscherwinde“ und „märchenhafte Blütenpracht“. Die verschiedenen Aufnahmeteilgebiete haben ganz unterschiedliche Ausprägungen (s. Kapitel 2.1.2).

In den ersten 20 Jahren des 21. Jahrhunderts kam es im Untersuchungsgebiet auf Grund von Windwurf an Hängen und Kuppen zunehmend zum Verlust von großflächigen Waldgebieten.



In dem Gemeindegebiet sind folgende Schutzgebiete nach dem Tiroler Naturschutzgesetz 2005 und der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie ausgewiesen (Land Tirol, 1991; Land Tirol, 2005; Rat der Europäischen Union, 1992).

- Hohe Tauern, Tirol, Natura 2000 - Habitat- und Vogelschutzrichtlinie
- Hohe Tauern Kernzone, Nationalpark Kernzone
- Hohe Tauern Außenzone, Nationalpark Außenzone

Abbildung 8 Gebietsgrenze des Nationalpark Außenzone und des Natura 2000-Schutzgebiets (Datenquelle: Land Tirol - data.tirol.gv.at (Schutzgebiete); BEV, 2019 (Gemeindegrenze), Grundkarte: basemap.at)

2.1.1.5 Landnutzung

Die Nutzung der gesamten land- und forstwirtschaftlichen Fläche teilte sich 2010 auf in 31,8% Wald, 0,2% Ackerland, 3,1% Mehrmähdige Wiesen, 22,1% Almen und Bergmähder. Die Waldfläche hat sich zwischen 1999 und 2010 um 3,6% gesteigert. Almen und Bergmähder haben um 24,6% abgenommen (Statistik Austria, 2010). 4,2% machen Dauersiedlungsraum aus (Statistik Austria, 2020).

Die Landwirtschaft war bis Mitte der 1960er Jahre Haupteinnahmequelle für einen Großteil der Bevölkerung. Heute gibt es noch 61 landwirtschaftliche Betriebe, wobei viele Landwirte auf Nebeneinkünfte wie Vermietung oder Pacht angewiesen sind (Gemeinde Kals am Großglockner, o.D.d). Den Bauern kam und kommt in einigen Bereichen auch heute noch die Rolle des Landschaftspflegers zu. Die Pflege alpiner Flächen ist kleinteilig und zeitintensiv. Da die Heuernte heute größtenteils maschinell eingebracht wird, lohnt sich die händische Arbeit nur noch selten (Gemeinde Kals am Großglockner, o.D.d). Auf Grund des voranschreitenden Landschaftswandels kommt es häufig zu einer Zunahme von Waldflächen, während Offenland verloren geht (Kreisch & Abl, 2006). Grund dafür ist zum einen, dass klimatische Änderungen eine Verschiebung der Waldgrenze nach Norden und in höhere Lagen möglich machen (Dirnböck et al., 2011). Zum

anderen kommt es immer öfter zu einer Nutzungsaufgabe in Ungunstlagen (z. B. in Hangbereichen), sodass Offenlandschaften sukzessiv verbuschen (Kreisch & Abl, 2006). Auf Grund der Flurbereinigung gibt es in den Tallagen weniger kleinstrukturierte Grünland- und Ackerflächen (Brugger, 2014). Auch wegen zunehmender Bautätigkeit und fortwährender Erschließung des Untersuchungsgebiets aufgrund des Tourismus seit den 1950er Jahren (Gemeinde Kals am Großglockner, o.D.b) kommt es zunehmend zu Versiegelung und Flächenverlust. Einige der landwirtschaftlich genutzten Flächen wurden während des Aufnahmezeitraums gemäht.

Pittioni (1937) dokumentiert, dass die Waldgrenze an den Nordhängen des Untersuchungsgebiets durchschnittlich um 200 m höher lag (bei ca. 2000 m Seehöhe) als an den Südhängen (ca. bei 1800 m). Er argumentiert, dass dafür stärkere Niederschläge an den Nordhängen sowie menschlicher Einfluss verantwortlich waren. Die Wiesen der Südhänge seien für die Almwirtschaft prädestiniert gewesen, während die Nordhänge vorwiegend von Rhododendron, Rauschbeere und Flechten bedeckt gewesen seien. Um die Almwiesen zu vermehren, wurden Waldbestände der Südhänge an der oberen Waldgrenze gerodet und durch Mahd und Beweidung offengehalten. Zudem erklärt Pittioni (1937), dass die Waldgrenze nicht nur an Nord- und Südhängen unterschiedlich verlief, sondern auch der Einfluss der Gletscher dazu führte, dass die Waldgrenze am östlichen Bergmassiv (Glocknermassiv) deutlich tiefer lag als an der westlichen, niedrigeren Gebirgsmauer (Pittioni, 1937).

Abbildung 9 zeigt die Waldbedeckung zwischen 1925 und 1934.

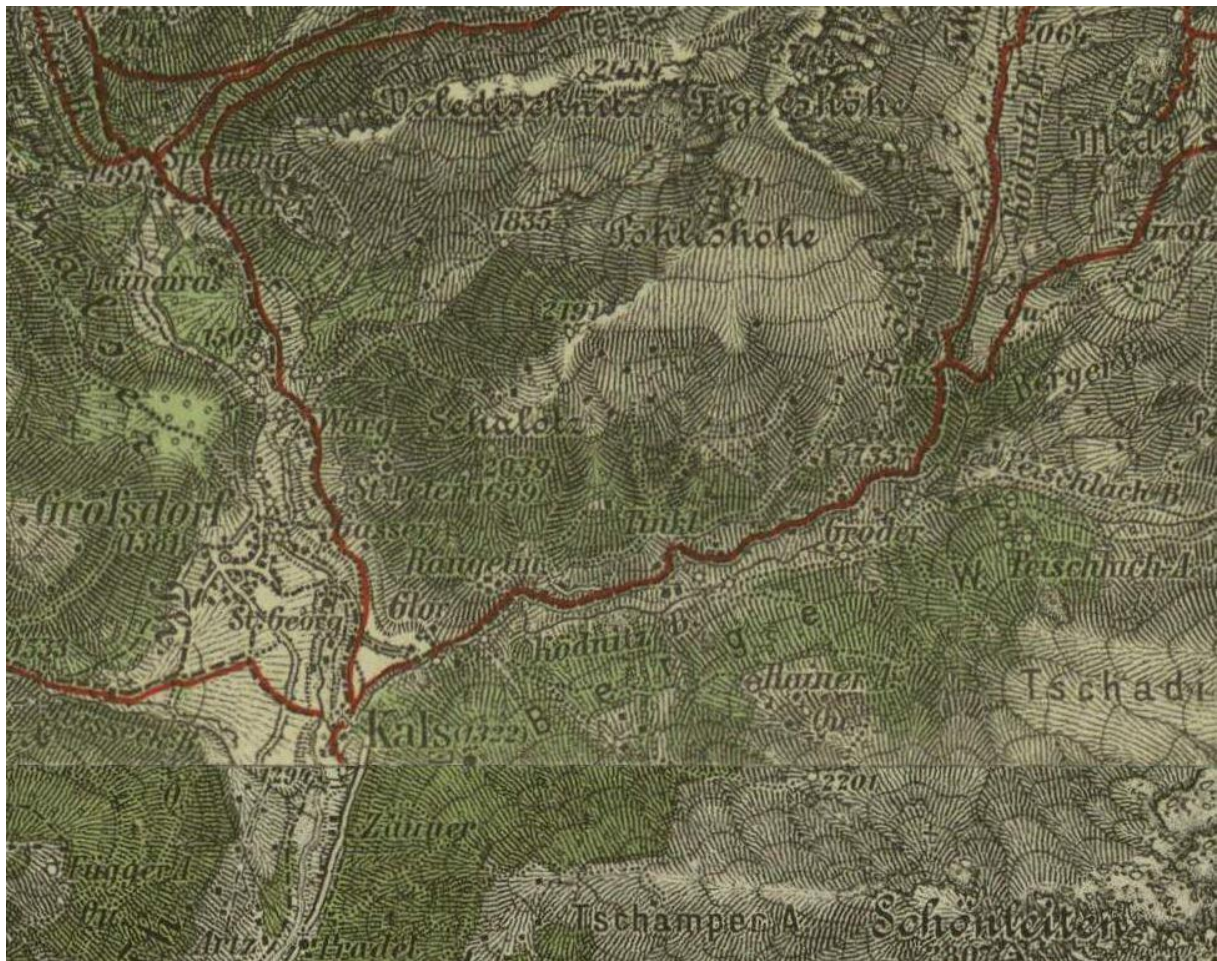


Abbildung 9 Ausschnitt des Ködnitztals, Figerhorns (oben) und Schönleiten (unten) aus der "Spezialkarte Österreich 1925-1934" mit eingezeichneten Waldflächen (grün) (Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen, o.D.)

Ein Blick auf den gleichen Landschaftsausschnitt im GIS (Abbildung 10) zeigt, dass die Wälder nach wie vor an den Nordhängen ausgeprägter sind als an den Südhängen. Abbildung 9 und Abbildung 10 zeigen ebenso, dass sich die Waldbedeckung in manchen Bereichen bis zu max. 100 Hm ausgedehnt hat.



Da die zehn Aufnahmeteilgebiete teilweise sehr unterschiedlich strukturiert sind, wird ihre Landschaft folgend charakterisiert. Es werden ihre Besonderheiten beschrieben (z.B. viel beflogene Flächen) sowie u.a. Transektnummern und Wetter zu den Aufnahmezeiträumen angegeben.

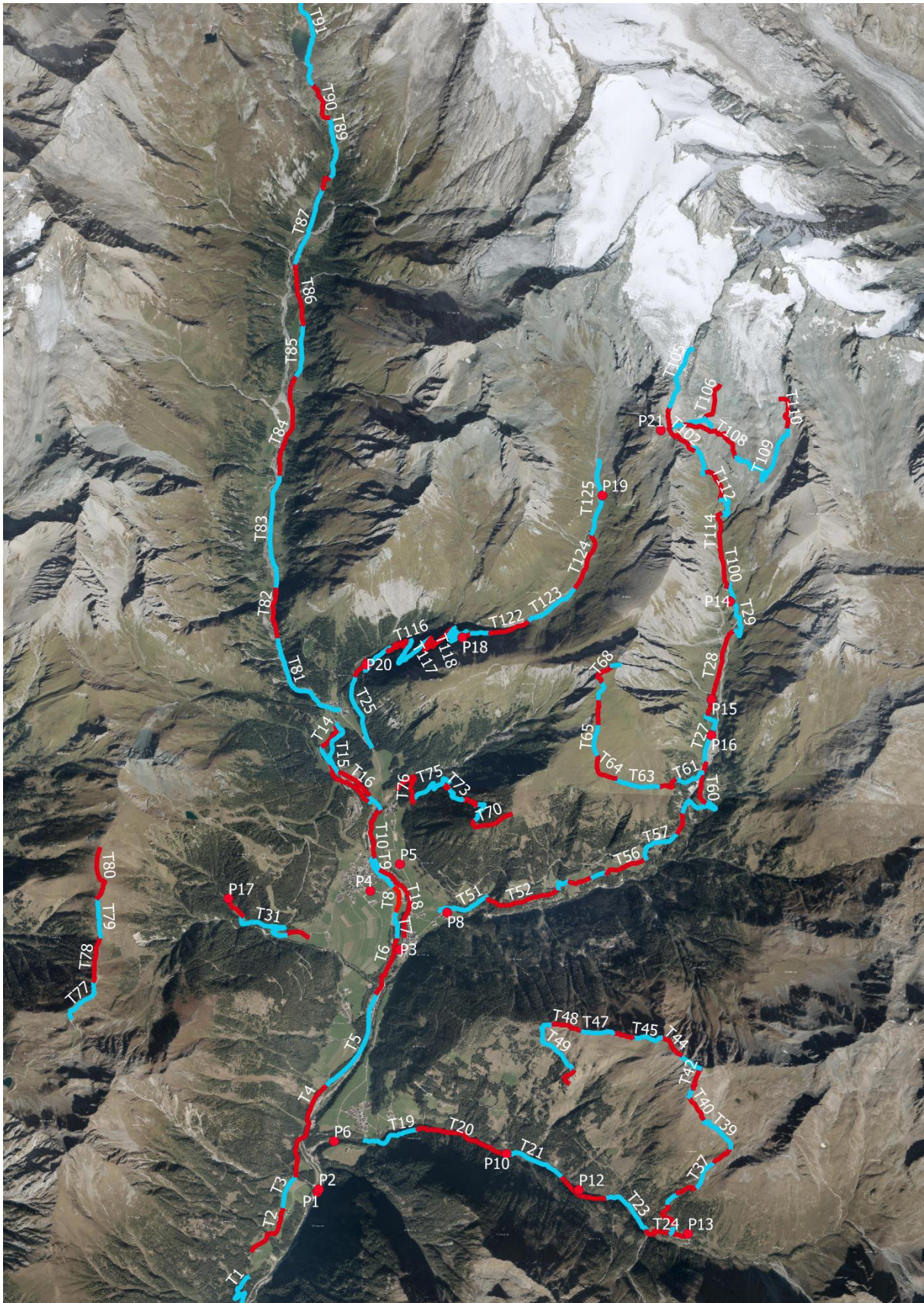


Abbildung 11 Kartierte Transekte (blaue und rote Linie) und Patches (rote Punkte) im Jahr 2020 (Grundkarte: base-map.at)

2.1.2.1 Kalsbachtal

Kalsbachtal (T1-T18, P1-P5)	Aufnahmezeitraum: 20.7.2020 – 22.7.2020
Höhe: 1120–1480 m (montane bis subalpine Stufe)	
Wetter: durchschnittlich ca. 21 °C, sonnig, teilweise bewölkt	
Dominierende Habitattypen: Waldwegränder, Straßenränder, landwirtschaftliche Nutzflächen, Ufersäume, Nadelwald	
2020 Das Aufnahmegebiet ist stark anthropogen beeinflusst und touristisch geprägt. Die Transekte und Beobachtungspunkte befinden sich zum Teil nah am oder im Siedlungsraum (z. B. Friedhof) und folgen dem Natur-Erlebnispfad „Mühlenweg“ entlang des Kalser Bachs. Einige der landwirtschaftlich genutzten Flächen wurden während des Aufnahmezeitraums gemäht. Hotspots: • Kahlschlag mit viel <i>Vicia cracca</i>, <i>Lathyrus pratensis</i>, <i>Trifolium pratense</i> • Mähwiese (ungemäht) mit <i>Centaurea scabiosa</i>, <i>Thymus</i> sp. Besonderheiten: • Sehr niedriger Fund von <i>B. sichelii</i> • Niedriger Fund von <i>B. mesomelas</i>	
1937 Pittioni unterteilte diesen Teil des Kalsbachtals in zwei Abschnitte: Abschnitt 1 (1100–1300 m) wird in erster Linie von Fichtenwäldern gebildet. Er beginnt oberhalb der Schlucht, die das Untersuchungsgebiet geographisch vom Iseltal trennt. Die Schlucht bildet ein nahezu unüberschreitbares Grenzgebiet zwischen der Hummelgemeinschaft des Iseltals und des Kalsbachtals (Pittioni, 1937). Der zweite Abschnitt (1300–1600 m) beginnt südlich der Einmündung des Rasegg- und Ködnitzbachs und endet am Zufluss des Teischnitzbachs. Der Abschnitt ist das fruchtbare Becken des Tals (Pittioni, 1937).	
Fotos	
T4 	T13 

T15



T10



T3



P5



2.1.2.2 Teischnitztal

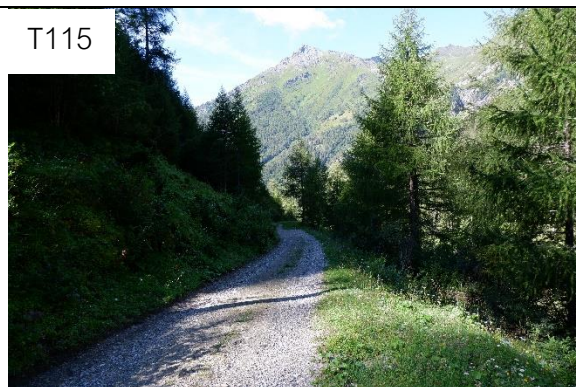
Teischnitztal (T25/T26, T115-T125, P18-P20)	Aufnahmezeitraum: 24.7., 16.8., 18.8.2020
Höhe: 1500–2300 m (montane bis subalpine Stufe)	
Wetter: 24.7. unterer Abschnitt: 14 °C, bewölkt, leichter Nieselregen 16.8. mittlerer Abschnitt: sonnig, ab Mittag bewölkt, fast windstill 18.8. oberer Abschnitt: bewölkt, windig, kühl	
Dominierende Habitattypen: Unterer Abschnitt: Straßenrand Mittlerer/oberer Abschnitt: Forststraße, Feldweg, Weide	
2020 Das Teischnitztal ist in drei Abschnitte zu unterteilen. Der untere Abschnitt ist die Zufahrt zu einem Wanderparkplatz am Teischnitzbach. Der Straßenrand bot ein hohes Blütenangebot, das stark von Hummeln genutzt wurde. Den mittleren Abschnitt bildet der Aufstieg durch den Wald bis zu einer Klamm, die das Tal stark verengt. Ab der Klamm weitet sich das Tal und führt mit geringer Steigung bis zu einer Steilwand des Glocknermassivs. Das Blütenangebot ist auffallend hoch, nicht weniger als im Ködnitztal. Die Hummeln waren schon früh am Morgen auf Disteln am Nektarsaugen. <i>Scabiosa lucida</i> , <i>Silene vulgaris</i> , <i>Rhinanthus glacialis</i> , <i>Carduus defloratus</i> dominieren bis zur Klamm. Ab der Klamm, auf der Weide, ändert sich die Vegetation. <i>Anthyllis vulneraria</i> und <i>Cirsium spinosissimum</i> (vorwiegend von <i>B. wurflenii</i> und <i>B. lucorum</i> s.l. besucht) setzen sich bis zum Felsabbruch, der vom Teischnitzkees bedeckt ist, durch. Hotspots: • Wiese vor Klamm (T120) Besonderheiten: • Vier Funde von <i>B. gerstaeckeri</i>	
1937 Pittioni (1937) unterteilte das Gebiet, in ein unteres von West nach Ost verlaufendes Schlucht- und Klammtal und ein oberes von Süd nach Nord verlaufendes Trogtal. Damals reichte der Teischnitzkees bis in den oberen Teil des Tals hinein (2600 m) und Wind transportierte die Kaltluftmassen in das Tal. Daher stand, so Pittioni (1937), dass Teischnitztal zu seiner Zeit im glazialen Einfluss und bildete das Kältezentrum des gesamten Kalsbachtals. Auch im Hochsommer fielen Niederschläge oft als Schnee. Das wirkte sich auf das Blütenangebot und Hummelvorkommen aus – in dem Tal hat Pittioni kaum Hummelfunde verzeichnet und das Blütenangebot muss wesentlich geringer gewesen sein als das im Ködnitztal – trotz gleicher Meereshöhe und ähnlicher Talform. Der untere Teil des Tals war mit dichtem Lärchen- und Fichtenwald bewachsen. Den Unterwuchs bildete <i>Rhododendron hirsutum</i> (Pittioni, 1937).	

Fotos

T25



T115



T119



T122



T123



T125



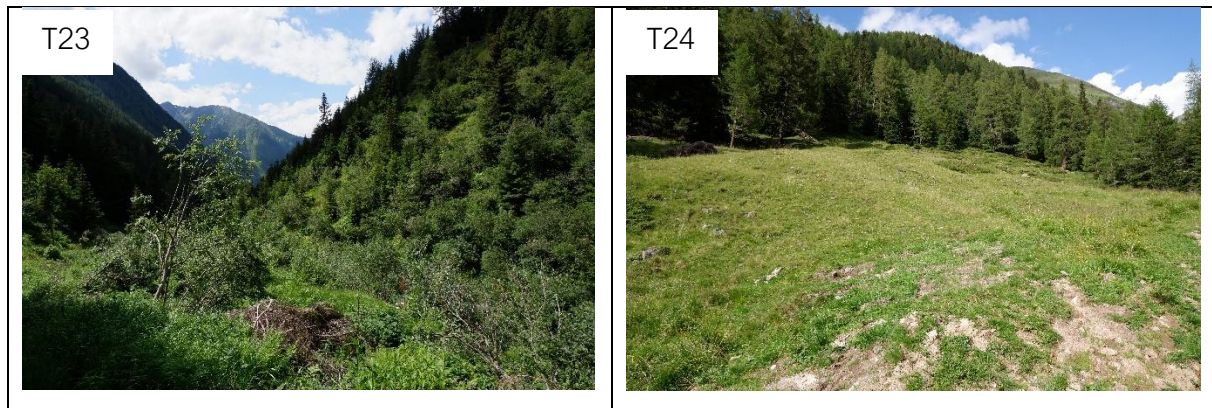
2.1.2.3 Ködnitztal

Ködnitztal (T27-29, 51-61, 100-102, 112-114, P8, P14-16)	Aufnahmezeitraum: 25./28.7., 12./15.8.2020
Höhe: 1400–2800 m (montane bis alpine Stufe)	
Wetter: 28.7. unterer Abschnitt: 22 °C, sonnig – leicht bewölkt 25.7. mittlerer Abschnitt: 14 °C, sonnig – leicht bewölkt 12.8. oberer Abschnitt: bewölkt, windig; 15.8.: bewölkt, windstill	
Dominierende Habitattypen: Unterer Abschnitt: Forststraße, Straßenrand Mittlerer Abschnitt: Weiden, Wiesen, Halboffenland Oberer Abschnitt: Feldweg, Wiese, Fels-, Schuttflur, Polstergesellschaften	
2020 Das Ködnitztal teilt sich in drei Abschnitte auf. Der untere Abschnitt führt von Glor zum Lucknerhaus, in dem eine hohe Blüten- und Hummeldichte zu beobachten war. Es wechseln sich Wiesen und Waldabschnitte entlang von Forststraßen und Wanderwegen ab. Der mittlere Abschnitt ist geprägt von klassischen Almstrukturen mit hohem Blüten- und Hummelaufkommen. Das Gelände wird ab der Ködnitzbach-Brücke allmählich steiler und führt bis zur Lucknerhütte hinauf. Der hintere Teil des Ködnitztals geht von blütenreichen Wiesen in Fels-, Schuttflur- und Polstergesellschaften über und führt von der Lücknerhütte bis zur Stüdlhütte. Hotspots: • Straßenrand der Mautstraße (T59) • Wiese vor Ködnitzbach-Brücke mit sehr hohem Blütenangebot (T28) Besonderheiten: • Einziger Fund von <i>B. mendax</i>	
1937 Das Ködnitztal spaltet sich laut Pittioni (1937) in zwei Teile auf: einem schluchtartigen Teil, der von West nach Ost führt und einem höher gelegeneren, trogförmigen Teil, der von Süden nach Norden verläuft. Laut seiner Beschreibungen (Pittioni, 1937) war das Tal im Gegensatz zum Teischnitztal viel blütenreicher, da ein Großteil der Kaltluftmassen der Gletscher durch die Gebirgsmauer zwischen den beiden Tälern in das Teischnitztal abgeleitet wurde und „ <i>die Wirkung dieser Kaltluftreste im Ködnitztal grösstenteils durch die nach Süden viel offenere Lage aufgehoben wird</i> “ (Pittioni, 1937, S. 75). Die meisten Hummeln fand er zwischen Lucknerhütte und Lucknerhaus.	
Fotos	



2.1.2.4 Lesachtal

Lesachtal (T19-T24, P6, P10, P12/13)	Aufnahmezeitraum: 23.7.2020
Höhe: 1300–1900 m (montane bis subalpine Stufe)	
Wetter: ca. 18 °C, freundlich, kaum Wind	
Dominierende Habitattypen: Forststraßen, Waldränder, Weide mit Gehölzanteil	
2020 Das Lesachtal ist das am niedrigsten gelegene Tal von Kals und verläuft Nordseitig. Am Morgen im schattigen Wald wurden kaum Hummeln beobachtet. Mit steigender Höhe entwickeln sich lichtere Gehölzstrukturen. Hotspots: • An Wiesenstücken in T21 Besonderheiten: • Zwischen 1600-1800 m stand das Schmalblättrige Weidenröschen (<i>Epilobium angustifolium</i>) nicht in Blüte – unter 1600 m und über 1800 m wiederum blühte es und wurde als Trachtpflanze genutzt	
1937 Das Lesachtal zeigte sich 1935-1937 sehr mild aufgrund der geringen Vergletscherung der umliegenden Berge (z.B. Schönleitenspitze). Pittioni (1937) folgerte, dass das Lesachtal ähnliche Verhältnisse wie das Kalsbachtal aufwies, obwohl es einige Höhenmeter höher liegt, da die „Tauernwinde“ das Tal nicht erreichen.	
Fotos	
T20 	T21 



2.1.2.5 Dorfertal

Dorfertal (T81-T91)	Aufnahmezeitraum: 2./3.8.2020
Höhe: 1500–2000 m (montane bis subalpine Stufe)	
Wetter: Nieselregen, kühl, zwischendurch freundlicher	
Dominierende Habitattypen: Forststraße, Feldweg, Almlandschaft, Weiden, Geröllfluren	
2020 Das Dorfertal führt anfangs durch eine Kamm, weitet sich dann auf zu einem breiten Tal mit viel Almwirtschaft. Nach der Kamm waren an einem kleinen Eisenhutbestand eine <i>B. gerstaeckeri</i> Königin und viele <i>B. wurflenii</i> am Nektarrauben zu beobachten. Um das Tauernhaus sind vorwiegend Weiden mit eher geringerem Blütenangebot aber vielen <i>Crisium eriophorum</i> (Große Wollkopfdistel) vorzufinden. Nach dem Tauernhaus folgt ein Zirbenwäldchen mit anschließendem Moor samt großer Alpendost- und Alpenmilchlattich-Bestände übergehend in Fels- und Geröllflur bis hin zum Dorfersee und um ihn herum. Am See wurden bei schlechten Wetterbedingungen (Wind und niedrige Temperaturen) einige langsame, ruhende Hummeln auf Alpendost beobachtet. Hotspots: • Feuchtgebiet mit Alpendost- und Alpenmilchlattich-Beständen Besonderheiten: • <i>B. gerstaeckeri</i>-Königin (T82) 1937 Pittioni (1937) charakterisierte das Dorfertal als eiszeitliches Trogtal mit flachen Talböden und links und rechts aufsteigenden Talwänden, deren Höhen damals noch von Gletschern bedeckt waren. Er beschrieb ebenfalls die vielen Almen ab der Kamm, Wiesen und Lärchenbestände sowie Wasserfälle entlang der emporragenden Felswände. Der hintere Teil des Dorfertals entstand aus den Verwitterungsschuttmassen der Granatspitz- und Glocknergruppe. Mit den Worten: „Über hundert Meter hoch sind hier Felsblöcke vom Ausmass kleiner Häuser übereinander	

getürmt, nur oberflächlich überzogen von einer federnden Decke von *Rhododendron*- und *Vaccinium uliginosum*-Büschen und von dichten, schwellenden Flechtenpolstern, die nur trügerisch die klaffenden Spalten verschleiern, aus deren Tiefe das Gurgeln der Abflusswässer des ebenfalls [von Schuttmassen] gestauten Dorfersees herauftönt“, veranschaulicht Pittioni (1937, S. 75) das Bild der Gegend um den Dorfersee. Aufgrund der starken Vergletscherung der Kalser Tauern und der Tauernwinde, war das Lokalklima im Dorfertal zu Pittionis Zeiten besonders rau. Er berichtet von Lawinenresten im August und blühenden Alpenrosen, die im sonstigen Gebiet schon verblüht seien. Sie seien eine wichtige Nahrungsquelle für die Hummeln gewesen, in dem sonst recht blütenarmen Tal. Außer den Alpenrosen waren Steinbrecharten im Geröll sowie Ende August *Cirsium eriophorum* und einige *Aconitum variegatum* Nektar- und Pollenquellen. Erst unterhalb der Klamm begann eine reiche Flora (Pittioni, 1937).

Fotos

T81



T82



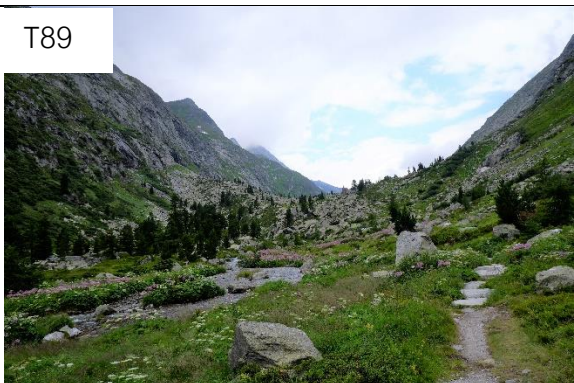
T83



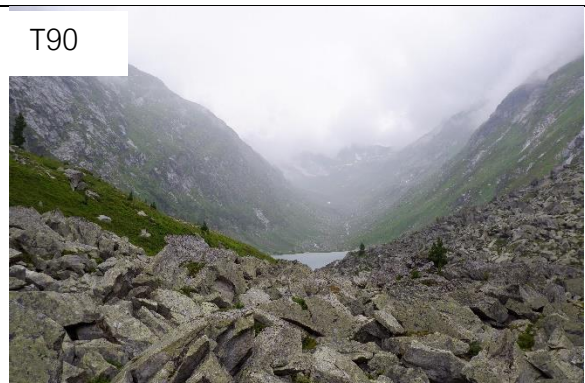
T87



T89

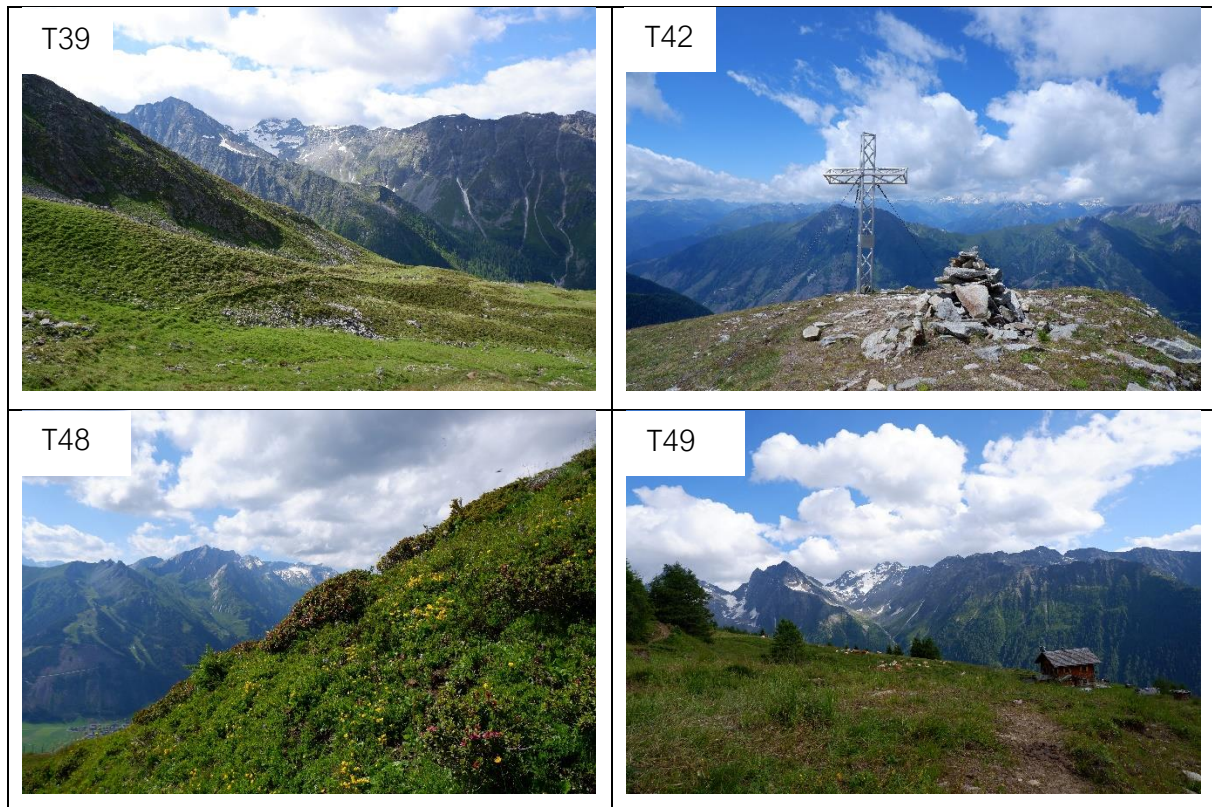


T90



2.1.2.6 Schönleitenspitze

Schönleitenspitze (T33-T50)	Aufnahmezeitraum: 27.7.2020
Höhe: 1900–2800 m (subalpin bis alpine Stufe)	
Wetter: zunächst sonnig und wenig Wind, ab 2500 m windig, morgens 8 °C, am höchsten Punkt (2800 m) 28 °C	
Dominierende Habitattypen: Nadelwald, Zwergstrauchheiden, Fels-, Schuttflur-, Polstergesellschaften	
2020 Die Schönleitenspitze wurde von Süden bestiegen und in Richtung Westen abgestiegen. Der erste Anstieg führt durch einen Wald mit Tau bis in den Vormittag hinein bei geringem Blütenangebot. Erst oberhalb der Waldgrenze (2300 m) häuften sich die Hummelfunde, bei dennoch wenigen blühenden Pflanzen (zunächst Alpenrose, dann insbesondere Teufelskralle). Auf 2800 m Seehöhe wurden vor allem <i>B. sichelii</i>, <i>B. pyrenaeus</i> und Erdhummeln beobachtet. Der Abstieg, der von reinem Fels zu Wiesen/Rasen bis hin zum Waldrand überging, entpuppte sich weniger karg als der Aufstieg von Süden. Ab dem Lesachriegel wechselte sich Weidelandschaft mit kleineren Waldabschnitten ab mit insgesamt hohem Blütenangebot. Hotspots: • Viel besuchte Gamsheide (<i>Loiseleuria procumbens</i>) (T46) 1937 Laut Pittioni (1937) war die Schönleitenspitze schon zur damaligen Zeit besonders wärmebegünstigt. Auf 2400-2700 m waren nach seinen Angaben Mitte Juli die gleichen floristischen und faunistischen Gegebenheiten vorzufinden wie drei Wochen später im Ködnitztal auf ca. 2000 m. Pittioni (1937) erklärte sich das Phänomen dadurch, dass die hoch gelegenen Südhänge tagsüber intensiv mit Sonne bestrahlt wurden und nachts die Warmluftmassen aufstiegen, während sie gleichzeitig vor den kalten Nordwinden geschützt waren. Heutzutage sind die stark sonnenbestrahlten Hänge der Schönleitenspitze wesentlich karger vorzufinden als die von Pittioni angesprochene Vergleichsfläche im Ködnitztal einige Wochen später.	
Fotos	
T34 	T37 



2.1.2.7 Figerhorn

Figerhorn (T61-T76)	Aufnahmezeitraum: 30.7.2020
Höhe: 1500–2800 m (montan bis alpine Stufe)	
Wetter: Heiß ca. 30 °C, sonnig, windstill	
Dominierende Habitattypen: Wiesen oberhalb der Waldgrenze, Nadelwald	
2020 Der Aufstieg führt vom Lucknerhaus über den Greibichl zum Figerhorn. Bereits am Morgen war eine hohe Flugaktivität zu verzeichnen. Die Landschaft bestand zunächst aus Wiesen mit Gehölzanteil, die den vielen Hummeln ein großes Blütenangebot boten. Blüten und Hummeln nahmen mit steigender Höhe ab. Der Abstieg erfolgte ab dem Greibichl in Richtung Westen. Bis zum Waldrand bestand die Vegetation fast ausschließlich aus Gräsern. Der Wald wies zunächst ebenfalls einen grasigen Unterwuchs auf – ab ca. 2000 m abwärts löste Alpendost die Gräser ab. In diesem Abschnitt wurden auffällig wenige Hummeln gesichtet. Zwischen 1700 m und 1900 m waren kleinere Eisenhutbestände zu verzeichnen. Ab der Forststraße in Richtung Burg wurden die klassischen Arten der montanen Lage dokumentiert: Klappertopf, Knautie, Rotklee u.a. Hotspots: • Lichtung am Waldrand mit viel <i>Phyteuma persicifolium</i> (T70)	

Besonderheiten:

- Eisenhutbestände zwischen 1700-1900 m (T72)

1937

Keine Übermittlungen

Fotos

T62



T66



T70



T42



2.1.2.8 Raseggbachtal

Raseggbachtal (T61-T76, P17)	Aufnahmezeitraum: 26.7.2020
Höhe: 1400–1700 m (montan bis subalpine Stufe)	
Wetter: Nieselregen bei ca. 15 °C, wenig Wind	
Dominierende Habitattypen: Forststraße, Feldweg	
2020 Der kartierte Teil des Raseggbachtals führt von breiten Feldwegen über steiler werdendes Gelände hinauf in den Wald. Es wurde trotz Nieselregens eine hohe Hummeldichte festgestellt. Besonders beliebt bei den Blütenbesuchen waren <i>Centaurea scabiosa</i> und <i>Vicia cracca</i> sowie <i>Thymus</i> sp. Besonderheiten: Funde von <i>B. sichelii</i> und <i>B. monticola</i> in eher niedrigen Lagen 1937 Pittioni (1937) beschrieb, dass die westliche Gebirgsmauer des Kalsbachtals fast durchgängig schroffe Felswände mit wenig Vegetation oberhalb der Baumgrenze aufweist. Nur das Quellgebiet des Raseggbachtals bot ausgedehnte Alpenmatten zum intensiven Sammeln (Pittioni, 1937). Dennoch wurden in den Dokumentationen zu dem Tal aus der Pittioni-Kartei nur drei Einträge von <i>B. hortorum</i> gefunden.	
Fotos	
T30 	T30 
T31 	T32 

2.1.2.9 Kalser Höhe

Kalser Höhe (T77-T80)	Aufnahmezeitraum: 31.7.2020
Höhe: 2200–2500 m (subalpine bis alpine Stufe)	
Wetter: leicht bewölkt, windig, durchschnittlich ca. 20°C	
Dominierende Habitattypen: Wiese/Weide auf Hochplateau	
2020 Die Kalser Höhe erstreckt sich entlang des Grates zwischen Kals am Großglockner und Matrei in Osttirol (Kals-Matreier-Törl). Insbesondere der erste Abschnitt des Gebiets zwischen Gondel und Kals-Matreier-Törlhaus) ist stark frequentiert von Wandernden und Mountainbiker:innen. Dennoch waren viele Hummeln zu beobachten, vor allem in großen Glockenblumenbeständen sowie auf Teufelskralle und Goldrute. 1937 Das Kals-Matreier-Törl ist die tiefste Einkerbung der südlichen Ausläufer der Granatspitzgruppe (Pittioni, 1937).	
Fotos	
T77 	T78 
T79 	T80 

2.1.2.10 Glocknergebiet

Glocknergebiet (T103-T111, P21)	Aufnahmezeitraum: 12.-14.8.2020
Höhe: 2700–3100 m (alpine bis nivale Stufe)	
Wetter: Großteils bewölkt, teilw. Nieselregen, Schauer, Gewitter, teilw. Sonne, hohe Feuchtigkeit der Vegetation und hohe Temperaturschwankungen (5-30 °C)	
Dominierende Habitattypen: Wiese/Rasen oberhalb der Waldgrenze, Fels-, Schuttflur, Polstergesellschaften	
2020 Die Kartierungen im Glocknergebiet umfassten verschiedene Zuwege zum Großglockner: Zustieg zum Stüdlgrat, Zustieg zum Ködnitzkees und den Zustieg zur Erzherzog Johann Hütte. Die meisten Funde wurden am Nachmittag beobachtet, vorwiegend auf <i>Phyteuma globulariifolium</i>, <i>Silene acaulis</i> und <i>Campanula scheuchzerii</i>. Das Verhalten der Hummeln war schnell und rastlos. Erst bei Sonne, hoher Vegetationstemperatur und trockener Vegetation konnte mit Hummelfunden gerechnet werden. Nur selten trugen die Hummeln Pollenhöschen. Die Fels-, Schutt- und Polsterfluren boten ein verhältnismäßig hohes Blütenangebot und viele Nistmöglichkeiten. Hotspots: • Polstergesellschaft bei T108 Besonderheiten: • Zwei Funde von <i>B. alpinus</i> ca. 200 Hm vom Gletscherrand entfernt auf 2720 m Seehöhe 1937 Pittioni (1937) beschrieb das Glocknergebiet als besonders kalt mit eisigen Gletscherwinden. Er konnte Ende Juli einige <i>B. alpinus</i> auf einem Grad zwischen Teischnitz- und Ködnitzkees (Zustieg zum Stüdlgrat) beobachten, die „trotz des heftigsten Sturmes, der mir das Stehen fast unmöglich machte, knapp über dem Boden sicher fliegend fortbewegten, dabei stets den Windschatten der Felsblöcke und -Vorsprünge ausnützend. Nur eine einzige Blütenpflanze, niedrige, von kleinen rosa Blüten besäte Polster bildend, bot den Immen hier in der Fels- und Eiswüste Nahrung“ (Pittioni, 1937, S. 93). Diese Hummeln legten häufig die Distanz zwischen zwei Polstern kriechend, den Körper krampfhaft an den Boden gedrückt, zurück, um nicht vom Sturm losgerissen zu werden (Pittioni, 1937).	
Fotos	



2.2 Aufbereitung der historischen Daten und Standortauswahl

Die 608 Datensätze mit 2141 gelisteten Individuen aus der „Pittioni Bee Collection“ (NHM, 2018), die in Form von handschriftlichen Karteikarten vorliegen, wurden von MMag. Dr. Johann Neumayer in eine Datenbank digitalisiert. Dabei wurden die Artnamen an die heute gültige Nomenklatur angepasst.

Anhand dieser Datenbank wurde mit Hilfe von Excel und QGIS analysiert, an welchen Fundorten eine vergleichende Kartierung sinnvoll ist. Kriterien bei der Standortauswahl waren:

- eine Datenunschärfe von maximal 200 Hm und 1000 m
- ein Höhengradient entlang des jeweiligen Aufnahmegebiets
- sicherer Erreichbarkeit
- Habitateignung (potenzieller Bienenlebensraum: mögliche Blütenpflanzen und Nistplätze)

Zudem wurden Hinweise zu den Aufnahmegebieten aus Pittionis Publikation „Die Hummelfauna des Kalsbachtals in Osttirol - Ein Beitrag zur Ökologie und Systematik der Hummeln Mitteleuropas.“ (1937) berücksichtigt. Obwohl die Daten für das Teischnitztal nicht den gelisteten Kriterien entsprachen, wird das Tal in die Aufnahmen integriert, da Pittioni in seiner Arbeit die Theorie anführt, dass er im Teischnitztal deshalb so wenige Funde verzeichnet hat, weil es aufgrund des Gletschers in Kombination mit der Windrichtung das Kältezentrum des gesamten Gebiets bilde. Im Ködnitztal (ein Tal weiter südlich), sei es nicht zu solch massiven Kaltluftmassen gekommen und war zum damaligen Zeitpunkt „*ein Blütenparadis für Hummeln*“ (Pittioni, 1937, S. 75). Um diesbezüglich etwaige Veränderung feststellen zu können, werden auch im Teischnitztal entlang eines Höhengradienten Daten erhoben. Das Gebiet „Foledischnitz“ wurde 2020 nicht kartiert, da es den Kriterien nicht entsprach. Ein Schwerpunkt bei der kartierten Flächen lag 1935-1937 und 2020 auf den östlichen Seitentälern des Kalsbachtals. Die Landschaft östlich und westlich des Kalser Bachs unterscheiden sich stark. Im Westen wird das Kalsbachtal von einer durchgehenden Gebirgsmauer eingerahmt, innerhalb derer nur das Raseggbachtal gute Sammelverhältnisse aufweist. Abgesehen davon bietet die Kalser Höhe samt dem Kals-Matreier-Törl gute Voraussetzungen für Sammelaktivitäten. Der Osten weist auf Grund seiner Landschaftsform geeignetere Standorte auf.

Es gibt keine ausreichende Dokumentation darüber, wie Pittioni bei der Datenaufnahme vorgegangen ist. Daher wurden für die Kartierung im Jahr 2020 Wege festgelegt, die Pittioni bei seinen Sammelaktivitäten aller Wahrscheinlichkeit nach genutzt haben muss und entlang derer seine Fundorte verortet sind.

2.3 Datenaufnahme

Die Aufnahmen dieser Masterarbeit wurden in den von Pittioni „durchforschten“ Gebieten durchgeführt und an die damaligen Aufnahmezeiträume (Juli/August) angelehnt. Die Aufnahmegebiete lagen 1935-1937 auf einer Höhe von 1100 m bis 2800 m.

Die Datenaufnahme im Jahr 2020 fand vom 20. Juli bis 22. August statt. Dieser Zeitraum wurde gewählt, da hier sowohl in Tallagen als auch im Gebirge hohe Hummeldichten zu erwarten waren (Schneller et al., 2014) und sich der Zeitraum mit den Aufnahmedaten Pittionis deckte. Die Datenaufnahme wurde an 15 Begehungstagen zu Tageszeiten zwischen 8.00 Uhr und 18.30 Uhr meist im Zweier-Team (gemeinsam mit Alina Mirwald) durchgeführt. Die Gebiete Schönleiten Spitze und Figerhorn wurden in Einzelarbeit aufgenommen. Ausschlusskriterien für eine Begehung waren langanhaltender starker Regen und eine Temperatur von unter 5 °C.

1935-1937 durchstreifte Pittioni mehrere Gebiete, die er in einer Karte festhielt, sammelte alle Hummeln im Flug, von Blüten oder aus Nestern und vermerkte alle Blütenbesuche, die er bei seinen „Streifzügen“ beobachten konnte. Für eine bessere Nachvollziehbarkeit und Vergleichbarkeit wurde das Aufnahmeverfahren für die Kartierungen im Jahr 2020 standardisiert und die Gebiete systematisch mittels Transektmethode untersucht (Neumayer & Paulus, 1999; Neumayer, 2014; Schneller et al., 2014). Wanderwege, Forstwege und Straßen fungieren als Leitlinien für Transekte, die innerhalb der Täler und ausgewählter Gebiete abgesprochen werden. Dabei werden alle Hummeln dokumentiert, die 2 m links und rechts sowie 2 m oberhalb der Wege qualitativ und quantitativ erfasst werden können. Hummeln, die außerhalb des Transekts oder bei Gehpausen beobachtet werden konnten, wurden ebenfalls dokumentiert, in den Aufnahmebögen entsprechend gekennzeichnet und in quantitativen Auswertungen ausgeschlossen. Homogenität des Lebensraums, maximale Länge (1000 m) und Höhendifferenz (100 m) stellen die Kriterien für die Abgrenzung einzelner Transekte dar. Die Anzahl der Transekte belief sich auf 116. Die Transekte erstreckten sich über 62 km auf Höhen zwischen 1100–3100 m (montane, subalpine und alpine Stufe).

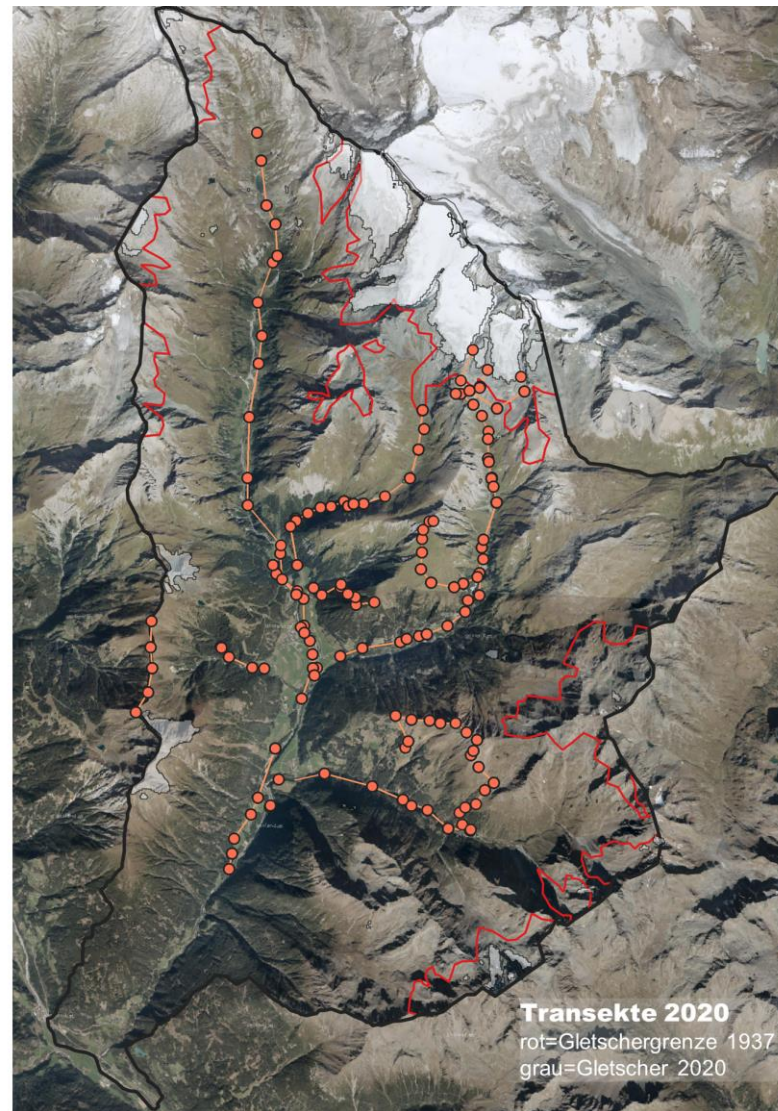
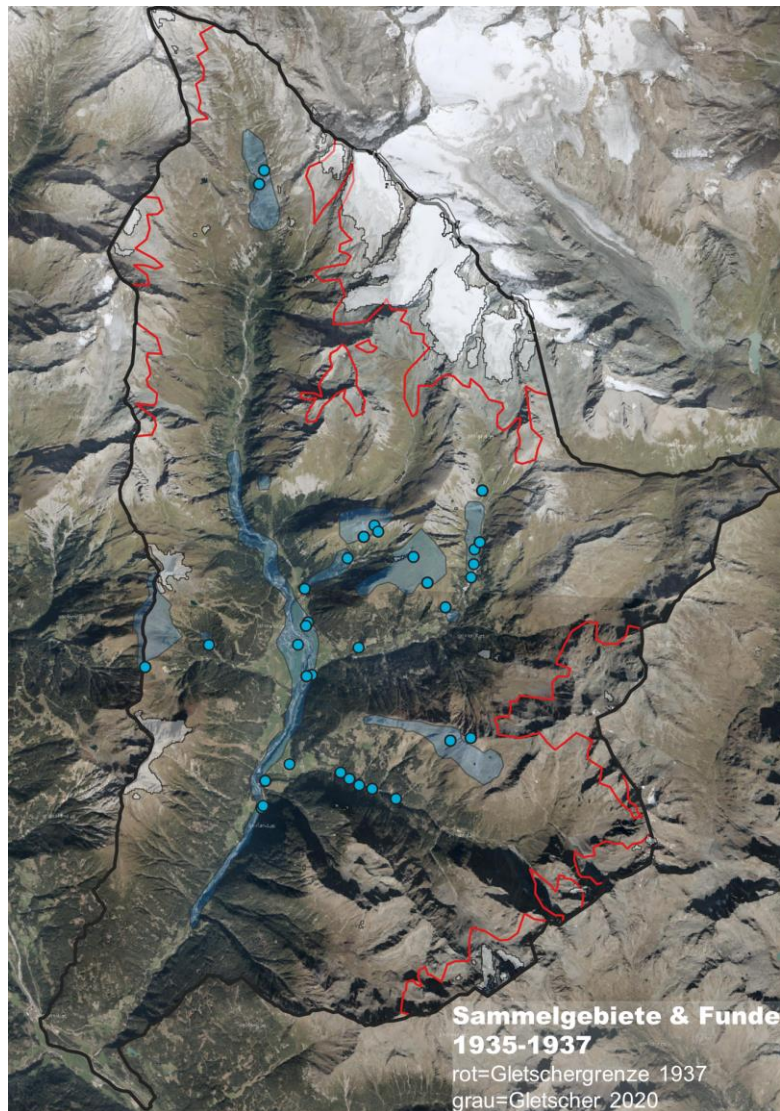


Abbildung 12 Sammelgebiete und Funde von 1935-1937 und kartierte Transekte im Jahr 2020 mit historischen (rot - aus Pittioni, 1937 übernommen) und (Datenquelle Gemeindegrenze: BEV, 2019, basemap.at (Grundkarte))

Um die Lebensräume der Hummeln zu beschreiben, werden sie in Anlehnung an Neumayer & Paulus (1999) in Habitattypen und Ökotope unterteilt.

Tabelle 1 Habitattypen und Ökotope

Kürzel	Name
1	Biotoptypen an und über der Waldgrenze
1.1	Offenland
1.1.1	Rasen / Wiesen / Weiden
1.1.2	Fels-, Schuttflur-, Polstergesellschaften
1.2	Halbopenland
1.2.1	Zwergstrauchheiden
1.2.2	Latschengebüsche
2	Feuchtbiotope
3	Gewässer
3.1	Gewässerbett
3.2	Ufergehölzsaum
4	Ruderalflächen
4.1	Siedlungsgebiete (Mosaik aus z.B. Gärten, Parks, Gebäuden, versiegelten Flächen, Beeten, kleinflächigen Brachflächen, Hecken)
5	Wald
5.1	Laubwald
5.2	Nadelwald
5.3	Mischwald
5.4	Schlagflur
5.5	Waldrand
6	Grünland
6.1	Weiden
6.2	Wiesen
6.2.1	gemäht
6.2.2	ungemäht
7	Wegränder
7.1	Straßenrand (Asphaltstraße)
7.2	Forststraße
7.3	Feldweg
7.4	Waldwegrand

Zusätzlich zu den Transekten werden gezielt Standorte auf unterschiedlichen Höhenstufen innerhalb der einzelnen Aufnahmebereiche aufgesucht, an denen 1935-1937 Hummelfunde zu verzeichnen waren: 2x2 Meter Patches werden an den ausgewählten Koordinaten über eine Dauer von 15 Minuten beobachtet. Dabei werden alle blühenden Blütenpflanzen notiert und alle Hummeln, die in diesen Zeitraum den Patch beflogen, bestimmt und dokumentiert (Kastner, 2010).

Für die beiden angeführten Methoden wurden unterschiedliche Aufnahmebögen (s. Anhang) entwickelt. Zu Beginn jedes Transekts wurde der allgemeine Teil des Feldprotokolls ausgefüllt. Höhenlage, Anfangs- und Endpunkte der Transekte wurden mittels GPS festgehalten. Die Temperatur wurde per Infrarot-Thermometer auf der Vegetation gemessen. Zum Erfassen der Hummeln werden diese bei beiden Methoden mit Hilfe eines Insekten-Netzes gefangen und, wenn möglich, im Feld bestimmt. Die erfassten Hummeln wurden in den Aufnahmebogen übertragen mit Angaben zur Art sowie zur besuchten Pflanzenart oder sonstiger Aktivität. Die Bestimmung der Hummeln erfolgt im Freiland anhand des Feldbestimmungsschlüssels von Gokcezade et al. (2010). Ist eine eindeutige Bestimmung im Feld nicht möglich, werden die entsprechenden Exemplare in ein Glas mit Ethylacetat transferiert, mitgenommen und unter einem Binokular präpariert und nach Amiet (1996) bestimmt. Die im Rahmen dieser Masterarbeit gesammelten Tiere wurden von Johann Neumayer überprüft und befinden sich in der Sammlung der Autorin oder des Institutes für Integrative Naturschutzforschung der Universität für Bodenkultur Wien. Nicht immer gelang es die Hummeln einzufangen. Hummeln, die gezählt, aber nicht genauer auf die Art bestimmt werden konnten, wurden mit „*Bombus* sp.“ in die Bögen eingetragen.

Die von Hummeln besuchten Blütenpflanzen werden mindestens auf Gattungsniveau, wenn möglich, auf Artniveau bestimmt (Dietl et al., 2012; Fischer et al., 2008; Pritsch et al., 2007; Spohn et al., 2008; Werner, 2016).

Daten und Erhebung dieser Masterarbeit decken sich mit denen der Masterarbeit „(Sub-)Alpine Hummeln und ihre Bestäubernetzwerke im Kalsbachtal – Ein Vergleich der 1930er Jahre zu 2020“ von Alina Mirwald.

Tabelle 2 Kartierte Transekte, Transektlängen und Patches pro Aufnahmeteilgebiet

Gebiet	Anzahl Transekte	Transektlänge gesamt (km)	Patches
Kalsbachtal	18	10,26	5
Lesachtal	6	4,39	4
Ködnitztal	19	10,04	4
Teischnitztal	13	7,54	3
Dorfertal	11	9,10	0
Schönleitenspitze	18	5,83	0
Figerhorn	16	5,93	0
Raseggbach	3	1,50	1
Kalser Höhe	4	2,20	0
Glocknergruppe	8	5,19	1
gesamt	116	62,01	18

Tabelle 3 Kartierte Transekte, Flächen und Patches pro Habitattyp

Habitattyp	Anzahl Transekte	Fläche (m²)	Patches
1.1.1 Rasen/Wiesen/Weiden	20	34,17	0
1.1.2 Fels-, Schuttflur,-Polstergesellschaften	18	38,63	2
1.2.1 Zwergstrauchheide	4	8,00	1
2 Feuchtbiotop	2	3,83	0
3.2 Ufergehölzsaum	2	3,15	2
4.1 Siedlungsgebiet	1	3,62	1
5.2 Nadelwald	6	6,40	0
5.5 Waldrand	6	12,67	4
6.1 Weide	9	28,36	4
6.2 Wiese	7	12,88	4
6.2.1 Wiese gemäht	1	1,25	0
7.1 Straßenrand (Asphaltstraße)	5	11,55	0
7.2 Forststraße	25	65,77	0
7.3 Feldweg	6	7,90	0
7.4 Waldwegrand	4	9,87	0
gesamt	116	248,05	18

Tabelle 4 Kartierte Transekte, Transektlängen und Patches pro Höhenstufe

Höhenstufe	Anzahl Transekte	Transektlänge gesamt(km)	Patches
1100 - 1200	1	0,63	0
1200 - 1300	4	3,84	3
1300 - 1400	7	3,23	3
1400 - 1500	10	5,37	1
1500 - 1600	6	5,26	1
1600 - 1700	14	7,38	3
1700 - 1800	7	4,03	0
1800 - 1900	7	3,42	1
1900 - 2000	8	4,56	1
2000 - 2100	6	2,98	1
2100 - 2200	8	3,99	1
2200 - 2300	8	4,11	2
2300 - 2400	6	2,80	0

2400 - 2500	4	1,56	0
2500 - 2600	4	1,31	0
2600 - 2700	4	1,29	0
2700 - 2800	6	3,31	0
2800 - 2900	5	2,18	1
2900 - 3100	1	0,78	0
gesamt	116	61,01	18

Verlässlichkeit der Messung

Ungenauigkeiten in Bestimmung und Dokumentation haben negative Auswirkungen auf die Aussagekraft der Daten. Für die Datenaufnahme wurde versucht eine Methode zu wählen, die eine Vergleichbarkeit der Daten aus dem Jahr 2020 mit denen aus den Jahren 1935-1937 gewährleistet. Da nicht genau bekannt ist, wie Bruno Pittioni damals seine Daten erhoben hat, ist eine hundertprozentige quantitative Vergleichbarkeit nicht immer gegeben. Pittioni berichtet von „Streifzügen“ und davon, in manchen Gebieten gesamte Nester ausgehoben zu haben, sodass es an manchen Einzelstandorten zu über 100 Hummelfunden kam oder in manchen Gebieten viele Individuen von nur einer Hummelart dokumentiert wurden. Zudem scheinen in manchen Gebieten nur gewisse Höhenstufen besammelt worden zu sein, die teilweise sehr breit zusammengefasst wurden (z.B. 1900-2400 m). Die Daten von Bruno Pittioni weisen daher eine große Streuung auf. An eine Verortung der Fundorte kann sich nur über Beschreibungen angenähert werden. Daher unterliegen die Dokumentationen Pittionis gewissen Ungenauigkeiten. Ebenfalls unsicher ist, ob alle Hummeln dokumentiert wurden. Teilweise sind Ungereimtheiten der Daten zwischen Pittionis Publikation (Pittioni, 1937) und der „Pittioni Bee Collection“ (NHM, 2018) festzustellen. Da seiner Publikation keine absoluten Zahlen zu entnehmen sind, wurden hauptsächlich die Daten aus der „Pittioni Bee Collection“ (NHM, 2018) ausgewertet.

Das Vorgehen bei den Sammelaktivitäten wurde zwar an Pittionis Berichte angelehnt aber aus Gründen der Nachvollziehbarkeit und besseren Auswertbarkeit nach dem heutigen Stand der Wissenschaft standardisiert.

Eine grundsätzliche Schwäche der Daten aus dem Jahr 2020 liegt darin, dass nur in einem Jahr Erhebungen stattfanden und jedes Transekt nur einmal begangen wurde. Die Daten aus den 1930er Jahren stammen zwar aus mehreren Jahren, allerdings scheinen in den unterschiedlichen Jahren verschiedene Teilgebiete besammelt worden zu sein. Die lokale Hummelfauna unterliegt oft starken jährlichen Schwankungen (Neumayer & Paulus, 1999), sodass ein Beobachten über

mehrere Jahre aussagekräftigere Daten hervorbrächte. Die Daten bilden daher nur einen zeitlichen Ausschnitt ab.

Die Gebiete „Schönleiten Spitze“ und „Figerhorn“ wurden im Gegensatz zu den anderen Gebieten von nur einer Person aufgenommen. Es ist möglich, dass sich das negativ auf die Abundanzwerte in den Gebieten auswirkt, da vier Augen in der Regel mehr beobachten können als zwei.

Bei der Feldbestimmung der weiblichen Tiere der Erdhummelgruppe (*B. terrestris*, *B. lucorum*, *B. cryptarum*, *B. magnus*) (Rasmont, 1984; Rasmont & Scholl, 1986; Scholl & Obrecht, 1983) erwies sich die Unterscheidung der einzelnen Arten als problematisch. Wenn die Determination im Freiland nicht sicher möglich war und das Tier nicht gefangen werden konnte, wurde es dem *B. lucorum*-Komplex (Erdhummelgruppe) zugeordnet. 1935-1937 war keine Unterscheidung zwischen den verschiedenen Arten der Erdhummelgruppe möglich. Daher sind in den Pittioni-Daten alle Erdhummeln dem „*Bombus lucorum*-Komplex“ zugeordnet.

2.4 Klimadaten

Um den Einfluss der Temperaturveränderung über die Zeit auf die Hummelfauna analysieren zu können, hat das Institut für Meteorologie und Klimatologie der Universität für Bodenkultur Wien die Temperaturdaten von 30 Jahren vor den jeweiligen Aufnahmezeiträumen (1935-1937 und 2020) ausgewertet und Klimamodellierungen erstellt, die die Frühjahrs-Durchschnittstemperatur für die beiden Perioden darstellen. Als Datengrundlage für die Modellierungen dienten zwei Datensätze: Einerseits der SPARTACUS Datensatz (Hiebl & Frei, 2016), der in einer räumlichen Auflösung von 1×1 km und einer zeitlichen Auflösung von einem Tag vorliegt - allerdings nur bis 1961 zurückreicht. Andererseits der HISTALP Datensatz (Auer et al., 2006), der zwar nur Monatsdaten und eine 5x5 km Auflösung beinhaltet, dafür Daten bis in das 18. Jahrhundert liefert.

Mit SPARTACUS wurde eine 1x1 km Klimatologie für den Zeitraum 1991-2020 berechnet. Mit HISTALP wurden die historischen Trends zurück bis 1905-1935 ermittelt und darauf aufbauend eine 1x1 m Klimatologie für den genannten Zeitraum erstellt. Aus den beiden Klimatologien wurde der lokale vertikale Temperaturgradient bestimmt und auf das 10 m digitale Höhenmodell des Tiroler Rauminformationssystems (TIRIS) übertragen. Dadurch entsteht eine Endauflösung von 10x10 m. Mikroklimatische Aspekte sind in den Modellen nicht berücksichtigt.

Die verwendeten Klimadaten wurden von Assoc. Prof. Dr. Herbert Formayer, BEd Bakk.techn. Dipl.-Ing. Barbara König und Dipl.-Ing. Benedikt Becsi vom Institut für Meteorologie und Klimatologie an der Universität für Bodenkultur Wien angefertigt.

2.5 Datenauswertung

Allgemeines

Die gewonnenen Daten wurden digitalisiert und entsprechend der Fragestellungen mit Hilfe von Excel, QGIS (Version 3.16.6) und R (Version 1.3.1093) quantitativ und qualitativ ausgewertet. Die Daten aus den Jahren 2020 und 1935-1937 wurden jeweils getrennt ausgewertet sowie anschließend verglichen und mit den vom Institut für Meteorologie und Klimatologie bereitgestellten Klimadaten und -modellierungen verschnitten.

Bei quantitativen Auswertungen werden Häufigkeiten, Optima und Dominanzen berechnet. Das (Verbreitungs-)Optimum einer Art bezeichnet die größte absolute Häufigkeit einer Art in einem Gebiet/einer Höhe/einem Habitat im Verhältnis zur Gesamtanzahl derselben Art. Die Dominanz einer Art bezeichnet die relative Häufigkeit (Anteil) einer Art an der gesamten Hummelgemeinschaft in einem Gebiet/in einer Höhe/in einem Habitat.

Diversität wird als Shannon-Diversität angegeben und wurde in R, sowohl mit dem vegan-Package (Oksanen et al., 2020) als auch mit dem iNext-Package (Exponential der Shannon-Entropie) (Chao et al., 2014) berechnet. Bei statistischen Auswertungen wurde immer auf Varianzhomogenität und Standardabweichung getestet. Waren die Varianzen nicht homogen, wird es bei den Ergebnissen angegeben. Für die Ergebnisse des iNext- und vegan-Packages wurden GLMs (Generalized linear models) und Tukey's Post-Hoc Tests durchgeführt. Bei Ordinationen (Nonmetric Multidimensional Scaling (NMDS) und Constrained Analysis of Principal Coordinates (CAP)) wurde eine Permanova (Permutational multivariate analysis of variance: Adonis und Permutest) gerechnet. Die Ergebnisse finden sich jeweils im Anhang.

Aspekte, die nicht quantitativ erfasst werden können, werden qualitativ argumentiert. Die Größe und Qualität des Datensatzes aus dem Jahr 2020 lassen aussagekräftige Rückschlüsse zu. Die Aussagekraft der Pittioni-Daten relativiert sich mit zunehmender Ungenauigkeit und Streuung der Daten. Welche Daten bei welchen Auswertungen verwendet bzw. ausgeschlossen wurden, wird vor jedem Ergebnis dargelegt.

Daten 2020

Für Auswertungen für das Jahr 2020 steht ein Datensatz mit 1308 Einträgen zur Verfügung. Je nach Analyse wird *Bombus* sp. (Spezies) ausgeschlossen (n=1055). Bei der Ermittlung der Diversität und bei der Betrachtung der Artenzusammensetzung wurden die Arten der Erdhummelgruppe (*B. lucorum* und *B. cryptarum*) als *B. lucorum*-Komplex (*luc*-Kom) zusammengefasst und zählen in dem Fall als eine Art.

Für quantitative Auswertungen werden Daten der Patches und beobachtete Hummeln außerhalb der Transekte ausgeschlossen. Bei Verbreitungsanalysen auf Präsenz/Absenz-Daten und Analysen zur Diversität und Artenzusammensetzung wurden alle Daten verwendet.

Um Verzerrungen auf Grund unterschiedlicher Transektlängen zu vermeiden, wird die Individuenzahl bei Abundanzberechnungen zu den Kilometern oder der Fläche ins Verhältnis gesetzt. Die Abundanzen sind für die Auswertung der präferierten Habitattypen als Individuen/1000 m² angegeben. Für alle weitere Auswertungen als Hummeln/km.

Pittioni-Daten

Die von Pittioni angelegten Karteikarten sind in der „Pittioni Bee Collection“ im Natural Museum of History in London (NHM, 2018) archiviert. Johann Neumayer hat diese Daten digitalisiert. Die daraus entstandene Access-Tabelle dient als Grundlage für die Auswertung der Pittioni-Daten. Die Karteikarten beinhalten Beschreibungen zum Fundort. Über diese Informationen und das Heranziehen historischer Karten (OEVA) wurden nach einer fundierten Abschätzung Koordinaten zu den Funden ermittelt. Die Funde sind allerdings nicht immer örtlich genau einzugrenzen. Daher wurden in die Auswertungen nur die Daten mit einbezogen, die eine maximale geographische Unschärfe von 1000 m aufweisen, zwischen 1935-1937 datiert sind und einer Höhenstufe zugewiesen werden können. Das Ergebnis ist eine Rohdatei mit 1712 Eintragungen.

Name: <i>B. flavus alpinus</i> Rich. Nr. 23 F 183						
Fundort	Datum	Anzahl	Fundumstände	leg.	det.	Anmerkung
Wetterstein, 2000m	—	16	—	L. Grand	Pth	Rep.
Kab. Dörfersee, D-Tirol	3.VIII.1935	16	Circ. spinosiss.	Pth	+	Rep.
Kab. Valschirung, *	16.VIII.1935	16	— 2400m	u	+	Rep.

Abbildung 13 Ausschnitt einer Karteikarte aus der Pittioni Bee Collection (NHM, 2018)

Da die Pittioni-Daten nicht immer auf eine Höhenstufe mit einem Unterschied von 100 Hm eingegrenzt werden können (Pittioni hatte die Höhen häufig zu sehr großen Stufen zusammengefasst), werden für die Auswertungen breite Höhenklassen gebildet, bei denen gewährleistet werden kann, dass sich die Funde innerhalb dieses Höhenspektrums einordnen lassen (1100–1499 m, 1500–1899 m, 1900–2399 m, 2400–2799 m). Die Individuen sind über die Höhenklassen sehr inhomogen verteilt, teilweise wurde pro Höhenklassen nur ein Gebiet dokumentiert. Die Stufe 1500-1899 m wurde für die Auswertung der Höhenstufen aufgrund einer zu geringen Stichprobengröße ausgeschlossen. Bei der Festlegung der Höhenklassen wurden die Landschaftsstrukturen in dem Untersuchungsgebiet berücksichtigt.

Aufgrund der bereits beschriebenen Unsicherheiten bzw. Pittions Sammel- und Dokumentationsmethoden sind quantitative Auswertungen mit absoluten Häufigkeiten (Ermittlung des Optimums) nicht möglich. Daher werden bei quantitativen Auswertungen nur relative Häufigkeiten (Anteile) ermittelt und Verbreitung sowie Artenzusammensetzung auf Präsenz/Absenz-Basis analysiert. Abundanz (Ind./km oder Ind./1000 m²) können nicht ermittelt werden, da sich keine Flächen oder Strecken genau eingrenzen lassen, in denen Pittioni gesammelt hat. Bei quantitativen Auswertungen wurden nur die Daten aus der „Pittioni Bee Collection“ (NMH, 2018) verwendet. Bei Verbreitungsanalysen auf Präsenz/Absenz-Basis wurden Hinweise aus Pittionis Publikation über die Hummelfauna des Kalsbachtals (Pittioni, 1937) miteinbezogen.

Erdhummeln werden dem *Bombus lucorum*-Komplex zugeordnet und als eine Art gezählt, da diese 1935-1937 noch nicht sicher unterschieden werden konnten. *Bombus campestris* konnte nicht verortet werden und wird daher in den Auswertungen nicht betrachtet. Laut Pittioni (1937) kam *Bombus mesomelas* im Gesamtgebiet vor, allerdings war es nicht möglich sie einem Teilgebiet zuzuordnen und wird daher für die Analyse der Teilgebiete ausgeschlossen.

Vergleich der Zeiträume und Klimaanalyse

Bei der Auswertung der Teilgebiete im Vergleich wurden die Gebiete ausgeschlossen, zu denen es im jeweils anderen Zeitraum keine Daten gibt. Dies betrifft die Teilgebiete Foledischnitz (1935-1937), Teischnitztal und Glocknergruppe (2020). Das von Pittioni aufgenommene Teilgebiet „Kals-Matreier-Törl“ entspricht der 2020 kartierten „Kalser Höhe“.

Für die vergleichende Höhengauswertung zwischen den beiden Zeiträumen mussten die Daten aus dem Jahr 2020 an die grobe Höhenklassifizierung aus den Jahren 1935-1937 angepasst werden. Die Stufe 1500-1899 m wurde für die Auswertung der Höhenstufen aufgrund einer zu geringen Stichprobengröße ausgeschlossen. Die Hummelfauna in den Höhenbereichen wurde für das Gesamtgebiet analysiert, sodass hierbei alle Teilgebiete herangezogen wurden. Für das Jahr 2020 wurden alle Daten ab 2800 m ausgeschlossen, da für den Zeitraum 1935-1937 nur Daten bis zu dieser Höhe vorliegen. *B. cryptarum* und *B. lucorum* werden als „*B. lucorum*-Komplex“ zusammengefasst.

Für die Klimaanalyse wurde eine CAP-Ordination erstellt, die in diesem Fall auf einer „Chao-distance-matrix“ basiert, die ungleich verteilte Stichprobengrößen (wie im Fall der Pittioni-Daten zu den 2020er-Daten) ausgleicht. Bei der Ordination werden daher Häufigkeiten mitberücksichtigt. Die gleiche Ordination auf Präsenz/Absenz-Basis führte zu keinem besseren Ergebnis. Über eine Anova (Analysis of Variance) wurde getestet, welche Faktoren die Artenzusammensetzung am meisten beeinflussen.

Bei der Aufbereitung der Daten für die Ordination wurden die Daten des Raseggbachtals (2020) exkludiert, da dieses Gebiet erst ab 1400 m beginnt und daher nicht repräsentativ für die erste Höhenklasse (1100-1499 m) ist, zum anderen wurden die Daten des Figerhorns und des Kals-Matreier-Törls (1935-1937) ausgeschlossen, da in den Gebieten nur *B. rudarius* dokumentiert wurde (möglicherweise Nestaushub). Für den Zeitraum 1935-1937 wurden nur die Daten aus der Datenbank und keine Hinweise aus der Publikation (Pittioni, 1937) verwendet. Daher schied die Art *B. mesomelas* für diese Auswertung aus. Da allerdings dokumentiert wurde (Pittioni, 1937), dass diese Art vorkam und sie nur nicht verortet werden kann, wurde die Art auch in den 2020-Daten ausgeschlossen, um Verzerrungen zu vermeiden. Zudem wurden, um die Stichprobengröße zu erhöhen und mehr Varianz unter den Höhenklassen zu erzeugen, die Aufnahmeorte nach Aufnahmezeitraum getrennt und aggregiert. Daten ohne Angabe zu Höhe und Datum wurden ausgeschlossen. Anschließend wurde die Frühjahrsdurchschnittstemperatur (März-Juni) den Höhen und Zeiträumen zugeordnet.

Mit dem gleichen aggregierten Datensatz wurde der Community Temperature Index (°C) (CTI) für die Höhenklassen ermittelt.

CTI ist ein Maß für den relativen Anteil kälte- und wärmangepasster Arten in einer Gemeinschaft und wird häufig verwendet, um den Arten-Turnover zu beschreiben, der infolge des Klimawandels auftritt (Devictor et al., 2012). Der CTI wird aus dem gewichteten Mittel (community weighted mean) der Species Temperature Indices (°C) (STI), der in einer Gemeinschaft (z.B. in einer Höhenstufe) vorkommenden Arten, gebildet. Der STI stellt den Mittelwert der mittleren Jahrestemperatur der Gebiete dar, in denen die Art verbreitet ist (europaweit). Die STIs für alle Hummelarten wurden von Rasmont et al. (2015) übernommen (s. Anhang S. 248). Die Temperaturdaten für die STIs basieren auf dem Klima von 1970-2000 (Rasmont et al., 2015). Mögliche Schwächen des STIs könnten sein, dass die Phänologie der Arten nicht berücksichtigt wird sowie möglicherweise Verzerrungen der Ergebnisse entstehen, wenn der CTI für ein spezielles Gebiet berechnet wird aber der STI auf europaweiten Temperaturdaten beruht. Fourcade et al. (2019) haben geprüft, ob es zu solchen Verzerrungen aufgrund des europäischen STIs kommt, sind allerdings zu dem Ergebnis gekommen, dass die Ermittlung eines regionalen STIs im Verhältnis keinen signifikanten Unterschied macht.

3 Ergebnisse

3.1 Welche Hummelarten kamen 1935-1937 und 2020 in dem Untersuchungsgebiet vor? Welche Eigenschaften, Lebensraumpräferenzen und klimatischen Nischen haben sie?

3.1.1 Artenliste

Im gesamten Untersuchungsgebiet konnten im Jahr 2020 über 2000 m Seehöhe 22 Hummelarten nachgewiesen werden. Das sind sieben Arten weniger als Pittioni 1935-1937 dokumentierte. Die folgende Tabelle zeigt eine Gegenüberstellung der beobachteten Hummelarten im Kalsbachtal in den Jahren 1935-1937 und 2020.

Tabelle 5 Liste der 1935-1937 und 2020 nachgewiesenen Arten

Arten	Abkürzung	B. Pittioni 1935-1937	A. Mirwald & K. Thierolf 2020
<i>Bombus alpinus</i> (Linnaeus 1758)	<i>alp</i>	x	x
<i>Bombus barbutellus</i> (Kirby 1802)	<i>bar</i>	x	x
<i>Bombus bohemicus</i> Seidl 1838	<i>boh</i>	x	
<i>Bombus campestris</i> (Panzer 1801)	<i>cam</i>	x	
<i>Bombus cryptarum</i> (Fabricius 1775)	<i>cry</i>	x	x
<i>Bombus flavidus</i> Eversmann 1852	<i>fla</i>	x	
<i>Bombus gerstaeckeri</i> Morawitz 1882	<i>ger</i>	x	x
<i>Bombus hortorum</i> (Linnaeus 1761)	<i>hor</i>	x	x
<i>Bombus humilis</i> Illiger 1806	<i>hum</i>	x	x
<i>Bombus hypnorum</i> (Linnaeus 1758)	<i>hyp</i>	x	x
<i>Bombus jonellus</i> (Gerstaecker 1869)	<i>jon</i>	x	
<i>Bombus lapidarius</i> (Linnaeus 1758)	<i>lap</i>	x	x
<i>Bombus lucorum</i> (Linnaeus 1761)	<i>luc</i>	x	x
<i>Bombus mendax</i> Gerstaecker 1869	<i>men</i>	x	x
<i>Bombus mesomelas</i> Gerstaecker 1869	<i>mes</i>	x	x
<i>Bombus monticola</i> Smith 1879	<i>mon</i>	x	x
<i>Bombus mucidus</i> Gerstaecker 1869	<i>muc</i>	x	x
<i>Bombus pascuorum</i> (Scopoli 1763)	<i>pas</i>	x	x
<i>Bombus pratorum</i> (Linnaeus 1761)	<i>pra</i>	x	x
<i>Bombus pyrenaicus</i> Perez 1879	<i>pyr</i>	x	x

<i>Bombus quadricolor</i> (Lepeletier 1832)	<i>qua</i>	x	
<i>Bombus ruderarius</i> (Müller 1776)	<i>rud</i>	x	x
<i>Bombus rupestris</i> (Fabricius 1793)	<i>rup</i>	x	x
<i>Bombus sichelii</i> (Kriechbaum 1873)	<i>sic</i>	x	x
<i>Bombus soroeensis</i> (Gerstaecker 1869)	<i>sor</i>	x	x
<i>Bombus subterraneus</i> (Linnaeus 1758)	<i>sub</i>	x	
<i>Bombus sylvarum</i> (Linnaeus 1761)	<i>sylva</i>	x	x
<i>Bombus sylvestris</i> (Lepeletier 1832)	<i>sylve</i>	x	
<i>Bombus wurflenii</i> Radoszkowski 1859	<i>wur</i>	x	x
Artenanzahl		29	22

3.1.2 Eigenschaften der Hummelarten

Die 1935-1937 und 2020 nachgewiesenen Hummelarten lassen sich nach der Höhenverbreitung in vier Artengruppen und nach Lebensräumen in drei Artengruppen einteilen.

Tabelle 6 Einteilung der Hummeln in Artengruppen nach Höhenverbreitung (Amiet & Krebs, 2019; Hagen & Aichhorn, 2014; Iserbyt & Rasmont, 2012; Neumayer & Paulus, 1999; Rasmont et al., 2015; Westrich, 2019; Wiesbauer, 2017; mündliche Information von Johann Neumayer, 14.04.2020; eigene Einschätzung)

Nicht-alpine Arten der Tieflagen	Kontinuierlich über weite Höhenbereiche verbreitet	Montan-subalpine Arten	Subalpin-alpine Arten
<i>B. humilis</i>	<i>B. barbutellus</i>	<i>B. gerstaeckeri</i>	<i>B. alpinus</i>
<i>B. hypnorum</i>	<i>B. bohemicus</i>	<i>B. quadricolor</i>	<i>B. cryptarum</i>
<i>B. lapidarius</i>	<i>B. hortorum</i>	<i>B. soroeensis</i>	<i>B. flavidus</i>
<i>B. pascuorum</i>	<i>B. jonellus</i>	<i>B. wurflenii</i>	<i>B. mendax</i>
<i>B. subterraneus</i>	<i>B. lucorum</i>	<i>B. mesomelas</i>	<i>B. monticola</i>
<i>B. sylvarum</i>	<i>B. pratorum</i>	<i>B. mucidus</i>	<i>B. pyrenaeus</i>
	<i>B. sylvestris</i>		<i>B. sichelii</i>
	<i>B. ruderarius</i>		
	<i>B. rupestris</i>		

Tabelle 7 Einteilung der Hummeln in Artengruppen nach Lebensräumen (blau markiert: hygrophile Arten; rot markiert: xerophile Arten) (Amiet & Krebs, 2019; Hagen & Aichhorn, 2014; Iserbyt & Rasmont, 2012; Neumayer & Paulus, 1999; Rasmont et al., 2015; Westrich, 2019; Wiesbauer, 2017; mündliche Information von Johann Neumayer, 14.04.2020; eigene Einschätzung)

Offenlandarten	Wald- und Saumarten	Ubiquisten
<i>B. alpinus</i>	<i>B. gerstaeckeri</i>	<i>B. bohemicus</i>
<i>B. barbutellus</i>	<i>B. humilis</i>	<i>B. hortorum</i>
<i>B. cryptarum</i>	<i>B. hypnorum</i>	<i>B. jonellus</i>
<i>B. flavidus</i>	<i>B. soroeensis</i>	<i>B. lapidarius</i>
<i>B. mendax</i>	<i>B. sylvestris</i>	<i>B. lucorum</i>
<i>B. mesomelas</i>	<i>B. wurflenii</i>	<i>B. pascuorum</i>
<i>B. monticola</i>		<i>B. pratorum</i>
<i>B. mucidus</i>		
<i>B. pyrenaeus</i>		
<i>B. quadricolor</i>		
<i>B. ruderarius</i>		
<i>B. rupestris</i>		
<i>B. sichelii</i>		
<i>B. subterraneus</i>		
<i>B. sylvarum</i>		

Folgend werden ausgewählte Arten im Detail vorgestellt.

***Bombus (Alpinobombus) alpinus* (Linnaeus 1758)**Verbreitung in Kals 1937

1900 – 2800 m

4 Funde

Verbreitung in Kals 2020

2700 – 2800 m

Fels-, Schuttflur-, Polstergesellschaften

2 Funde

Farbgebung: schwarz / rot

Rüssellänge: kurz (8,4 – 9,1 mm)

Verbreitung & Habitat

- Höhe 2400 – > 3000 m
- Alpine Berghänge, alpine Rasen, Fels-, Schuttflur-, Polstergesellschaften
- An den höchsten Punkten der Alpen und in den skandinavischen Bergen
- Geringe Ausbreitungsfähigkeit
- Sehr selten

Ökologie

- Polylektisch
- Unterirdische Nester (z. B. Mäuseburgen)
- Flugzeit:
 - Königinnen: Ende April – Ende Mai
 - Arbeiterinnen: Mai – Sept
 - Geschlechtstiere: Aug + Sept

Klimatische Anpassung

- Sehr enge Nische
- Beschränkt auf
 - Obere Höhenstufen
 - Nähe zu Gletschern
 - Kühle Temperaturen
 - Geringe Temperaturschwankungen
 - Spezifische Niederschlagsmenge
- Fliegt bei einer Temperatur von bis zu 1 °C



Dots: actual distribution 1970-2000; yellow areas: modelled suitable climatic conditions in 2000

(Rasmont et al., 2015)

Gefährdung

IUCN Red List Status:

gefährdet

Rote Liste (D): ausgestorben

Alpen: wahrscheinlich ausgestorben bis 2100

Quellen: Alford, 1969; Amiet & Krebs, 2019; Biella et al., 2017; Hagen & Aichhorn, 2014; Iserbyt & Rasmont, 2012; Neumayer & Paulus, 1999; Rasmont et al., 2015; Westrich, 2019; Wiesbauer, 2017

***Bombus (Bombus) cryptarum* (Fabricius 1775)**Verbreitung in Kals 1937

B. cryptarum und *B. lucorum* sind als *Bombus lucorum*-Komplex zusammengefasst (55 Funde)

Verbreitung in Kals 2020

1400 – 2900 m

Verschiedene Habitattypen – vorwiegend Offenland
55 Funde

Farbgebung: schwarz / gelb / weiß

Rüssellänge: sehr kurz (7,8 – 9,0 mm)

**Verbreitung & Habitat**

- bis 2700 m
- Wiesen & Weiden, Fels-, Schuttflur-, Polstergesellschaften, Gebüsche, Parks
- weitverbreitet
- unbekannte Ausbreitungsfähigkeit
- mäßig bis häufig

Ökologie

- Polylektisch
- Unterirdische Nester (z. B. Mäuseburgen), manchmal in oberirdischen Hohlräumen (z. B. Baumhöhlen)
- Überwinterung nur wenige cm unter der Erde
- Flugzeit:
 - Königinnen: Mitte März – Mitte Mai
 - Arbeiterinnen: April – Aug
 - Geschlechtstiere: Juli + Aug



Dots: actual distribution 1970-2000; yellow areas: modelled suitable climatic conditions in 2000

(Rasmont et al., 2015)

Gefährdung

IUCN Red List Status:

ungefährdet

Rote Liste (D): unbekannt

Klimatische Anpassung

- Bevorzugt boreales Klima und kühle Temperaturen
- Alle Klimaszenarien deuten darauf hin, dass klimatisch geeignete Bedingungen bis 2100 voraussichtlich nur in den Bergen Südeuropas bestehen bleiben werden

Quellen: Alford, 1969; Amiet & Krebs, 2019; Biella et al., 2017; Hagen & Aichhorn, 2014; Iserbyt & Rasmont, 2012; Neumayer & Paulus, 1999; Rasmont et al., 2015; Westrich, 2019; Wiesbauer, 2017

***Bombus (Megabombus) gerstaeckeri* Morawitz
1882**

Verbreitung in Kals 1937

1200 – 1300 m
8 Funde

Verbreitung in Kals 2020

1600 – 2000 m
Waldrand
5 Funde

Farbgebung: schwarz / braun / weiß
Rüssellänge: sehr lang (18,4 – 21,7 mm)

Verbreitung & Habitat

- Höhe 800 – 2500 m
- an Stellen mit großen Eisenhutbeständen, oft nahe an Bachfluren / Feuchtstellen, Wald(ränder)
- begrenzt auf Hochgebirge Südeuropas: Montane bis alpine Lagen
- geringe Ausbreitungsfähigkeit
- selten

Ökologie

- hochspezialisiert: oligolektisch an Eisenhut, ausnahmsweise an Silberdisteln
- Unterirdische Nester (z.B. Mäuseburgen), teilweise in Felsspalten (Nestbezieher & -bauer)
- Flugzeit: spät-entwickelnd
 - Königinnen: Mitte Juli – Anfang Sept
 - Arbeiterinnen: Juli - Oktober
 - Geschlechtstiere: Sept + Okt

Klimatische Anpassung

- klimasensitiv
- bevorzugt alpines Klima und kühle Temperaturen
- Klimawandelfolge:
 - mittlerer Verlust geeigneter klimatischer Gebiete
 - kleinere Nischenverschiebungen
 - Reichweitenverlust



Dots: actual distribution 1970-2000; yellow areas: modelled suitable climatic conditions in 2000

(Rasmont et al., 2015)

Gefährdung

IUCN Red List Status:

gefährdet

Rote Liste (D): gefährdet

Quellen: Alford, 1969; Amiet & Krebs, 2019; Biella et al., 2017; Hagen & Aichhorn, 2014; Iserbyt & Rasmont, 2012; Neumayer & Paulus, 1999; Rasmont et al., 2015; Westrich, 2019; Wiesbauer, 2017

Bombus (Megabombus) hortorum (Linnaeus 1761)Verbreitung in Kals 1937

1400 – 2200 m
65 Funde

Verbreitung in Kals 2020

1100 – 1900 m
Diverse Habitats, vorwiegend in Wäldern
35 Funde

Farbgebung: schwarz / gelb / weiß
Rüssellänge: lang (13,5 – 18,7 mm)

Verbreitung & Habitat

- Höhe bis 2100 m
- weites Lebensraumspektrum: Waldränder, Wiesen, Streuobstbestände, Parks, gerne an feuchteren Stellen
- weit verbreitet in ganz Europa
- hohe Ausbreitungsfähigkeit
- häufig

Ökologie

- polylektisch
- unterirdische Nester (z. B. Mäuseburgen) & oberirdischen Hohlräumen (Nestbezieher & -bauer)
- Überwinterung ~ 15 – 20 cm tief in moosigen Böschungen - unter Bäumen (Nord-Westlage)
- Flugzeit: eher spät-entwickelnd
 - Königinnen: Mitte Mai – Mitte April
 - Arbeiterinnen: Mai - Juli
 - Geschlechtstiere: Juni – Aug
 - Manchmal entwickelt sich eine 2. Generation bis September

Klimatische Anpassung

- breites klimatisches Spektrum
- wenig resilient gegenüber sehr kalten Temperaturen
- Klimawandelfolge: vor allem im Süden und im Flachland verschwinden klimatisch geeignete Flächen



Dots: actual distribution 1970-2000; yellow areas: modelled suitable climatic conditions in 2000

(Rasmont et al., 2015)

Gefährdung

IUCN Red List Status:

Nicht gefährdet

Rote Liste (D): nicht gefährdet

Quellen: Alford, 1969; Amiet & Krebs, 2019; Biella et al., 2017; Hagen & Aichhorn, 2014; Iserbyt & Rasmont, 2012; Neumayer & Paulus, 1999; Rasmont et al., 2015; Westrich, 2019; Wiesbauer, 2017

***Bombus (Bombus) lucorum* (Linnaeus 1761)**Verbreitung in Kals 1937

B. cryptarum und *B. lucorum* sind als *Bombus lucorum*-Komplex zusammengefasst (55 Funde)

Verbreitung in Kals 2020

1400 – 2100 m

Diverse Habitats

15 Funde

Farbgebung: schwarz / gelb / weiß

Rüssellänge: sehr kurz (7,1 – 10,3 mm)

**Verbreitung & Habitat**

- Höhe bis 2700 m
- Weites Lebensraumspektrum: Wiesen & Weiden, Gärten, Wälder und Waldränder, feuchte Gebiete
- Vor allem im Norden Europas weit verbreitet
- Möglicherweise hohe Ausbreitungsfähigkeit
- Häufig

Ökologie

- Polylektisch, Nektarraub
- Unterirdische Nester (z. B. Mäuseburgen)
- Überwinterung unmittelbar an der Erdoberfläche an Böschungen, meist unter Bäumen unter Laub
- Flugzeit: früh-entwickelnd
 - Königinnen: Ende Feb – Mitte Mai
 - Arbeiterinnen: März - August
 - Geschlechtstiere: Juli + Aug



Dots: actual distribution 1970-2000; yellow areas: modelled suitable climatic conditions in 2000

(Rasmont et al., 2015)

Gefährdung

IUCN Red List Status:

Nicht gefährdet

Rote Liste (D): nicht gefährdet

Klimatische Anpassung

- Benötigt feuchte Bedingungen im Sommer und eher mildere Wintertemperaturen
- Klimawandelfolge:
 - Reduzierung geeigneter klimatischer Gebiete durch den Klimawandel
 - Mit einem Aussterben in Europa ist allerdings nicht zu rechnen

Quellen: Alford, 1969; Amiet & Krebs, 2019; Biella et al., 2017; Hagen & Aichhorn, 2014; Iserbyt & Rasmont, 2012; Neumayer & Paulus, 1999; Rasmont et al., 2015; Westrich, 2019; Wiesbauer, 2017

***Bombus (Mendacibombus) mendax* Gerstaecker 1869**

Verbreitung in Kals 1937

1900 – 2400 m
113 Funde

Verbreitung in Kals 2020

2000 – 2100 m
Weide
1 Fund

Farbgebung: schwarz / gelb / rot
Rüssellänge: lang (11,8 – 14,3 mm)

Verbreitung & Habitat

- Höhe 1900 bis > 2900 m
- (Sub)alpines Offenland, feuchte Gebirgshänge, alpine Rasen
- begrenzt auf hohe (sub)alpine Gebiete
- geringe Ausbreitungsfähigkeit
- mäßiges Vorkommen

Ökologie

- polylektisch
- unterirdische Nester (z. B. Mäuseburgen)
- in hohen Lagen einzige langrüsselige Art
- Flugzeit:
 - Königinnen: Mitte April – Anfang Juni
 - Arbeiterinnen: Mai - Okt
 - Geschlechtstiere: Aug - Okt

Klimatische Anpassung

- bevorzugt alpines Klima und kühle Temperaturen: empfindlich gegenüber trockenen und heißen Bedingungen
- die klimatische Nische wird sich zukünftig verkleinern - geeignete Gebiete reduzieren sich möglicherweise auf die Alpen und kleine Gebiete in den Pyrenäen
- bis 2100 befindet sich die Art laut Worst-Case-Szenario am Rande des Aussterbens



Dots: actual distribution 1970-2000; yellow areas: modelled suitable climatic conditions in 2000

(Rasmont et al., 2015)

Gefährdung

IUCN Red List Status:

Potenziell gefährdet

Rote Liste (D): potenziell gefährdet

Quellen: Alford, 1969; Amiet & Krebs, 2019; Biella et al., 2017; Hagen & Aichhorn, 2014; Iserbyt & Rasmont, 2012; Neumayer & Paulus, 1999; Rasmont et al., 2015; Westrich, 2019; Wiesbauer, 2017

Bombus (Thoracobombus) mesomelas

Gerstaecker 1869

Verbreitung in Kals 1937

1700 – 2200 m

k.A.

Verbreitung in Kals 2020

1200 – 2300 m

Verschiedene Habitate

13 Funde

Farbgebung: schwarz / gelb

Rüssellänge: lang (10,1 – 17,0 mm)

Verbreitung & Habitat

- Höhe 1400 bis 2500 m
- Steppenart: an sonnigen, offenen Südhängen (extensives Grünland) und trockenwarmen Regionen, (sub)alpines Offenland
- Begrenzt auf Mittel- und Hochgebirge
- Geringe Ausbreitungsfähigkeit
- Sehr selten

Ökologie

- Polylektisch
- Unterirdische Nester (z. B. Mäuseburgen), manchmal in der Krautschicht
- Oft gemeinsam mit *B. mucidus*
- Flugzeit: eher spät-entwickelnd
 - Königinnen: Ende Mai – Ende Juni
 - Arbeiterinnen: Juni - Okt
 - Geschlechtstiere: Aug - Okt

Klimatische Anpassung

- Thermophil – bevorzugt warme Temperaturen
- Klimatisch geeignet Gebiete werden sich aufgrund des Klimawandels verringern
- Mit einem Aussterben ist nicht zu rechnen



Dots: actual distribution 1970-2000; yellow areas: modelled suitable climatic conditions in 2000

(Rasmont et al., 2015)

Gefährdung

IUCN Red List Status:

nicht gefährdet

Rote Liste (D): ausgestorben

Quellen: Alford, 1969; Amiet & Krebs, 2019; Biella et al., 2017; Hagen & Aichhorn, 2014; Iserbyt & Rasmont, 2012; Neumayer & Paulus, 1999; Rasmont et al., 2015; Westrich, 2019; Wiesbauer, 2017

***Bombus (Pyrobombus) monticola* Smith 1879**Verbreitung in Kals 1937

1600 – 2700 m
104 Funde

Verbreitung in Kals 2020

1500 – 2800 m
Verschiedene Habitate
20 Funde

Farbgebung: schwarz / gelb / rot
Rüssellänge: kurz (7,6 – 9,2 mm)

Verbreitung & Habitat

- Höhe 900 bis 2700 m
- Lichte Gehölze der Hochgebirge, extensives Grünland, alpine Matten
- Begrenzt auf (sub)alpine Gebiete, Taiga/Tundra
- Unbekannte Ausbreitungsfähigkeit
- Selten

Ökologie

- Polylektisch
- Unterirdische Nester (z. B. Mäuseburgen), manchmal in oberirdischen Hohlräumen
- Flugzeit: eher früh-entwickelnd
 - Königinnen: Ende März – Anfang Mai
 - Arbeiterinnen: April - Sept
 - Geschlechtstiere: Aug - Sept

Klimatische Anpassung

- Bevorzugt alpines Klima und kühle Temperaturen
- Klimawandelfolge: Klimatisch geeignete Lebensräume werden sich signifikant verringern



Dots: actual distribution 1970-2000; yellow areas: modelled suitable climatic conditions in 2000

(Rasmont et al., 2015)

Gefährdung

IUCN Red List Status:

Nicht gefährdet

Rote Liste (D): nicht gefährdet

Quellen: Alford, 1969; Amiet & Krebs, 2019; Biella et al., 2017; Hagen & Aichhorn, 2014; Iserbyt & Rasmont, 2012; Neumayer & Paulus, 1999; Rasmont et al., 2015; Westrich, 2019; Wiesbauer, 2017

***Bombus (Thoracobombus) mucidus* Gerstaecker 1869**

Verbreitung in Kals 1937

1200 – 2400 m

7 Funde

Verbreitung in Kals 2020

1500 – 2200 m

Verschiedene Habitate

23 Funde

Farbgebung: schwarz / gelb

Rüssellänge: kurz (9,6 – 13,0 mm)

Verbreitung & Habitat

- Höhe 1200 bis 2300 m
- Alpine Südhänge, (sub)alpine Wiesen, Offenland
- Begrenzt auf Gebirge in Europa
- Geringe Ausbreitungsfähigkeit
- Selten

Ökologie

- Polylektisch: hauptsächlich allerdings auf Fabaceae (Königinnen, Arbeiter) oder Disteln (Männchen)
- Unterirdische Nester (z. B. Mäuseburgen)
- Flugzeit: eher spät-entwickelnd
 - Königinnen: Ende Mai – Ende Juni
 - Arbeiterinnen: Juni - Okt
 - Geschlechtstiere: Aug - Okt

Klimatische Anpassung

- Sensitiv
- Bevorzugt alpines Klima und kühle Temperaturen
- Eine Reduktion der klimatisch geeigneten Gebiete kann zu regionalem Aussterben führen (Alpen ausgenommen)



Dots: actual distribution 1970-2000; yellow areas: modelled suitable climatic conditions in 2000

(Rasmont et al., 2015)

Gefährdung

IUCN Red List Status:

Potenziell gefährdet

Rote Liste (D): nicht gefährdet

Quellen: Alford, 1969; Amiet & Krebs, 2019; Biella et al., 2017; Hagen & Aichhorn, 2014; Iserbyt & Rasmont, 2012; Neumayer & Paulus, 1999; Rasmont et al., 2015; Westrich, 2019; Wiesbauer, 2017

Bombus (Pyrobombus) pratorum (Linnaeus 1761)Verbreitung in Kals 1937

1100 – 2500 m

84 Funde

Verbreitung in Kals 2020

1100 – 2400 m

Verschiedene Habitate

172 Funde

Farbgebung: schwarz / gelb / rot

Rüssellänge: sehr kurz (7,5 – 11,1 mm)

Verbreitung & Habitat

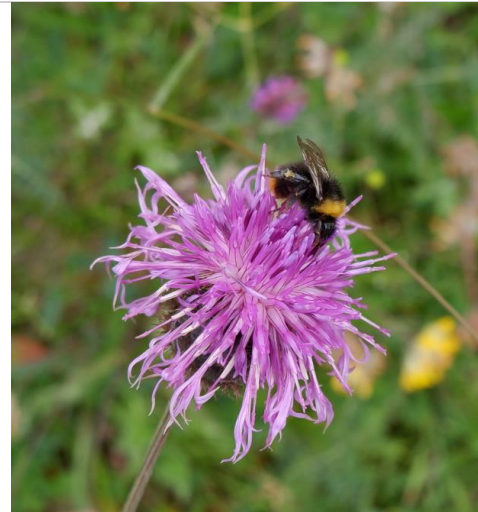
- Höhe bis 2300 m
- Generalist: Lichte Wälder, Waldränder, Wiesen, Parks, Gärten
- weitverbreitet
- hohe Ausbreitungsfähigkeit
- häufig

Ökologie

- polylektisch, sekundärer Nektarraub
- oberirdische Nester in Mauern, Grasbüscheln, Gebüsch, Vogelnestern
- Überwinterung an baumbewachsenen Abhängen in Nord-Westlage – direkt an der Erdoberfläche unter Bäumen bedeckt mit Laub
- Flugzeit: früh-entwickelnd
 - Königinnen: Mitte März – Mitte Mai
 - Arbeiterinnen: April - Juli
 - Geschlechtstiere: Juni + Juli

Klimatische Anpassung

- breites klimatisches Spektrum
- resilient gegenüber kühlen Temperaturen
- trotz einer Reduktion klimatisch geeigneter Gebiete wird die Art durch den Klimawandel nicht gefährdet



Dots: actual distribution 1970-2000; yellow areas: modelled suitable climatic conditions in 2000

(Rasmont et al., 2015)

Gefährdung

IUCN Red List Status:

nicht gefährdet

Rote Liste (D): nicht gefährdet

Quellen: Alford, 1969; Amiet & Krebs, 2019; Biella et al., 2017; Hagen & Aichhorn, 2014; Iserbyt & Rasmont, 2012; Neumayer & Paulus, 1999; Rasmont et al., 2015; Westrich, 2019; Wiesbauer, 2017

***Bombus (Pyrobombus) pyrenaeus* Perez 1879**Verbreitung in Kals 1937

1400 – 2700 m
177 Funde

Verbreitung in Kals 2020

1400 – 2800 m
Verschiedene Habitate
123 Funde

Farbgebung: schwarz / gelb / rot
Rüssellänge: kurz (8,0 – 10,9 mm)

Verbreitung & Habitat

- Höhe 1900 bis 2700 m
- Lichte Wälder, extensives Grünland, subalpine Wiesen, alpine Rasen, Offenland
- In Hochgebirgen
- Geringe Ausbreitungsfähigkeit
- Selten – mäßig häufig

Ökologie

- Polylektisch: gewisse Präferenz für Ericaceae
- Unterirdische Nester (z.B. Mäusebauten) & oberirdische Nester unter Steinen, in Grasbüscheln, Vogelnestern (Nestbezieher & -bauer)
- Flugzeit:
 - Königinnen: Mai
 - Arbeiterinnen: Juni - Sept
 - Geschlechtstiere: Juli - Sept

Klimatische Anpassung

- Berg-Art: gegenüber kühlen Temperaturen resilient
- Klimawandelfolgen:
 - Klimatisch geeignete Gebiete werden sich reduzieren
 - Ein Aussterben aufgrund des Klimawandels zeichnet sich in den Szenarien nicht ab



Dots: actual distribution 1970-2000; yellow areas: modelled suitable climatic conditions in 2000

(Rasmont et al., 2015)

Gefährdung

IUCN Red List Status:

nicht gefährdet

Rote Liste (D): nicht gefährdet

Quellen: Alford, 1969; Amiet & Krebs, 2019; Biella et al., 2017; Hagen & Aichhorn, 2014; Iserbyt & Rasmont, 2012; Neumayer & Paulus, 1999; Rasmont et al., 2015; Westrich, 2019; Wiesbauer, 2017

***Bombus (Thoracobombus) ruderarius* (Müller 1776)**Verbreitung in Kals 1937

1100 – 2500 m
161 Funde

Verbreitung in Kals 2020

1200 – 2400 m
Verschiedene Habitate
98 Funde

Farbgebung: schwarz / rot
Rüssellänge: mittellang (9,4 – 11,6 mm)

Verbreitung & Habitat

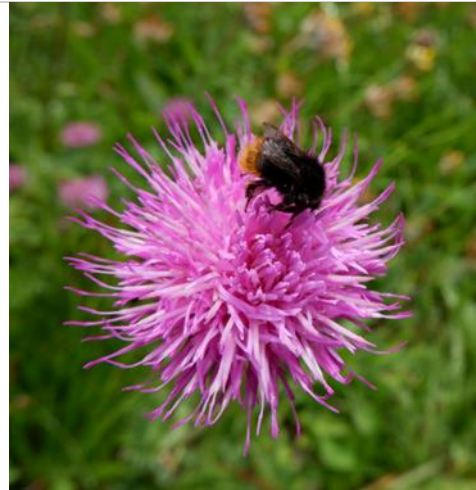
- Höhe bis 2500 m
- Steppenart: bevorzugt offene, parkartige Landschaften
- Im Flachland und im Hochgebirge (im mittleren Höhen nicht zu finden)
- Unbekannte Ausbreitungsfähigkeit
- Wird seltener

Ökologie

- Polylektisch: gewisse Präferenz für Lamiaceae, Fabaceae & Asteraceae
- Oberirdische Nester in trockenen Grasbüscheln, unter Moos, in Nistkugeln aus trockenem Laub (bei Nistplatzmangel unterirdisch)
- Flugzeit: fliegt bis zu 2 km weit
 - Königinnen: Mitte April – Ende Mai
 - Arbeiterinnen: Mai - Aug
 - Geschlechtstiere: Juli - Sept

Klimatische Anpassung

- Klimatische Präferenzen nicht ganz geklärt
- Mesophil: meidet extreme Bedingungen
- Klimawandelfolgen:
 - Im Flachland ist die Art bereits fast verschwunden
 - Der Verlust geeigneter klimatischer Gebiete könnte zum Aussterben im Flachland und den südlichsten Bergen Europas führen



Dots: actual distribution 1970-2000; yellow areas: modelled suitable climatic conditions in 2000

(Rasmont et al., 2015)

Gefährdung

IUCN Red List Status:

nicht gefährdet

Rote Liste (D): gefährdet

Quellen: Alford, 1969; Amiet & Krebs, 2019; Biella et al., 2017; Hagen & Aichhorn, 2014; Iserbyt & Rasmont, 2012; Neumayer & Paulus, 1999; Rasmont et al., 2015; Westrich, 2019; Wiesbauer, 2017

Bombus (Melanobombus) sichelii Radoszkowski
1859

Verbreitung in Kals 1937

1400 – 2700 m
324 Funde

Verbreitung in Kals 2020

1200 – 2800 m
Verschiedene Habitate, vorwiegend Offenland
92 Funde

Farbgebung: schwarz / rot / gelb
Rüssellänge: kurz - mittellang (7,3 – 11,6 mm)

Verbreitung & Habitat

- Höhe 1900 bis 2500 m
- Alpine Rasen, Gebirgshänge, extensives Grünland, Waldränder
- In hohen Gebieten der Pyrenäen, Alpen und im Balkan
- Geringe Ausbreitungsfähigkeit
- Mäßig häufig

Ökologie

- Polylektisch
- Unterirdische Nester (z. B. Mäusebauten)
- Flugzeit:
 - Königinnen: Ende April – Juni
 - Arbeiterinnen: Mai - Sept
 - Geschlechtstiere: Aug + Sept

Klimatische Anpassung

- An kalte, boreale und (sub)alpine Bedingungen gebunden
- Wird massiv unter dem Klimawandel leiden



Dots: actual distribution 1970-2000; yellow areas: modelled suitable climatic conditions in 2000

(Rasmont et al., 2015)

Gefährdung

IUCN Red List Status:

nicht gefährdet

Rote Liste (D): gefährdet

Quellen: Alford, 1969; Amiet & Krebs, 2019; Biella et al., 2017; Hagen & Aichhorn, 2014; Iserbyt & Rasmont, 2012; Neumayer & Paulus, 1999; Rasmont et al., 2015; Westrich, 2019; Wiesbauer, 2017

Bombus (Kallobombus) soroeensis (Fabricius 1776)Verbreitung in Kals 1937

1100 – 2700 m

201 Funde

Verbreitung in Kals 2020

1100 – 2800 m

Verschiedene Habitate

91 Funde

Farbgebung: schwarz / rot / gelb

Rüssellänge: kurz (7,7 – 10,4 mm)

Verbreitung & Habitat

- Höhe 1100 bis 2500 m
- Bergwaldart: Waldränder, Gebüsche, Bergwiesen & Weiden
- Im Süden an höhere Gebiete gebunden, im Norden auch im Flachland
- Hohe Ausbreitungsfähigkeit
- Mäßig häufig

Ökologie

- Polylektisch: allerdings Präferenz von Glockenblumen als Pollenquelle
- Unterirdische Nester (z. B. Mäusebauten)
- Überwinterung nur wenige cm unter der Erde
- Flugzeit:
 - Königinnen: Ende April – Ende Mai
 - Arbeiterinnen: Mai - Sept
 - Geschlechtstiere: Aug + Sept

Klimatische Anpassung

- Mesothermophil: Wird eher mit trockenen und wärmen Bedingungen verbunden
- Klimawandelfolgen:
 - Klimatisch geeignete Gebiete werden sich verringern
 - Im Flachland wird es bis 2100 keine klimatisch geeigneten Lebensräume mehr geben



Dots: actual distribution 1970-2000; yellow areas: modelled suitable climatic conditions in 2000

(Rasmont et al., 2015)

Gefährdung

IUCN Red List Status:

nicht gefährdet

Rote Liste (D): potenziell gefährdet

Quellen: Alford, 1969; Amiet & Krebs, 2019; Biella et al., 2017; Hagen & Aichhorn, 2014; Iserbyt & Rasmont, 2012; Neumayer & Paulus, 1999; Rasmont et al., 2015; Westrich, 2019; Wiesbauer, 2017

Bombus (Alpigenobombus) wurflenii Radoszkowski 1859

Verbreitung in Kals 1937

1400 – 2700 m

271 Funde

Verbreitung in Kals 2020

1500 – 2700 m

Verschiedene Habitate

84 Funde

Farbgebung: schwarz / rot

Rüssellänge: kurz (10,8 – 13,3 mm)

Verbreitung & Habitat

- Höhe bis 2800 m
- Bergwaldart: Gebirgswälder, Bergwiesen, Bergheiden, Waldränder, alpine Rasen
- Getrennte Vorkommen
- Geringe Ausbreitungsfähigkeit
- Mäßig häufig

Ökologie

- Polylektisch, Nektarraub
- Unterirdische Nester (z. B. Mäusebauten) oder unter Sträuchern
- Flugzeit:
 - Königinnen: Mitte April – Anfang Juni
 - Arbeiterinnen: Mai - Sept
 - Geschlechtstiere: Juli - Okt

Klimatische Anpassung

- Spezialisierte Art, lebt bei kalten, borealen und sub(alpinen) Bedingungen
- Wird massiv unter dem Klimawandel leiden



Dots: actual distribution 1970-2000; yellow areas: modelled suitable climatic conditions in 2000

(Rasmont et al., 2015)

Gefährdung

IUCN Red List Status:

nicht gefährdet

Rote Liste (D): potenziell gefährdet

Quellen: Alford, 1969; Amiet & Krebs, 2019; Biella et al., 2017; Hagen & Aichhorn, 2014; Iserbyt & Rasmont, 2012; Neumayer & Paulus, 1999; Rasmont et al., 2015; Westrich, 2019; Wiesbauer, 2017

3.2 Wie setzt sich die Hummelfauna im Jahr 2020 zusammen?

Bombus pratorum und *Bombus pascuorum* konnten im Jahr 2020 mit einem Anteil von ca. 25% an der Individuengesamtanzahl als häufigste Arten erfasst werden (s. Abbildung 14). Darauf folgen *B. pyrenaicus*, *B. ruderarius*, *B. sichelii*, *B. soroeensis* und *B. wurflenii*. Knapp 20% der Individuen konnten nicht bis auf die Art bestimmt werden. Zwei der nachgewiesenen Hummelarten sind Kuckuckshummeln (*Psithyrus*): *B. barbutellus*, *B. rupestris*.

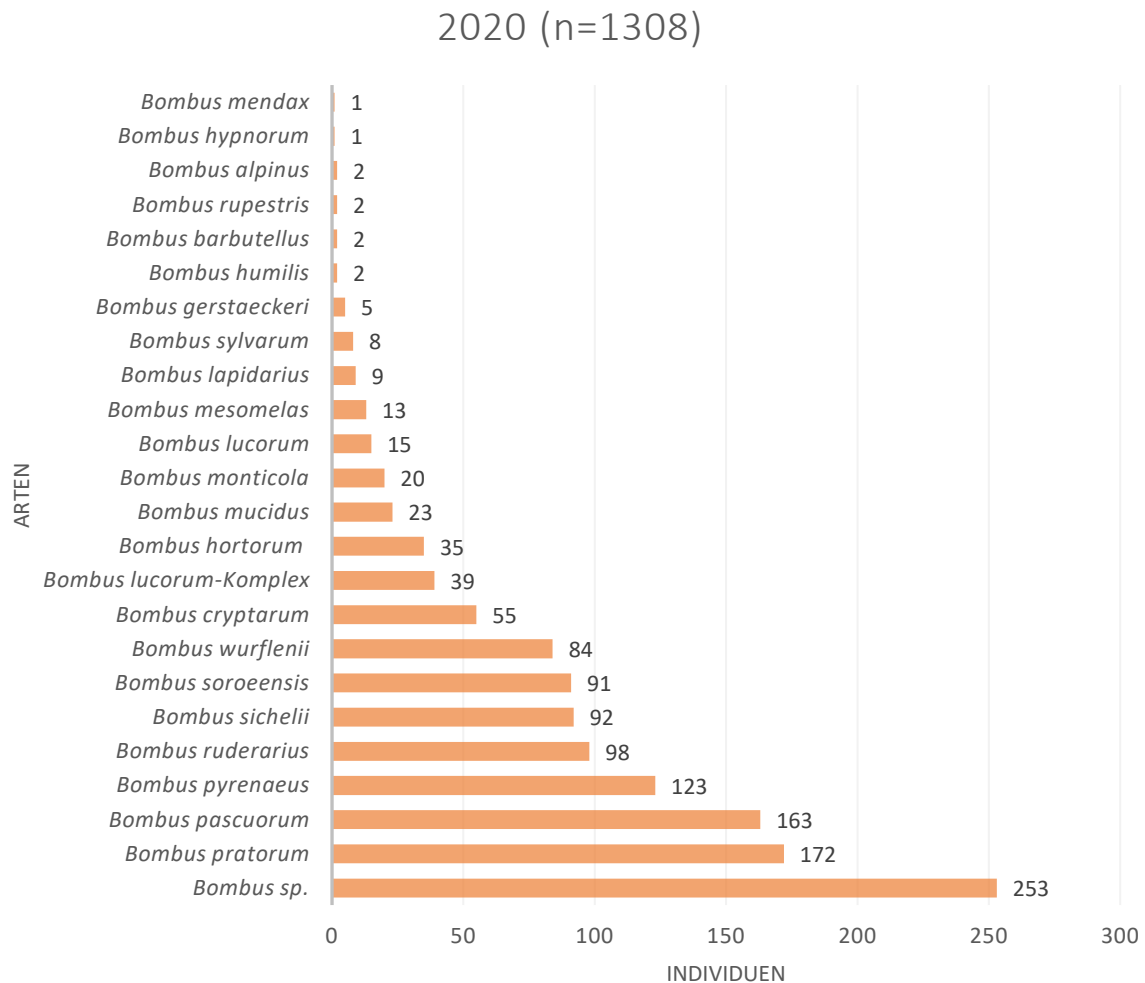


Abbildung 14 Absolute Häufigkeiten der Hummeln im gesamten Kalsbachtal – 2020 (n=1308)

Anteile der Arten an der Gesamtindividuenzahl können Abbildung 49 entnommen werden.

3.2.1 Hummelfauna in den Aufnahmeteilgebieten im Jahr 2020

3.2.1.1 Verbreitung der Hummeln in den Aufnahmeteilgebieten im Jahr 2020

Bei dem Betrachten der Verbreitung der Hummeln in den Teilgebieten wurden alle aufgenommenen Daten verwendet.

Folgend ist die Verteilung der Individuen und Arten in den zehn Aufnahmeteilgebieten dargestellt. Insgesamt wurden 1308 Individuen und 22 Arten dokumentiert. Im Teischnitztal wurden die meisten Individuen beobachtet und die meisten Arten nachgewiesen.

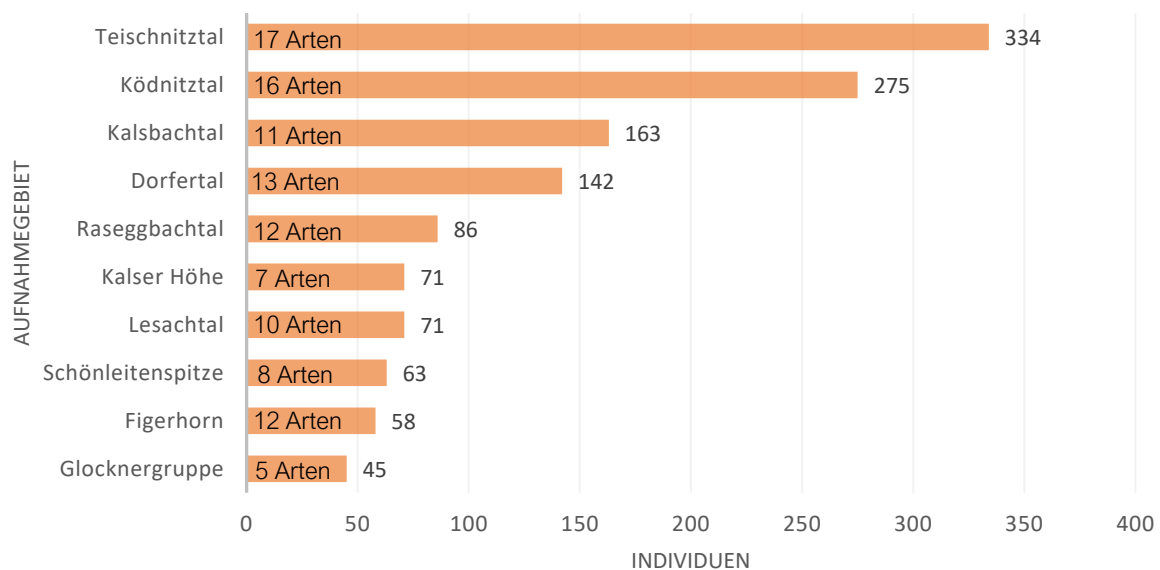


Abbildung 15 Verteilung der Hummeln und Artenanzahl in den Teilgebieten (n=1308) - 2020

Abbildung 16 zeigt das Vorkommen der Hummelarten in den Aufnahmeteilgebieten. *B. sichelii* und *B. soroeensis* kommen in allen kartierten Gebieten vor. *B. pratorum*, *B. pyrenaicus*, *B. ruderarius* und *B. monticola* sind ebenfalls weit verbreitet im Gesamtgebiet. Bemerkenswert ist, dass *B. monticola* (n=20) insgesamt eher selten, aber dennoch in 80% der Gebiete vorkommt. Nur im Glocknergebiet und im Kalsbachtal selbst wurde sie nicht gesichtet. In der Regel sinkt die Anzahl, der von einer Art besuchten Gebiete, bei weniger als 20 Individuen pro Art. Zu den seltenen und weniger weit verbreiteten Arten über die Teilgebiete gehören *B. alpinus*, *B. gerstaeckeri*, *B. mesomelas* und *B. mucidus*. *B. alpinus* wurde insgesamt nur zweimal im Glocknergebiet beobachtet. *B. gerstaeckeri*-Funde waren bloß im Dorfer- und Teischnitztal zu verzeichnen, während *B. mesomelas* zusätzlich im Kalsbachtal und Ködnitztal zu finden war. *B. mucidus* kam am Figerhorn, Raseggbachtal, Teischnitztal und am häufigsten im Ködnitztal vor.

Verbreitung der Hummelarten	n	Dorfertal	Figerhorn	Glocknergruppe	Kalsbachtal	Kalser Höhe	Ködnitztal	Lesachtal	Raseggbachtal	Schönleitenstipitze	Teischnitztal	Gebiete gesamt
<i>Bombus alpinus</i>	2			2								1
<i>Bombus barbutellus</i>	2		1							1		2
<i>Bombus cryptarum</i>	55	1	4	25		1	6			2	16	7
<i>Bombus gerstaeckeri</i>	5	1									4	2
<i>Bombus hortorum</i>	35	1	1		6		6	3	2		16	7
<i>Bombus humilis</i>	2				2							1
<i>Bombus hypnorum</i>	1										1	1
<i>Bombus lapidarius</i>	9				7			1			1	3
<i>Bombus lucorum</i>	15	1			1		5		1		7	5
<i>Bombus mendax</i>	1						1					1
<i>Bombus mesomelas</i>	13	2			1		6				4	4
<i>Bombus monticola</i>	20	2	2			3	3	1	1	1	7	8
<i>Bombus mucidus</i>	23		1				13		6		3	4
<i>Bombus pascuorum</i>	163	3	2		71		21	16	10		40	7
<i>Bombus pratorum</i>	172	12	9		23	1	19	14	21	2	71	9
<i>Bombus pyrenaeus</i>	123	22	1	9		19	20	6	1	21	24	9
<i>Bombus rudarius</i>	98	20	2		16	3	34	1	2		20	8
<i>Bombus rupestris</i>	2						1				1	2
<i>Bombus sichelii</i>	92	17	4	1	2	18	23	2	5	7	13	10
<i>Bombus soroeensis</i>	91	10	7	1	2	21	23	3	4	1	19	10
<i>Bombus sylvarum</i>	8				4		1		3			3
<i>Bombus wurflenii</i>	84	13	1				34	2	1	1	32	7

Abbildung 16 Verbreitung der Hummelarten und Anzahl der Individuen in den Teilgebieten mit Angabe der besuchten Gebiete pro Art (rot umkreist=Verbreitung über alle Gebiete) – 2020 (n=1016, ohne: *Bombus* sp. und *B. luc-Korn*)

Verbreitungskarten einzelner Arten sind in Kapitel 3.4.1.1 abgebildet.

3.2.1.2 Abundanzen der Hummeln in den Aufnahmegebieten im Jahr 2020

Für die Häufigkeitsberechnungen wurden nur die Transekt-Daten verwendet. In einigen Teilgebieten (Lesachtal, Figerhorn, Raseggbachtal, Kalser Höhe, Schönleitenspitze) wurde innerhalb der Transekte nur eine geringe Anzahl an Individuen (≤ 55) gesichtet. Dies gilt es bei der Betrachtung der folgenden Ergebnisse zu beachten.

Innerhalb der Transekte wurden 890 Individuen beobachtet. Die Hummelabundanzen unterscheiden sich in den Aufnahmegebieten stark (s. Tabelle 8). Insbesondere in den besonders hoch gelegenen Gebieten ist die Abundanz eher niedrig (Glocknergebiet, Schönleitenspitze, Figerhorn). Ausreißer stellen das Lesachtal und die Kalser Höhe dar. Im Vergleich zu den anderen Tallagen weist das Lesachtal einen besonders niedrigen Abundanzwert auf, während die Hummeln auf der Kalser Höhe im Gegensatz zu den anderen Gebieten über der Waldgrenze abundanter sind.

B. pratorum kann sich in drei Gebieten (Figerhorn, Raseggbachtal, Teischnitztal) durchsetzen, gefolgt von *B. pascuorum* (Kalsbach- / Lesachtal). *B. ruderarius* und *B. wurflenii* sind im Ködnitztal am dominantesten, auf der Kalser Höhe kamen mehr Individuen von *B. soroeensis* als von anderen Arten vor. *B. cryptarum* ist die dominanteste Art im Glocknergebiet. *B. pyrenaeus* stellt auf der Schönleitenspitze den größten Anteil.

Im Glocknergebiet, auf der Schönleitenspitze, im Kalsbachtal und auf der Kalser Höhe sind die Arten ungleichmäßig verteilt. In jedem dieser Gebiete gibt es Arten, die einen besonders großen Anteil ausmachen.

Tabelle 8 Abundanzen (Individuen/km), Optimum (rot) und Dominanzen (gelb) der Hummelarten in den Aufnahmeteilgebieten (Glockner.=Glocknergruppe, Kalser H.=Kalser Höhe, Raseggb.=Raseggbachthal, Schönleit.=Schönleiten Spitze, Teisch.=Teischnitztal) - 2020 (n=890)

	Dorfertal	Figerhorn	Glockner.	Kalsb.	Kalser H.	Ködnitztal	Lesachtal	Raseggb.	Schönleit.	Teisch.	Gesamt
<i>alp</i>			0.19								0.02
<i>bar</i>		0.17									0.02
<i>cry</i>	0.11	0.67	0.96		0.45	0.50			0.17	1.72	0.48
<i>ger</i>	0.11									0.27	0.05
<i>hor</i>		0.17		0.49		0.50	0.45	0.66		1.06	0.35
<i>hum</i>				0.19							0.03
<i>hyp</i>										0.13	0.02
<i>lap</i>				0.39						0.13	0.08
<i>luc</i>				0.10		0.40				0.93	0.19
<i>luc-Kom</i>		0.84	0.19	0.10	0.45	0.50		5.30	0.51	0.80	0.48
<i>men</i>						0.10					0.02
<i>mes</i>	0.11			0.10		0.60					0.13
<i>mon</i>	0.22	0.34			1.36	0.30		0.66		0.80	0.27
<i>muc</i>	0.00	0.17				0.90		0.66		0.40	0.23
<i>pas</i>	0.22	0.17		4.77		1.89	1.14	4.64		2.79	1.68
<i>pra</i>	1.21	1.52		1.75	0.45	1.59	0.68	7.29	0.17	6.37	1.90
<i>pyr</i>	1.32	0.17	0.58	0.00	6.35	1.49	0.68	0.66	3.08	1.86	1.31
<i>rud</i>	1.65	0.34		0.97	0.91	2.19				2.39	1.11
<i>rup</i>						0.10					0.02
<i>sic</i>	1.32	0.67		0.10	5.90	1.69	0.23	1.33	0.86	0.80	0.98
<i>sor</i>	0.77	1.01		0.19	8.17	1.39	0.45	1.99	0.17	2.39	1.14
<i>spec</i>	2.09	2.53	0.96	1.95	0.91	3.79	2.05	8.61	3.26	4.51	2.81
<i>sylva</i>				0.29				0.66			0.06
<i>wur</i>	0.99	0.17				2.19	0.23	0.66	0.17	3.32	0.97
Gesamt	10.11	8.93	2.89	11.40	24.97	20.13	5.91	33.13	8.40	30.64	14.35

Das Optimum einiger Arten liegt im Ködnitztal (*B. ruderarius*, *B. sichelii*, *B. mucidus*, *B. wurflenii*). Manche andere Arten kommen am häufigsten im Teischnitztal vor (*B. pratorum*, *B. hortorum*, *B. monticola*, *B. soroeensis*,). *B. pyrenaicus* verteilt ihr Vorkommen vergleichsweise gleichmäßig im Dorfertal, auf der Kalser Höhe, im Ködnitztal, auf der Schönleitenspitze und im Teischnitztal. *B. pascuorum* kommt am häufigsten im Kalsbachtal vor.

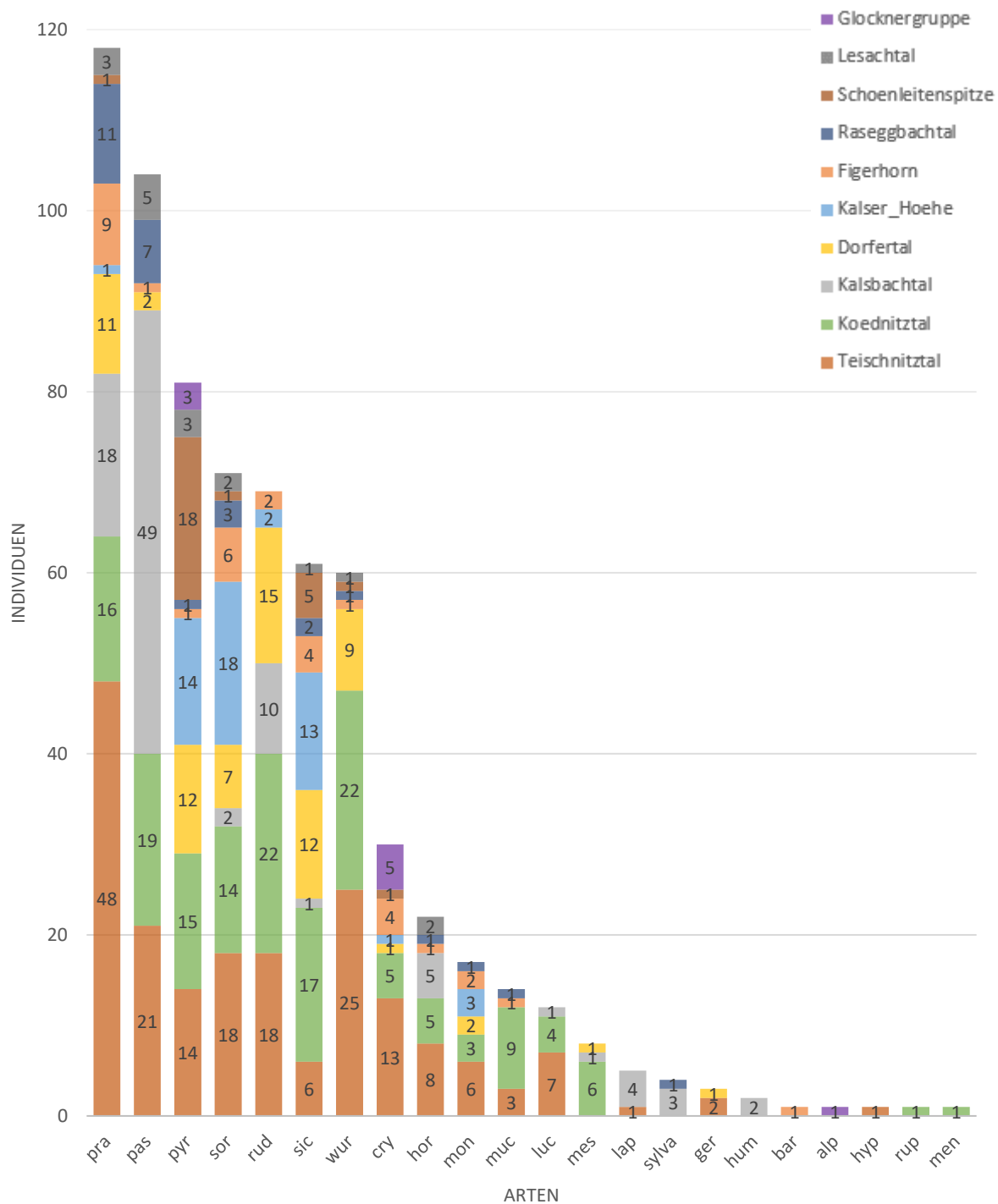


Abbildung 17 Absolute Häufigkeit der Arten in den Aufnahmeteilgebieten - 2020 (n=686, ohne: *Bombus* sp. und *B. luc-Kom*)

3.2.1.3 Hummel-Diversität in Aufnahmeteilgebieten im Jahr 2020

Für die Ermittlung der Diversität wurden alle aufgenommenen Daten verwendet, nur *Bombus* sp. wurde ausgeschlossen und *B. lucorum* und *B. cryptarum* als eine Art zu dem *Bombus lucorum*-Komplex zusammengeschlossen.

In Abbildung 18 ist die Artenvielfalt in Form von der reinen Artenanzahl (Rarefied species richness) und der Shannon-Diversität in den Aufnahmeteilgebieten dargestellt. Die durchgezogene Linie zeigt die Ergebnisse, die auf der tatsächlich dokumentierten Arten- und Individuenanzahl beruhen. Bei der Strichlinie handelt es sich um Hochrechnungen. Bei der Ermittlung der Shannon-Diversität sind Häufigkeiten der Individuen miteinbezogen.

Im Ködnitztal ist die Diversität am höchsten, gefolgt vom Teischnitztal. In den beiden Tälern konnten auch die meisten Arten nachgewiesen werden. Geringe Diversität herrscht im Glocknergebiet, auf der Schönleitenspitze und der Kalser Höhe (eher hochgelegene Gebiete) sowie im Kalsbachtal.

Laut GLM ist die Shannon-Diversität vom Gebiet abhängig ($p < 0.01$) (s. Anhang S. 206). 73,67% der Varianz werden durch das Modell erklärt. Die Varianzen sind homogen.

Tukey's post hoc test ergab, dass sich die Shannon-Diversität der Gebiete mit der höchsten Diversität (Ködnitztal, Teischnitztal, Figerhorn) signifikant ($p < 0.05$) von den Gebieten mit der niedrigsten Diversität (Glocknergebiet, Schönleitenspitze, Kalsbachtal und Kalser Höhe) unterscheidet (s. Anhang S. 207). Die Shannon-Diversität des Lesachtals und des Dorfertals sind zu keinem der anderen Gebiete signifikant unterschiedlich. Die Diversität des Raseggbachtals ist nur zur Glocknergruppe signifikant ($p < 0.01$) höher.

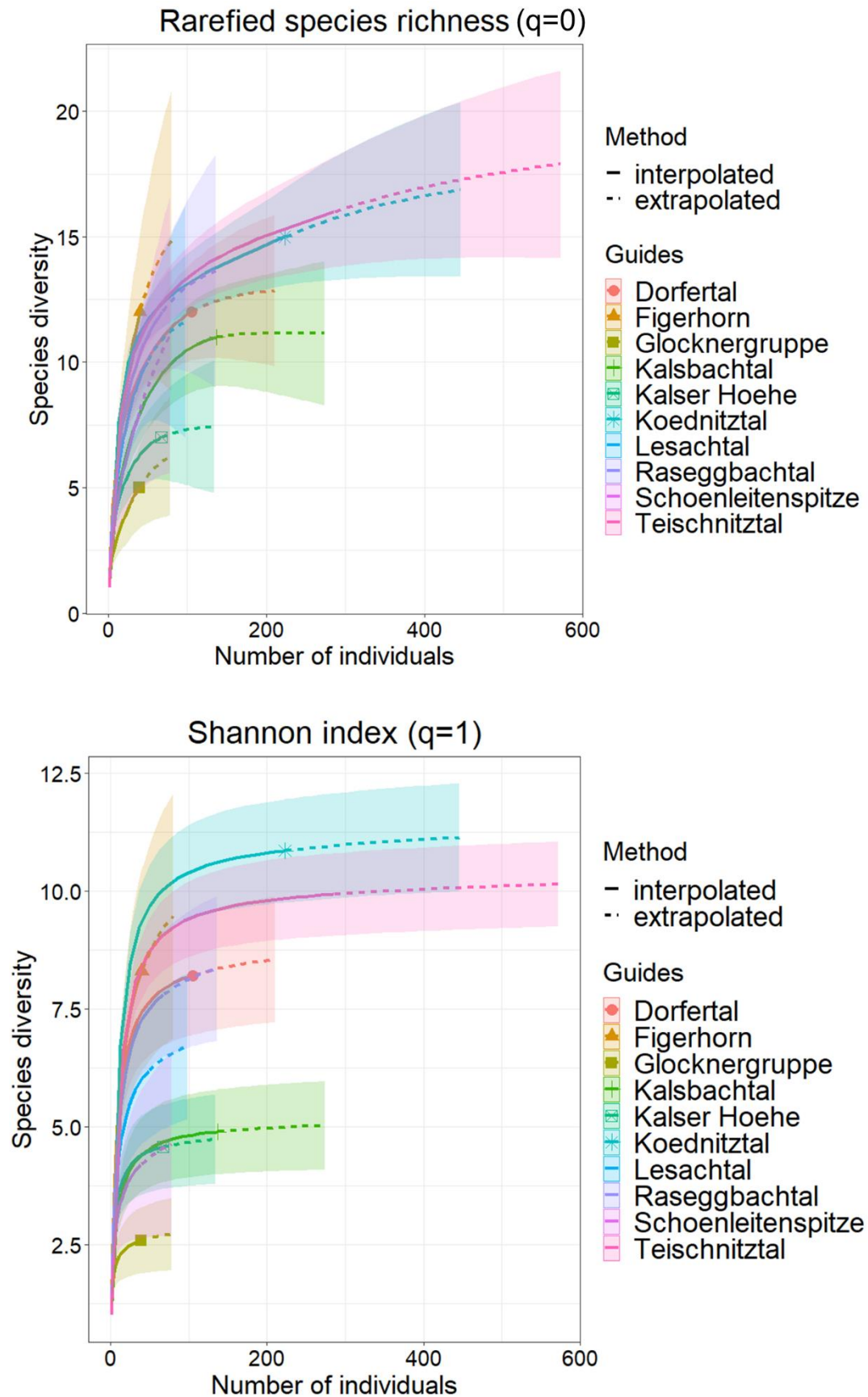


Abbildung 18 Rarefied Species Richness (q=0) und Shannon-Diversität (q=1) aller Hummeln in den Aufnahmeteilgebieten mit realer (durchgezogene Linie) und hochgerechneter (Strichlinie) Individuenanzahl (iNext-package) - 2020

Wie in Tabelle 9 zu sehen ist, tendiert die Evenness (Gleichverteilung der Individuen in einer Stichprobe) dazu, in Gebieten bei niedrigem Shannon-Index und geringer Artenanzahl, ebenfalls zu sinken. Im Ködnitztal sind die Individuen am gleichmäßigsten auf die Arten verteilt, im Glocknergebiet am ungleichmäßigsten.

Tabelle 9 Shannon-Index, Evenness und Artenanzahl in den Aufnahmeteilgebieten (vegan-package) - 2020

Teilgebiete	Shannon Index	Evenness	Artenanzahl
Ködnitztal	2.38	0.88	15
Teischnitztal	2.30	0.83	16
Figerhorn	2.12	0.85	12
Dorfertal	2.11	0.85	12
Raseggbachtal	2.05	0.83	12
Lesachtal	1.82	0.79	10
Kalsbachtal	1.59	0.66	11
Kalser Höhe	1.52	0.78	7
Schönleiten Spitze	1.43	0.69	8
Glocknergruppe	0.95	0.59	5
Gesamtgebiet	2.41	0.79	21

3.2.1.4 Artenzusammensetzung in den Aufnahmeteilgebieten im Jahr 2020

Bei der Betrachtung der Artenzusammensetzung wurden alle aufgenommenen Daten verwendet, nur *Bombus* sp. wurde ausgeschlossen und *B. lucorum* und *B. cryptarum* als eine Art zu dem *Bombus lucorum*-Komplex zusammengefasst.

In der folgenden CAP-Ordination (basierend auf dem Sorensen-Dissimilarity-Index) wird die Unterschiedlichkeit der Artenzusammensetzung in den Teilgebieten dargestellt. Die Punkte entsprechen den Transekten, die nach den Teilgebieten gruppiert wurden. Je weiter die Punkte bzw. die Cluster auseinander liegen, desto unähnlicher sind sie zueinander in Bezug auf ihre Artenzusammensetzung. Häufigkeiten wurden bei der Darstellung mitberücksichtigt.

Die Permanova (Permutational multivariate analysis of variance) (s. Anhang S. 209) ergab, dass der Faktor „Gebiet“ einen hoch signifikanten Einfluss auf die Distanz der Datenpunkte (Artengemeinschaft der Transekte) hat ($p=0.001$). Das Modell erklärt 29.12% (R^2) der Varianz. Allerdings sind die Varianzen nicht homogen (Permutation test: $p = 0.05$) und das Ergebnis daher nur vorsichtig zu interpretieren.

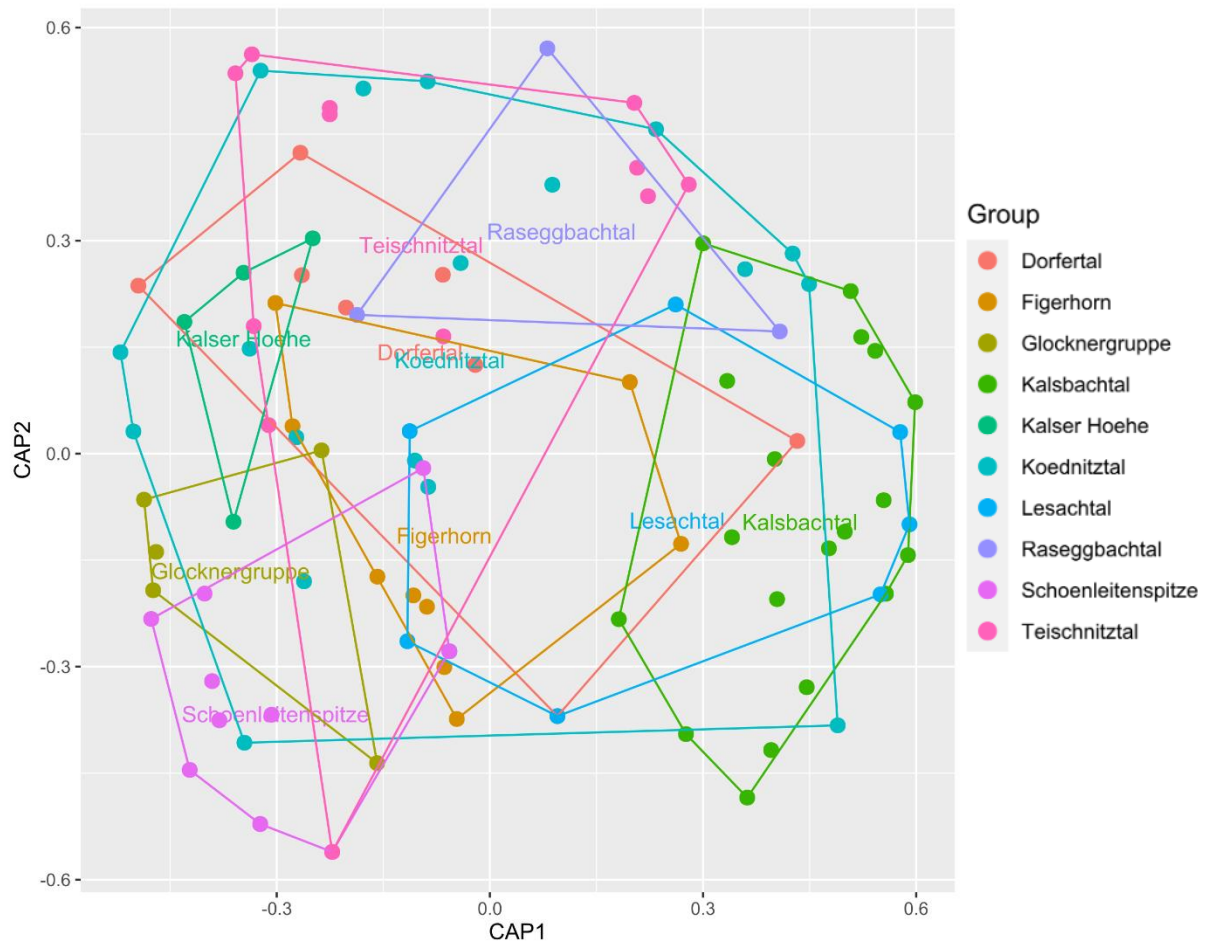


Abbildung 19 Unterschiedlichkeit der Artenzusammensetzung in den Transekten (Distanz der farbigen Punkte zueinander), die sich innerhalb der Darstellung nach den Teilgebieten gruppieren (eine Farbe bildet ein Teilgebiet) - 2020

Obwohl sich viele der Punkte und Gruppen überschneiden, ist dennoch festzustellen, dass sich die Gebiete in dem Plot aufteilen. Höhergelegene Gebiete über der Baumgrenze finden sich eher links im Plot, während sich sehr niedrige Täler rechts im Bild gruppieren. Teilgebiete der mittleren Höhenstufen oder mit einem großen Höhengradienten ordnen sich mittig an. Die Hummelgemeinschaft in hohen Gebieten unterscheidet also von der in den Tälern und von sehr niedrigen Gebieten.

In Abbildung 20 ist erkennbar, dass die Gebiete auf unterschiedlichen Höhen liegen. Das Kalsbachtal beispielsweise bildet die unteren Höhenstufen ab, während das Ködnitz- und Teischnitztal weite Höhenbereiche abdecken und das Glocknergebiet weit oben liegt.

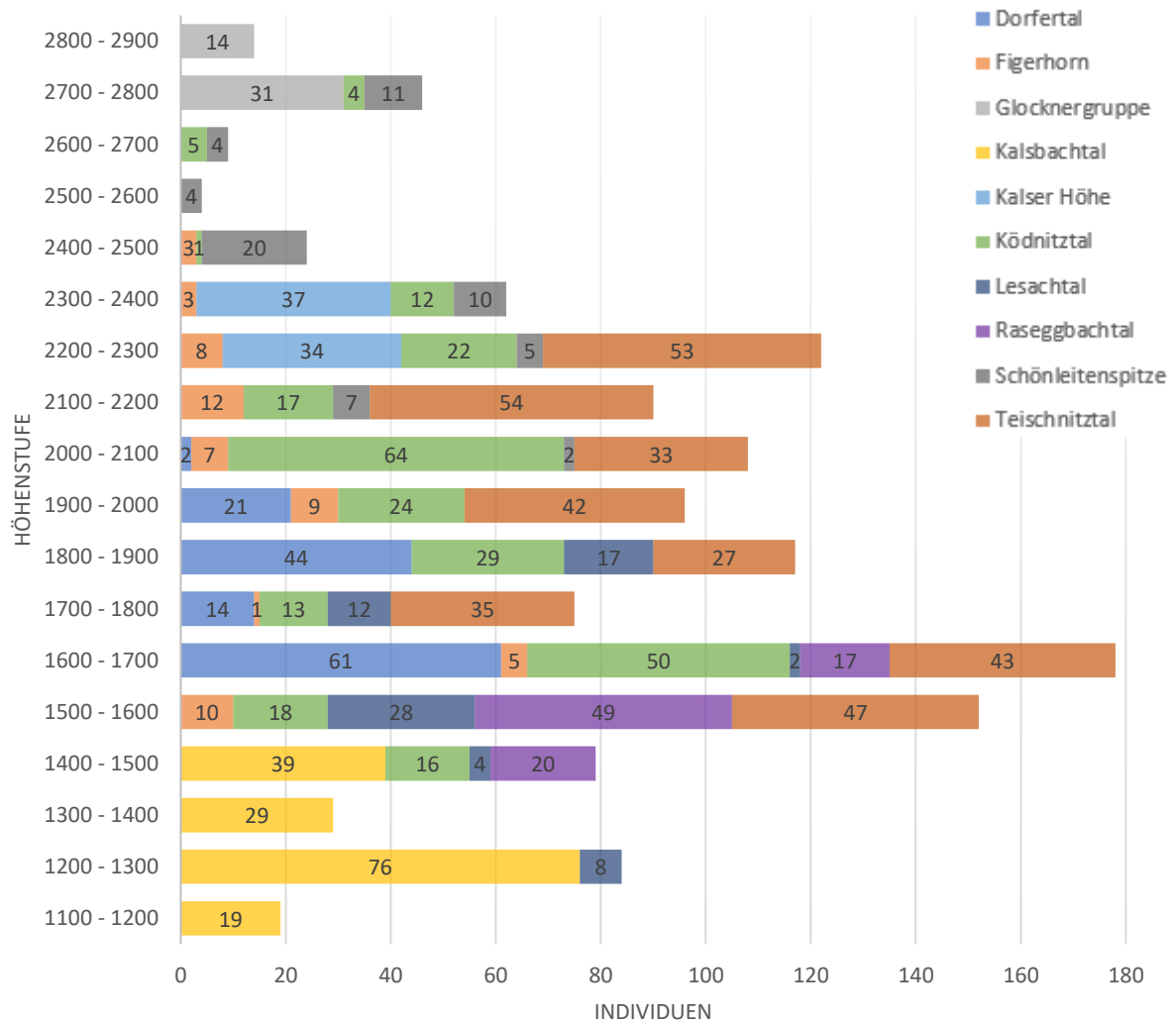


Abbildung 20 Verteilung und Anzahl der Hummelindividuen über die Aufnahmeteilgebiete und Höhenstufen - 2020 (n=1308)

Die Hummelgemeinschaften in den Aufnahmeteilgebieten lassen sich in verschiedene Artengruppen gliedern.

Tabelle 10 Einteilung der Artengemeinschaften in den Teilgebieten nach Höhenverbreitung – 2020

Artengemeinschaft 2020	Nicht-alpine Arten	Arten mit weiter Höhenverbreitung	Montan-subalpine Arten	Subalpin-alpine Arten	
Kalsbachtal	40%	30%	20%	10%	Nicht-alpin ↓ Alpin
Lesachtal	20%	30%	20%	30%	
Teischnitztal	20%	27%	27%	20%	
Raseggbachtal	18%	27%	27%	27%	
Ködnitztal	14%	29%	29%	29%	
Figerhorn	9%	36%	27%	27%	
Dorfertal	9%	27%	36%	27%	
Kalser Höhe	0%	33%	17%	50%	
Schönleitenspitze	0%	29%	29%	43%	
Glocknergruppe	0%	0%	25%	75%	

In Tabelle 10 wird deutlich, dass in höhergelegenen Gebieten (in Abbildung 19 links angeordnet) ein größerer Anteil alpiner Arten vorkommt als in niedriggelegenen Gebieten. Der Anteil nicht-alpiner Arten steigt mit sinkender Höhe. In den Tälern und Teilgebieten mit einem großen Höhengradienten teilen sich die Artengruppen vergleichsweise homogen auf.

Tabelle 11 Einteilung der Artengemeinschaften in den Teilgebieten nach Lebensräumen – 2020

Artengemeinschaft 2020	Offenlandarten	Wald- und Saumarten	Ubiquisten	
Kalsbachtal	40.0%	20.0%	40.0%	<u>Nicht-alpin</u>  <u>Alpin</u>
Lesachtal	40.0%	20.0%	40.0%	
Raseggbachtal	54.5%	18.2%	27.3%	
Teischnitztal	46.7%	26.7%	26.7%	
Ködnitztal	64.3%	14.3%	21.4%	
Figerhorn	54.5%	18.2%	27.3%	
Dorfertal	45.5%	27.3%	27.3%	
Schönleitenspitze	57.1%	28.6%	14.3%	
Kalser Höhe	66.7%	16.7%	16.7%	
Glocknergruppe	75.0%	25.0%	0.0%	

Der Anteil an Generalisten sinkt je alpiner sich ein Gebiet zusammensetzt, während der Anteil an Offenlandarten tendenziell steigt, wenn ein großer Teil eines Gebiets oberhalb der Baumgrenze liegt.

Das Vorkommen oder Nicht-Vorkommen gewisser Arten lässt sich von der Unterschiedlichkeit der Gebiete ableiten. Ein großer Einflussfaktor ist die Höhenlage der verschiedenen Gebiete sowie die vorkommenden Habitattypen innerhalb eines Teilgebiets. Arten, die eher dem Flachland zugeordnet sind, fehlen in Gebieten mit großen Höhen, die oberhalb der Baumgrenze liegen. *B. pascuorum*, die ihr Optimum im niedrigen Kalsbachtal hat, und *B. hortorum* wurden in den höheren Lagen (Glocknergebiet, Schönleitenspitze, Kalser Höhe) nicht nachgewiesen. Gleiches gilt für *B. lapidarius* und *B. sylvarum*, die nur in den montanen Teilgebieten zu finden waren. Umgekehrt wurden Bergarten wie *B. pyrenaicus* im Kalsbachtal, *B. cryptarum* im Kals- und Raseggbachtal nicht gesichtet. Die häufigste Art, *B. pratorum* ist Generalistin und nur im Glocknergebiet nicht auffindbar.

Für die Einteilung der Hummeln in die Artengruppen nach Höhenverbreitung und Lebensraum in den Teilgebieten siehe Anhang S. 208.

3.2.2 Hummelfauna in den Höhenstufen im Jahr 2020

3.2.2.1 Verbreitung in den Höhenstufen im Jahr 2020

Bei dem Betrachten der Verbreitung der Hummeln in den Höhenstufen wurden alle aufgenommenen Daten verwendet.

Die dargestellte Grafik zeigt, wie sich die Hummeln über die Höhen verteilen.

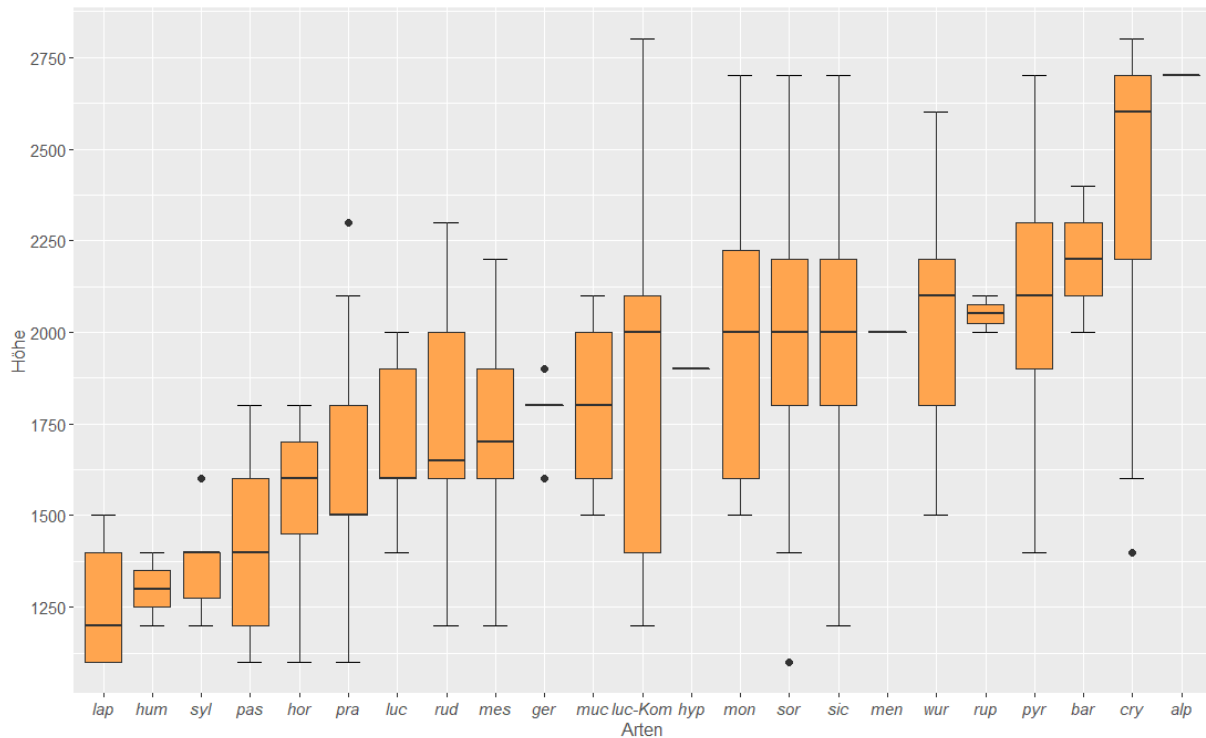


Abbildung 21 Höhenverbreitung der Hummelarten (Abkürzungen s. Tabelle 5) - 2020 (n=1055, ohne *Bombus* sp.)

Beim Betrachten der Hummeln über die Höhen wird deutlich, wie die Arten entlang des Höhengradienten ineinandergreifen, sich überlappen und gegenseitig ablösen. Arten wie *B. pascuorum* und *B. hortorum*, die eher in niedrigeren Höhen fliegen, werden in der Artenzusammensetzung zunächst ergänzt und mit fortschreitender Höhe durch andere Arten ersetzt (s. *B. pratorum* und *B. soroeensis*). Zu diesen Arten mischen sich wiederum mit Arten des Hochgebirges (s. *B. cryptarum*, *B. monticola* und *B. pyrenaicus*), die in großen Höhen die Hummelfauna bestimmen. Einige Arten wie *B. sichelii*, *B. soroeensis* und *B. pyrenaicus* sind über besonders weite Höhenbereiche verbreitet. Andere Arten bilden ein geringeres Höhenspektrum ab (z.B. *B. pascuorum*, *B. hortorum*).

B. alpinus, *B. gerstaeckeri*, *B. hortorum*, *B. lucorum*, *B. mendax*, *B. mucidus*, *B. ruderarius* und *B. wurflenii* liegen innerhalb der erwarteten Höhenverbreitungsgrenzen (s. Kapitel 3.1.2). Die

obere Verbreitungsgrenze von *B. cryptarum* liegt 200 Hm höher, die von *B. monticola* und *B. pratorum* 100 Hm. Bemerkenswert ist, dass sowohl *B. sichelii* als auch *B. pyrenaeeus* um 500 Hm tiefer als ihre übliche untere Verbreitungsgrenze zu finden waren. *B. pyrenaeeus* hat außerdem ihre obere Verbreitungsgrenze um 100 Hm überschritten. Die obere Verbreitungsgrenze von *B. soroensis* lag um 300 Hm weiter oben, die untere Verbreitungsgrenze von *B. mesomelas* 200 Hm tiefer.

3.2.2.2 Abundanzen in den Höhenstufen im Jahr 2020

Für die Häufigkeitsberechnungen wurden nur die Transekt-Daten verwendet.

Von 1600–1700 m wurden die meisten Hummeln beobachtet und viele Arten nachgewiesen, allerdings wurden in dieser Stufe auch die meisten Kilometer kartiert, da die Höhenstufe in vielen der Teilgebiete vertreten war (s. Anhang S. 211). Um eine entsprechende Verzerrung der Ergebnisse zu vermeiden, wird in Abbildung 22 die Abundanz in Individuen/km angegeben. Die Gesamt-abundanz im Gebiet beträgt 14.35 Ind./km. Die größten Abundanzen (Ind./km) treten zwischen 1800–1900 m, 2000–2100 m und 2200–2300 m Seehöhe sowie zwischen 1100–1200 m auf. Ab 2500 m nimmt die Abundanz drastisch ab. Sowohl in der Höhenstufe mit den meisten Individuenzahlen als auch in der mit der größten Abundanz konnten die meisten Arten nachgewiesen werden. Die Abundanz ist nicht dort am höchsten, wo die meisten Individuen beobachtet worden sind. Dennoch korreliert eine hohe Abundanz mit hohen Individuenzahlen. Höhenstufe 1100–1200 m und 2200–2300 m haben mit 22 Ind./km recht hohe Abundanzwerte, obwohl nur fünf bzw. sieben Arten in den Stufen beobachtet werden konnten.

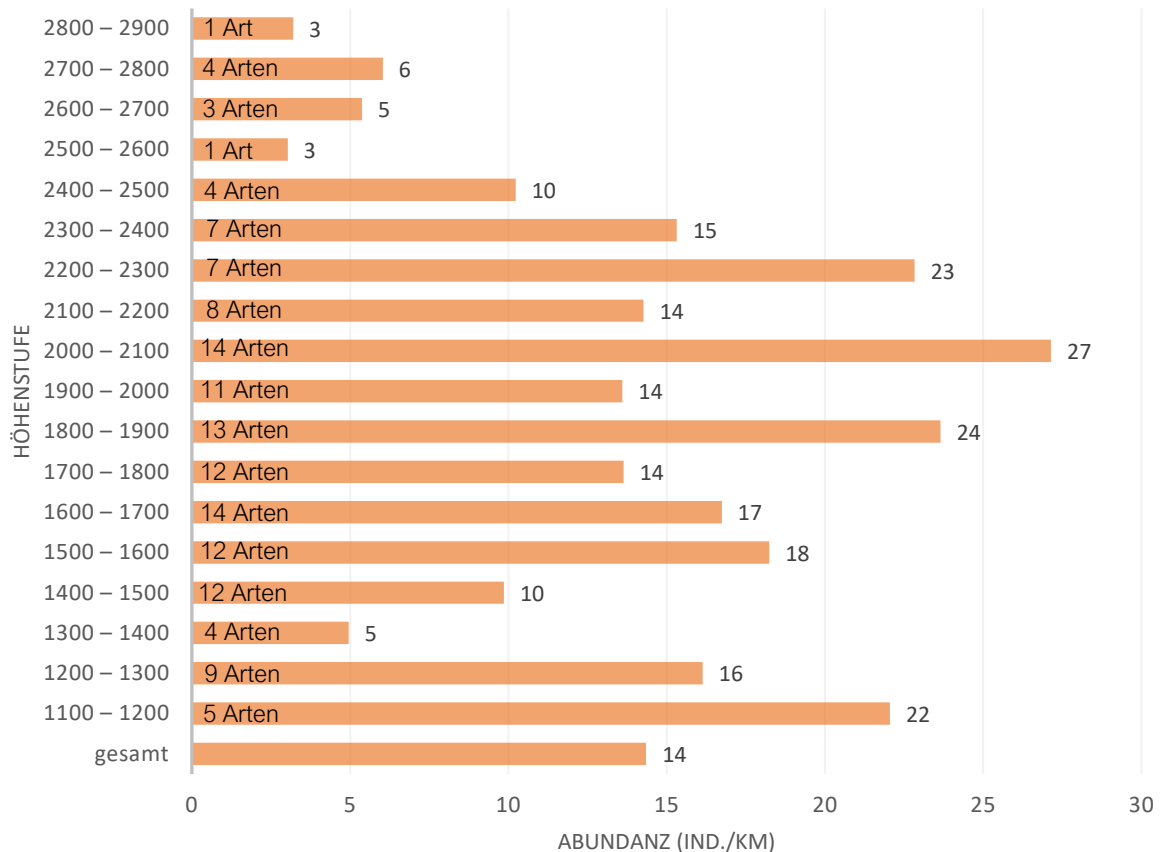


Abbildung 22 Abundanzen (Ind./km) aller Hummeln und Artenanzahl in den einzelnen Höhenstufen und im Gesamtgebiet (n=890), gerundete Werte - 2020

B. pratorum ist insgesamt die dominanteste Art mit der größten Abundanz, obwohl *B. pascuorum* und *B. pyrenaeeus* in mehr Höhenstufen die dominanteren Arten sind. *B. pyrenaeeus* nimmt insbesondere an der oberen Verbreitungsgrenze von *B. pratorum* an Dominanz zu, während sich *B. pascuorum* in niedrigeren Höhen durchsetzt (s. Abbildung 24). Einige Hummeln sind innerhalb ihres Optimums auch die dominantesten (s. *B. wurflenii*, *B. ruderarius*), während sich andere Arten woanders durchsetzen als dort, wo ihr Optimum liegt (s. *B. cryptarum*, *B. soroeeensis*). Ist eine Art die dominanteste in einer Höhenstufe, so weist sie auch den größten Abundanzwert gegenüber aller anderen Arten in der Höhenstufe auf. Im Anhang auf S. 211 ist eine detaillierte Tabelle zu den Abundanzen, Optima und Dominanzen aller Hummeln zu finden.



Abbildung 23 Relativer Anteil ausgewählter Hummelarten an der gesamten Hummelgemeinschaft in einer Höhenstufe (Teil1) – 2020

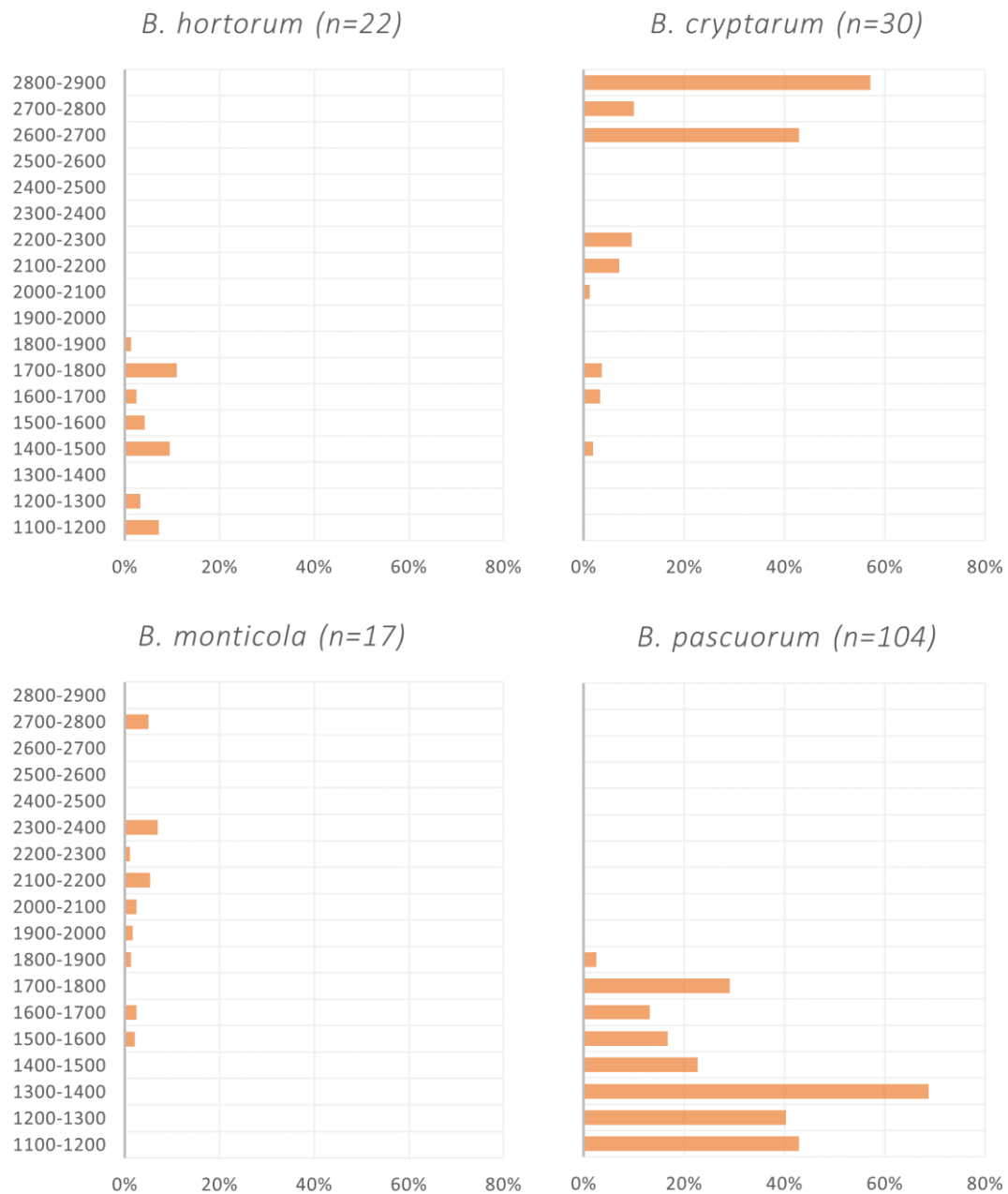


Abbildung 24 Relativer Anteil ausgewählter Hummelarten an der gesamten Hummelgemeinschaft in einer Höhenstufe (Teil2) – 2020

3.2.2.3 Hummel-Diversität in den Höhenstufen im Jahr 2020

Für die Ermittlung der Diversität wurden alle aufgenommenen Daten verwendet. *B. lucorum* und *B. cryptarum* werden als *Bombus lucorum*-Komplex zusammengefasst und als eine Art gezählt. *Bombus* sp. wird aus der Auswertung ausgeschlossen.

In Abbildung 25 ist die Artenvielfalt in Form von der reinen Artenanzahl (Rarefied species richness) und der Shannon-Diversität in den Höhenstufen dargestellt. Die durchgezogene Linie zeigt die Ergebnisse, die auf der tatsächlich dokumentierten Arten- und Individuenanzahl beruhen. Bei der Strichlinie handelt es sich um Hochrechnungen. Bei der Ermittlung der Shannon-Diversität sind Häufigkeiten der Individuen miteinbezogen. Analog zu dem Ergebnis der NMDS im Kapitel „3.2.2.4“ wurden die Höhenstufen in Höhenklassen zusammengefasst. Die Klassen ergeben sich aus der Aufspaltung der Artengemeinschaft entlang des Höhengradienten.

In der Höhenklasse 1500–1999 m ist die Artenvielfalt sowohl nach Shannon-Diversität als auch nach Artenzahlen am höchsten. Die geringste Diversität herrscht in der höchsten Höhenklasse (2500–2900 m), gefolgt von der niedrigsten Höhenklasse (1100–1499 m).

Laut GLM ist die Shannon-Diversität von der Höhe abhängig ($p < 0.01$) (s. Anhang S. 215). 69,44% der Varianz werden durch das Modell erklärt. Die Varianzhomogenität ist gewährleistet.

Der Tukey's post hoc test ergab, dass sich die Shannon-Diversität im paarweisen Vergleich in fast allen Höhenklassen signifikant ($p < 0.01$) voneinander unterscheidet (s. Anhang S. 216). Obwohl in den Klassen 1100–1499 m und 2000 – 2499 m ähnlich viele Arten vorkommen, ist die Shannon-Diversität in der oberen Klasse signifikant ($p < 0.001$) höher. Dieser Effekt ist darauf zurückzuführen, dass die Shannon-Diversität seltene Arten stärker berücksichtigt. Nicht signifikant ($p > 0.05$) höher ist die Shannon-Diversität nur in der Höhenklasse 1500–1999 m zu 2000–2499 m. Die Artenanzahl ist in keiner der Höhenstufen signifikant unterschiedlich zueinander ($p > 0.05$).

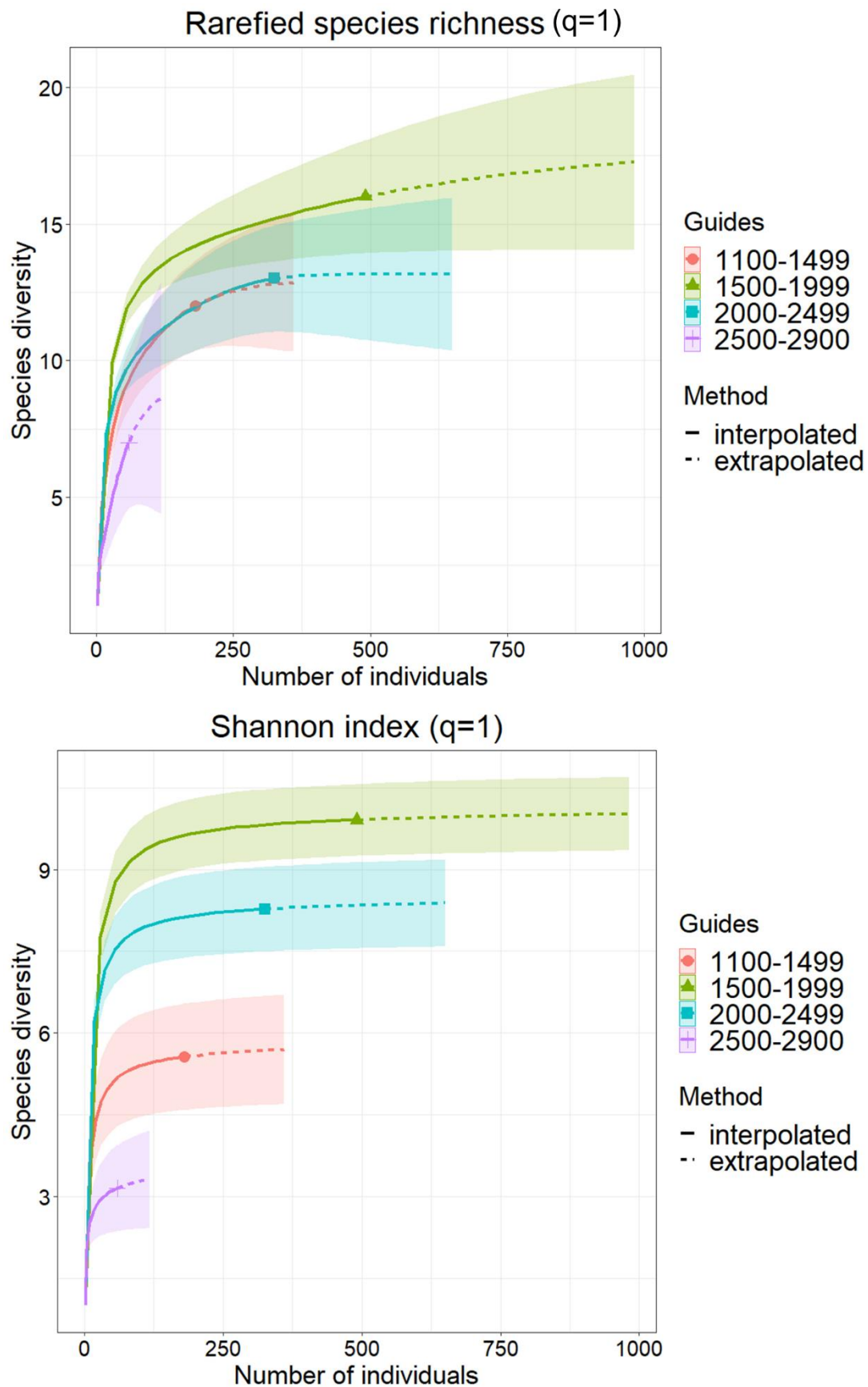


Abbildung 25 Rarefied Species Richness (q=0) und Shannon-Diversität (q=1) aller Hummeln in den Höhenstufen mit realer (durchgezogene Linie) und hochgerechneter (Strichlinie) Individuenanzahl (iNext-package) - 2020

Wie in Tabelle 12 zu sehen ist, ist die Evenness (Gleichverteilung der Individuen in einer Stichprobe) in den mittleren Höhenstufen recht stabil. Zwischen 1100-1600 m schwankt sie. Am gleichmäßigsten sind die Arten zwischen 2400–2500 m und 2600–2700 m verteilt.

Tabelle 12 Shannon-Index, Evenness (vegan-Package) und Artenanzahl in den Höhenstufen - 2020

Höhenstufen (m)	Shannon Index	Evenness	Artenanzahl
2800-2900	0.00	NA	1
2700-2800	1.16	0.65	6
2600-2700	1.01	0.92	3
2500-2600	0.00	NA	1
2400-2500	1.77	0.91	7
2300-2400	1.73	0.83	8
2200-2300	1.83	0.88	8
2100-2200	2.06	0.89	10
2000-2100	2.27	0.88	13
1900-2000	2.06	0.83	12
1800-1900	2.10	0.82	13
1700-1800	2.01	0.84	11
1600-1700	2.30	0.87	14
1500-1600	1.86	0.75	12
1400-1500	1.94	0.81	11
1300-1400	0.79	0.49	5
1200-1300	1.41	0.61	10
1100-1200	1.40	0.87	5
Gesamtergebnis	2.41	0.79	22

3.2.2.4 Artenzusammensetzung der Hummeln in den Höhenstufen im Jahr 2020

Bei der Betrachtung der Artenzusammensetzung wurden alle aufgenommen Daten verwendet, nur *Bombus* sp. wurde ausgeschlossen und *B. lucorum* und *B. cryptarum* als eine Art zu dem *Bombus lucorum*-Komplex zusammengefasst.

In der folgenden NMDS-Ordination (Abbildung 26) (basierend auf dem Sorensen-Dissimilarity-Index) wird die Unterschiedlichkeit der Artenzusammensetzung in den Teilgebieten dargestellt. Die Punkte entsprechen den einzelnen Höhenstufen, die in Höhenklassen gruppiert wurden. Je weiter die Punkte bzw. die Gruppen auseinander liegen, desto unähnlicher sind sie zueinander in

Bezug auf ihre Artenzusammensetzung. Häufigkeiten wurden bei der Darstellung mitberücksichtigt.

Die Permanova (Permutational multivariate analysis of variance) (s. Anhang S. 217) ergab, dass der Faktor „Höhe“ einen hoch signifikanten Einfluss auf die Distanz der Datenpunkte (Artengemeinschaft der Höhen) hat ($p=0.001$). Das Modell erklärt 35.37% (R^2) der Varianz. Allerdings besteht keine Varianzhomogenität (Permutation test: $p = 0.01$).

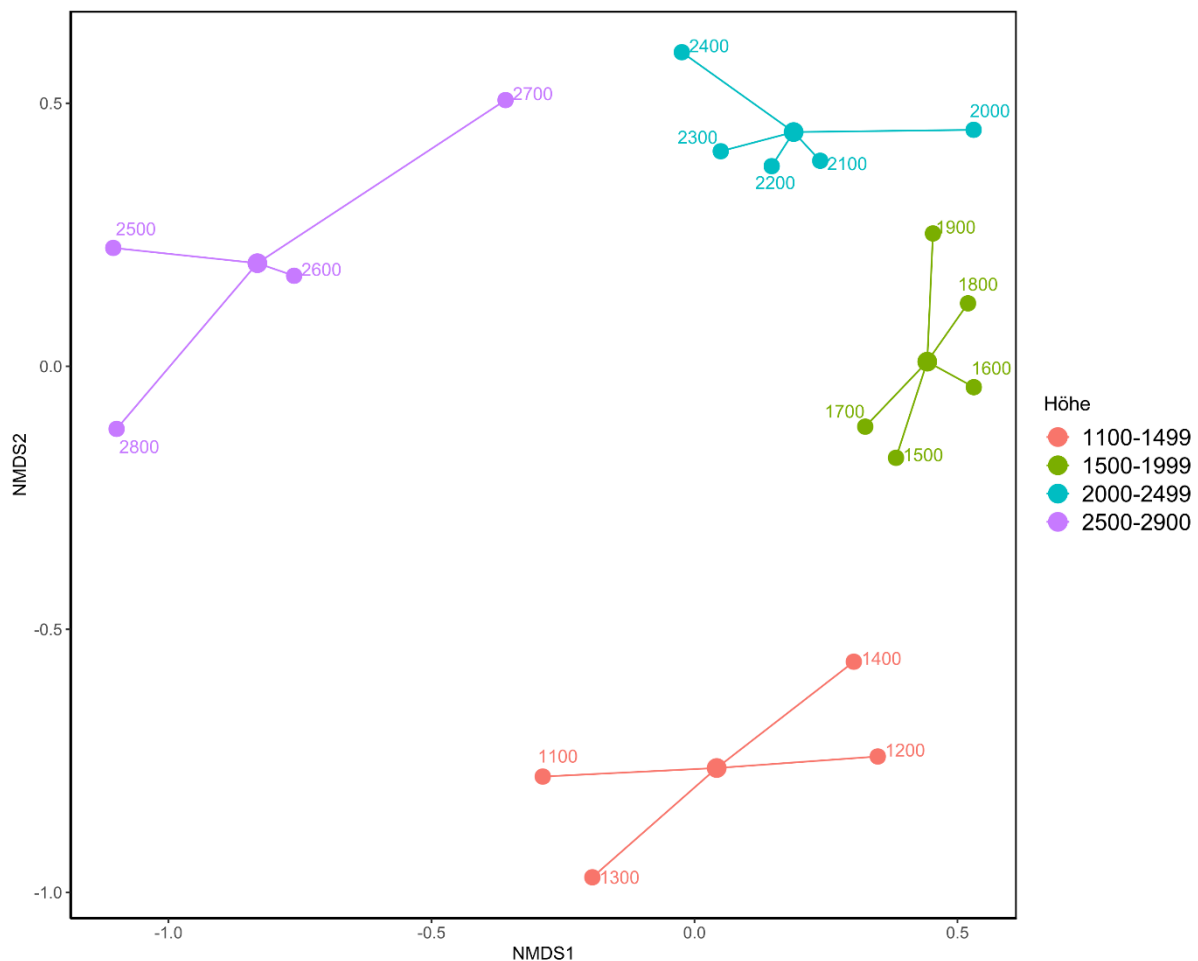


Abbildung 26 Unterschiedlichkeit der Artenzusammensetzung in den Höhenstufen (Distanz der farbigen Punkte zueinander), die sich innerhalb der Darstellung in Höhenklassen gruppieren (eine Farbe bildet eine Klasse) - 2020

Aus der NMDS-Ordination (Non-metric Multidimensional Scaling) ergeben sich vier deutlich voneinander abgegrenzte Artengemeinschaften über die Höhenstufen. Die Höhenstufen, die ein Cluster bilden, lassen sich zu Höhenklassen zusammenfassen in derer sich die Artenzusammensetzung am meisten ähnelt. Die Höhenlage ist ein maßgeblicher Faktor für die Artenzusammensetzung.

Die Einteilung der Hummelgemeinschaften der vier Höhenklassen in die allgemeingültigen Artengruppen zeigt (Tabelle 13), dass der Anteil an nicht-alpinen Arten mit steigender Höhe sinkt und

der Anteil alpiner Arten steigt. Die Arten mit weiter Höhenverbreitung sind einigermaßen kontinuierlich über die unteren drei Höhenklassen verteilt.

Tabelle 13 Einteilung der Artengemeinschaften der Höhenklassen in die Artengruppen nach Höhenverbreitung und Lebensraum (grau=keine Einteilung) – 2020

Artengemeinschaften über die Höhen 2020	1100-1499	1500-1999	2000-2499	2500-2900	Einteilung der Arten	
<i>B. alpinus</i>				x		
<i>B. barbutellus</i>			x			
<i>B. gerstaeckeri</i>		x				
<i>B. hortorum</i>	x	x				
<i>B. humilis</i>	x					
<i>B. hypnorum</i>		x				
<i>B. lapidarius</i>	x	x				
<i>B. lucorum</i> -Komplex	x	x	x	x		
<i>B. mendax</i>			x			
<i>B. mesomelas</i>	x	x	x			
<i>B. monticola</i>		x	x	x		
<i>B. mucidus</i>		x	x			
<i>B. pascuorum</i>	x	x				
<i>B. pratorum</i>	x	x	x			
<i>B. pyrenaicus</i>	x	x	x	x		
<i>B. ruderarius</i>	x	x	x			
<i>B. rupestris</i>			x			
<i>B. sichelii</i>	x	x	x	x		
<i>B. soroeensis</i>	x	x	x	x		
<i>B. sylvarum</i>	x	x				
<i>B. wurflenii</i>		x	x	x		
Einteilung der Arten nach Höhenverbreitung						
Nicht-alpine Arten	36%	25%	0%	0%		
Arten mit weiter Höhenverbreitung	27%	19%	33%	0%		
Montan-subalpine Arten	18%	31%	33%	33%		
Subalpin-alpine Arten	18%	19%	33%	67%		
Einteilung der Arten nach Lebensraum						
Offenlandarten	45%	47%	75%	67%		
Wald- und Saumarten	18%	27%	17%	33%		
Ubiquisten	36%	27%	8%	0%		

montan —————> alpin

Der Anteil an Offenlandarten nimmt oberhalb der Baumgrenze (bei Höhenklasse 2000-2499 m) sprunghaft zu, doch auch Bergwaldarten (*B. wurflenii* und *B. soroeensis*) kommen in den höchsten Lagen vor. Der Anteil an Generalisten nimmt mit steigender Höhe ab.

3.2.3 Hummelfauna in den Habitattypen im Jahr 2020

Es ist zu beachten, dass die Gesamtindividuenanzahl in einigen Habitattypen (Zwergstrauchheide, Feuchtbiotop, Fels-, Schutt- und Polstergesellschaft, Waldrand, Waldwegrand, Siedlungsgebiet, Ufergehölzsaum) sehr gering ist (Individuenanzahl < 50) und die Ergebnisse daher mit Vorsicht zu interpretieren sind.

3.2.3.1 Abundanzen der Hummeln in den Habitattypen im Jahr 2020

Für die Häufigkeitsberechnungen wurden nur die Transekt-Daten verwendet. Die Abundanz in den Habitattypen wird als „Individuen pro 1000 m²“ angegeben.

Die 890 innerhalb der Transekte kartierten Hummeln wurden in 13 verschiedenen Habitattypen beobachtet. Die meisten Individuen (n=314) und Arten (n=17) wurden am Rand von Forststraßen gesichtet (s. Anhang S. 218). Dennoch ist die Hummelabundanz an Rändern von Feldwegen mit über acht Ind./1000 m² am höchsten, während die Ränder von Forststraße mit ca. fünf Individuen pro 1000 m² eher eine mittlere Hummeldichte aufweisen. Besonders gering ist die Abundanz in den Habitattypen Siedlungsgebiet, Ufergehölzsaum und Fels-, Schuttflur- / Polstergesellschaft oberhalb der Waldgrenze.

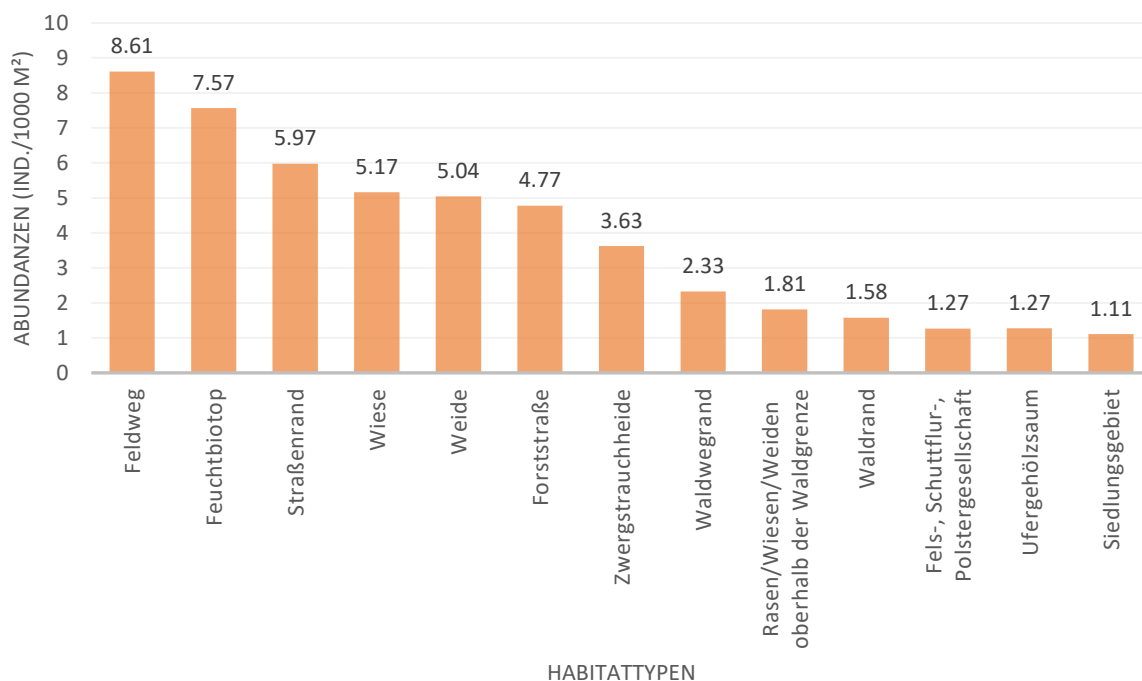
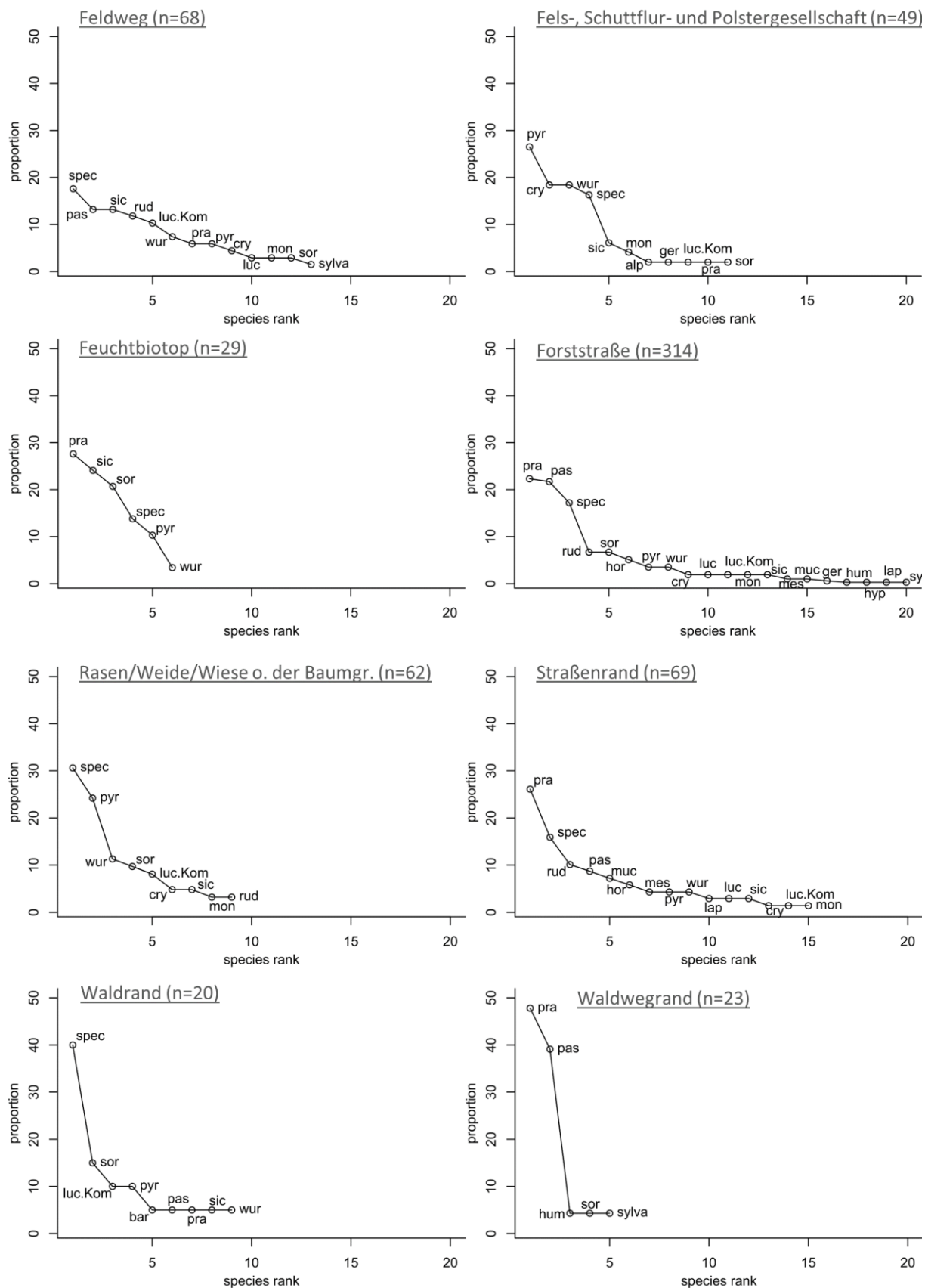


Abbildung 27 Abundanzen (Ind./1000 m²) aller Hummeln in den Habitattypen (n=890)

Von den häufigsten Arten im Gesamtgebiet (*B. pratorum* und *B. pascuorum*) wurden die meisten Individuen (jeweils ca. 70 Individuen) an Forststraßenrändern dokumentiert. Ihre höchsten Abundanzen (Ind./1000 m²) liegen aber jeweils in anderen Habitattypen (Feldweg: *B. pascuorum*, Feuchtbiotop: *B. pratorum*).

Insgesamt ist der Unterschied in den einzelnen Habitattypen bezüglich der Abundanz der verschiedenen Hummelarten nicht sehr groß. *B. pratorum* ist die einzige Art, die auf über zwei Ind./1000 m² in dem Gebiet, in dem sie am abundantesten ist, kommt. Einige andere Arten haben eine Hummelabundanz von über einem Individuum pro 1000 m². An Rändern von Feldwegen stellen *B. pascuorum*, *B. ruderarius* und *B. soroeensis* über ein Individuum pro 1000 m². Im Feuchtbiotop sind es *B. sichelii* und *B. soroeensis*, am Forststraßenrand, Straßenrand und Waldwegrand *B. pratorum* sowie in Wiesen *B. pyrenaeus*, *B. sichelii* und *B. soroeensis*. In Fels-, Schuttflur-/Polstergesellschaften, Rasen/Wiesen/Weiden oberhalb der Baumgrenze, im Siedlungsgebiet, im Ufergehölzsaum, am Waldrand, auf Weiden und in Zwergstrauchheiden sind die einzelnen Hummelarten mit unter einem Individuum pro 1000 m² eher weniger abundant (Abundanzen der einzelnen Arten s. Anhang S. 218).

Eine Dominanz einzelner Arten zeichnet sich in den meisten Habitattypen ab (s. Abbildung 28 und Abbildung 29). *B. pascuorum* und *B. pratorum* dominieren klar die Forststraßen-, Straßen- und Waldwegränder. *B. pyrenaeus* setzt sich in den Habitattypen oberhalb der Baumgrenze durch (Fels-, Schuttflur-/Polstergesellschaft, Zwergstrauchheiden und Rasen/Wiesen/Weiden oberhalb der Baumgrenze). Im Biotoptyp Feldweg verteilen sich die Arten verhältnismäßig homogen.



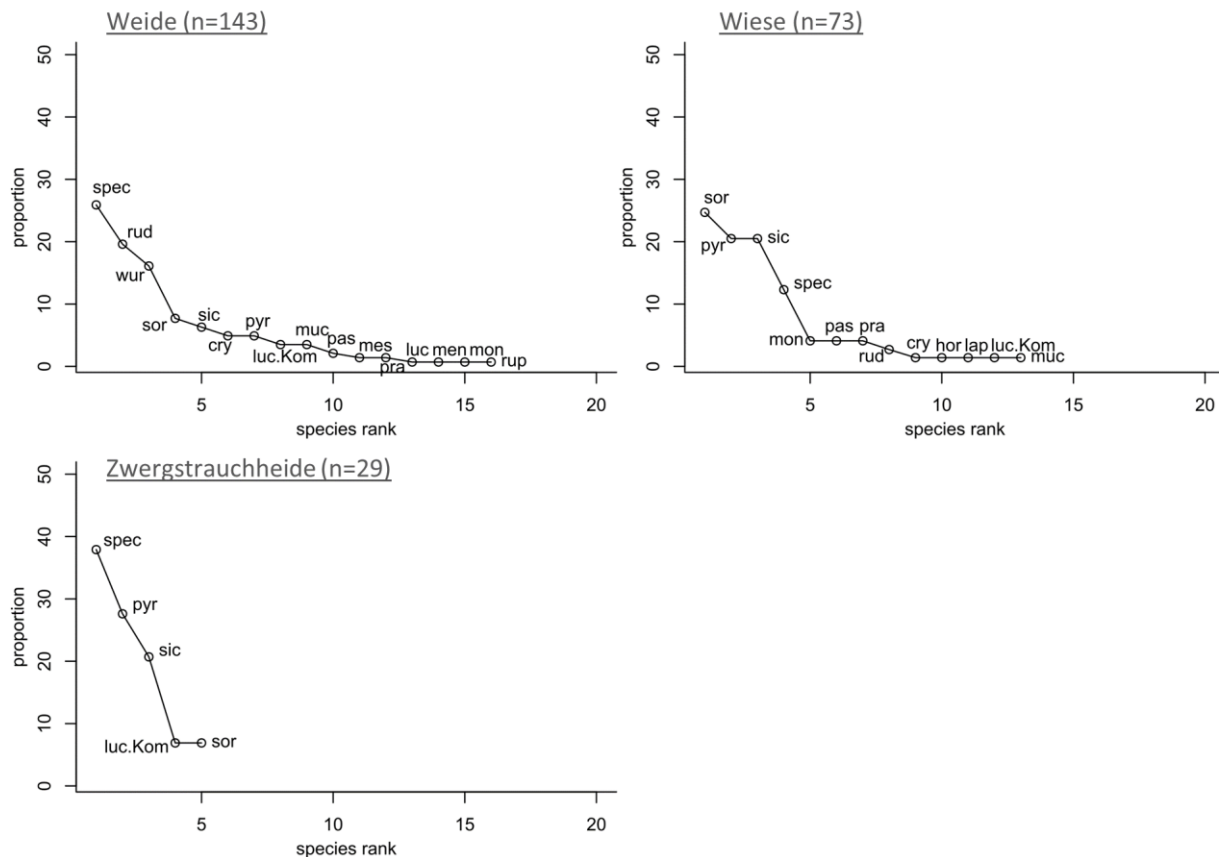


Abbildung 29 Relative Häufigkeiten der Hummelarten in Habitattypen (Teil 2) - 2020

3.2.3.2 Hummel-Diversität in den Habitattypen im Jahr 2020

Für die Ermittlung der Diversität wurden alle aufgenommenen Daten verwendet, nur *Bombus* sp. wurde ausgeschlossen und *B. lucorum* und *B. cryptarum* als eine Art zu dem *Bombus lucorum*-Komplex zusammengeschlossen.

In Abbildung 30 ist die Artenvielfalt in Form von der reinen Artenanzahl (Rarefied species richness) und der Shannon-Diversität in den Habitattypen dargestellt. Bei der Ermittlung der Shannon-Diversität sind Häufigkeiten der Individuen miteinbezogen.

Die Artenanzahl in den Habitattypen variiert von drei (Siedlungsgebiet und Ufergehölzsaum) bis 17 (Forststraße). Trotz geringerer Artenzahlen sind die Weide (14 Arten) und der Feldweg (elf Arten) die diversesten der Habitattypen, gefolgt von Forststraßen, Straßenrändern und Wiesen. Eine mittlere Diversität weisen die Habitattypen oberhalb der Baumgrenze auf.

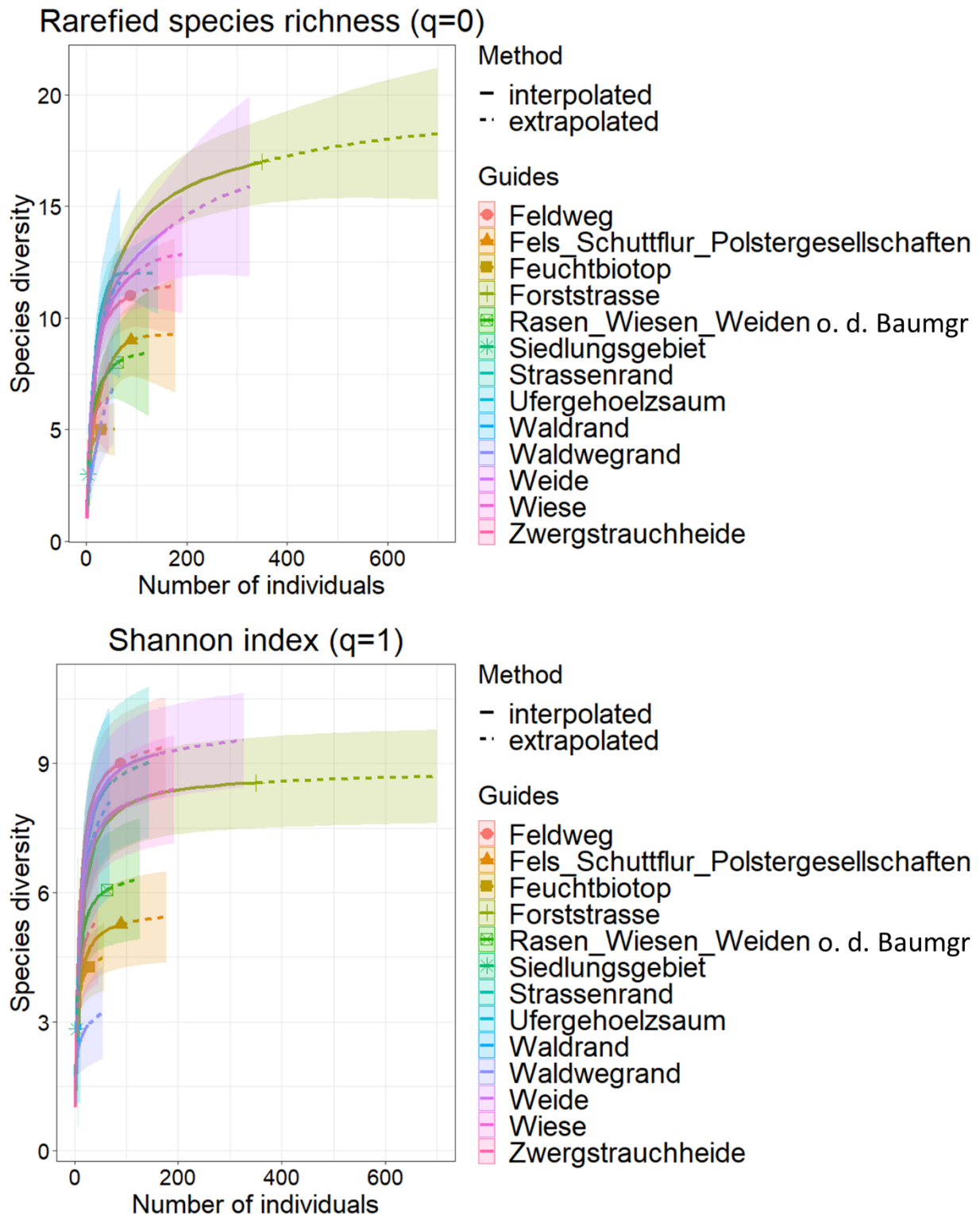


Abbildung 30 Rarefied Species Richness (q=0) und Shannon-Diversität (q=1) aller Hummeln in den Habitattypen mit realer (durchgezogene Linie) und hochgerechneter (Strichlinie) Individuenanzahl (iNext-package) - 2020

Laut GLM ist die Shannon-Diversität vom Habitattyp abhängig ($p < 0.01$) (s. Anhang S. 223). 53,57% der Varianz werden durch das Modell erklärt. Die Varianzen sind homogen.

Im paarweisen Vergleich (Tukey's post hoc test) konnten allerdings keine signifikanten Unterschiede zwischen der Shannon-Diversität der Habitattypen festgestellt werden ($p > 0.05$). Bezüglich der Artenzahl zeigt der post hoc test negativ signifikante Unterschiede ($p < 0.05$) zwischen Ufergehölzsaum – Feldweg / Straßenrand / Waldrand / Weide / Wiese, Feuchtbiotop – Forststraße / Straßenrand / Waldrand / Weide sowie zwischen Siedlungsgebiet – Forststraße / Straßenrand / Waldrand / Weide / Wiese (s. Anhang S. 225).

Wie in Tabelle 14 zu sehen ist, ist die Evenness (Gleichverteilung der Individuen in einer Stichprobe) in den Habitattypen recht stabil. Abgesehen vom Siedlungsgebiet, in dem allerdings nur sehr wenig Arten und Individuen beobachtet wurden, sind die Hummeln im Habitattyp Feldweg am gleichmäßigsten auf die Arten verteilt. Im Verhältnis ungleichmäßig verteilt sind die Hummeln am Waldwegrand.

Tabelle 14 Shannon-Index, Evenness (vegan-Package) und Artenanzahl in den Habitattypen - 2020

Habitattypen	Shannon Index	Evenness	Artenanzahl
Weide	2.22	0.84	14
Feldweg	2.20	0.92	11
Straßenrand	2.15	0.86	12
Forststraße	2.15	0.76	17
Wiese	2.08	0.84	12
Waldrand	1.98	0.86	10
Rasen/Wiesen/Weiden oberhalb der Baumgrenze	1.80	0.87	8
Fels-, Schuttflur-, Polstergesellschaften	1.65	0.75	9
Zwergstrauchheide	1.60	0.89	6
Feuchtbiotop	1.45	0.90	5
Waldwegrand	1.07	0.67	5
Siedlungsgebiet	1.04	0.95	3
Ufergehölzsaum	0.87	0.79	3

3.2.3.3 Artenzusammensetzung der Hummeln in Habitattypen im Jahr 2020

Bei der Betrachtung der Artenzusammensetzung wurden alle aufgenommen Daten verwendet, nur *Bombus* sp. wurde ausgeschlossen und *B. lucorum* und *B. cryptarum* als eine Art zu dem *Bombus lucorum*-Komplex zusammengefasst.

In der folgenden NMDS-Ordination (basierend auf dem Sorensen-Dissimilarity-Index) wird die Unterschiedlichkeit der Artenzusammensetzung in den Habitattypen dargestellt. Die Punkte entsprechen den einzelnen Habitaten, die in übergeordnete Kategorien (Habitattypgruppen) gruppiert wurden. Je weiter die Punkte bzw. die Gruppen auseinander liegen, desto unähnlicher sind sie zueinander in Bezug auf ihre Artenzusammensetzung. Häufigkeiten wurden bei der Darstellung mitberücksichtigt.

Die Permanova (Permutational multivariate analysis of variance) (s. Anhang S. 227) ergab, dass der Faktor „Habitattyp“ einen hoch signifikanten Einfluss auf die Distanz der Datenpunkte (Artengemeinschaft der Habitattypen) hat ($p=0.001$). Das Modell erklärt 26.06% (R^2) der Varianz. Allerdings besteht keine Varianzhomogenität (Permutation test: $p = 0.01$).

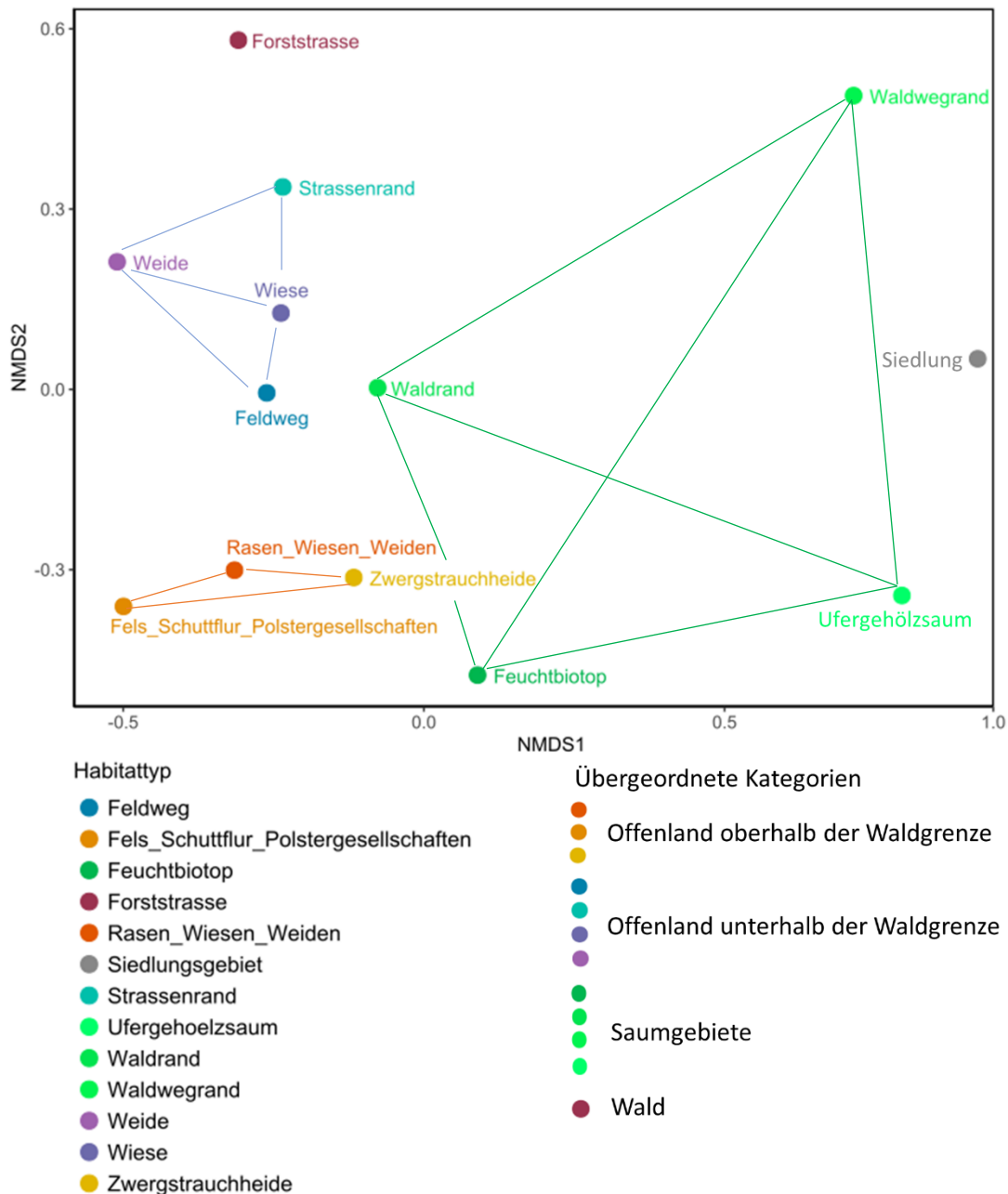


Abbildung 31 Unterschiedlichkeit der Artenzusammensetzung in den Habitattypen (Distanz der farbigen Punkte zueinander), die sich innerhalb der Darstellung in übergeordnete Habitattypgruppen gruppieren - 2020

Obwohl es eine deutliche Streuung der Datenpunkte gibt, ist dennoch zu erkennen, dass sich gewisse Habitattypen zu Gruppen aufteilen, in denen die sich die Artengemeinschaft ähnelt. Habitattypen oberhalb der Baumgrenze (Zwergstrauchheiden, Rasen/Wiesen/Weiden oberhalb der Waldgrenze, Fels-, Schuttflur- und Polstergesellschaften) sammeln sich in der linken, unteren Ecke des Plots. Wiesen, Weiden und offene Straßenränder (Feldweg, Straßenrand) gruppieren sich auf der linken Seite mittig. Eine Streuung über einen Großteil des Plots weisen die Habitattypen auf, die sich an Gehölzrändern befinden: Waldrand, Waldwegrand, Feuchtbiotop, Ufergehölzsaum. Forststraße und Siedlungsgebiet haben eine recht isolierte Position.

Diese Gruppierungen lassen sich in vier übergeordnete Habitattypgruppen einteilen: (Halb-)Offenland oberhalb der Waldgrenze, Offenland unterhalb der Waldgrenze, Saumgebiete, Wald. Der Typ Siedlungsgebiet wurde folgend aufgrund sehr geringer Individuenzahlen ausgenommen.

Abbildung 32 zeigt, dass oberhalb der Waldgrenze keine nicht-alpinen Arten vorkommen. In Saumgebieten kommt der größte Anteil nicht-alpiner Arten vor. Alpine Arten sind oberhalb der Waldgrenze anteilig am häufigsten.

Artengemeinschaften in den Habitattypgruppen	Nicht-alpine Arten	Arten mit weiter Höhenverbreitung	Montan-subalpine Arten	Subalpine-alpine Arten	
Offenland oberhalb der Waldgrenze	0%	27%	36%	36%	<u>alpin</u>  <u>montan</u>
Offenland unterhalb der Waldgrenze	20%	27%	27%	27%	
Wald	31%	19%	31%	19%	
Saumgebiete	33%	25%	25%	17%	

Abbildung 32 Einteilung der Artengemeinschaften in den Habitattypgruppen in die Artengruppen nach Höhenverbreitung

Die Artenzusammensetzung der Habitattypgruppen Wald und Saumgebiete unterscheidet sich darin, dass im Habitattyp Wald der Anteil an Offenlandarten ca. so viel kleiner ist, wie der Anteil an Wald- und Saumarten größer ist als in der Habitattypgruppe Saumgebiete. Im (Halb-)Offenland oberhalb der Waldgrenze ist der Anteil an Offenlandarten nur geringfügig größer als im Offenland unterhalb der Waldgrenze. Der maßgebliche Unterschied zwischen diesen beiden Habitattypgruppen liegt darin, dass der Anteil an Ubiquisten oberhalb der Waldgrenze wesentlich abgenommen hat und der Anteil an Wald- und Saumarten oberhalb der Waldgrenze höher ist als im Offenland unterhalb der Waldgrenze. Generell ist der Anteil an Offenlandarten im Offenland höher als in Wald- oder Saumgebieten.

Offenland oberhalb der Waldgrenze	Fels-, Schuttflur- und Polstergesellschaften	Rasen/Wiesen/ Weiden o. d. Baumgr.	Zwerg-strauchheide		Offenland unterhalb der Waldgrenze	Feldweg	Straßenrand	Weide	Wiese	
alp					alp					
bar					bar					
ger					ger					
hor					hor					
hum					hum					
hyp					hyp					
lap					lap					
luc-Kom					luc-Kom					
men					men					
mes					mes					
mon					mon					
muc					muc					
pas					pas					
pra					pra					
pyr					pyr					
rud					rud					
rup					rup					
sic					sic					
sor					sor					
sylva					sylva					
wur					wur					
				Gesamt						Gesamt
Offenlandarten	50%	71%	60%	64%	Offenlandarten	60%	55%	62%	55%	60%
Wald- / Saumarten	38%	29%	40%	27%	Wald- / Saumarten	20%	9%	15%	9%	13%
Ubiquisten	13%	0%	0%	9%	Ubiquisten	20%	36%	23%	36%	27%

Abbildung 33 Einteilung der Artengemeinschaften der Habitattypgruppen (Halb-)Offenland oberhalb und Offenland unterhalb der Waldgrenze in die Artengruppen nach Lebensräumen (blau=hygrophile Arten, rot=xerophile Arten)

Saumgebiete	Feuchtbiotop	Ufergehölzsaum	Waldrand	Waldwegrand	
alp					
bar					
ger					
hor					
hum					
hyp					
lap					
luc-Kom					
men					
mes					
mon					
muc					
pas					
pra					
pyr					
rud					
rup					
sic					
sor					
sylva					
wur					
					Gesamt
Offenlandarten	40%	33%	56%	20%	50%
Wald- / Saumarten	40%	0%	22%	40%	25%
Ubiquisten	20%	67%	22%	40%	25%

Wald	Forststraße
alp	
bar	
ger	
hor	
hum	
hyp	
lap	
luc-Kom	
men	
mes	
mon	
muc	
pas	
pra	
pyr	
rud	
rup	
sic	
sor	
sylva	
wur	
Offenlandarten	44%
Wald- / Saumarten	31%
Ubiquisten	25%

Abbildung 34 Einteilung der Artengemeinschaften der Habitattypgruppen Saumgebiete und Wald in die Artengruppen nach Lebensräumen (blau=hygrophile Arten, rot=xerophile Arten)

3.3 Wie setzte sich die Hummelfauna in den Jahren 1935-1937 zusammen?

Im Jahr 1937 machen die häufigsten vier Arten – *B. sichelii*, *B. wurflenii*, *B. soroeensis* und *B. pyrenaeeus* – einen über 50%igen Anteil an der Individuengesamtzahl aus. Sie werden gefolgt von *B. ruderarius*, *B. mendax* und *B. monticola*. Sechs Hummelarten sind Kuckuckshummeln: *B. barbutellus*, *B. bohemicus*, *B. flavidus*, *B. quadricolor*, *B. rupestris*, *B. sylvestris*.

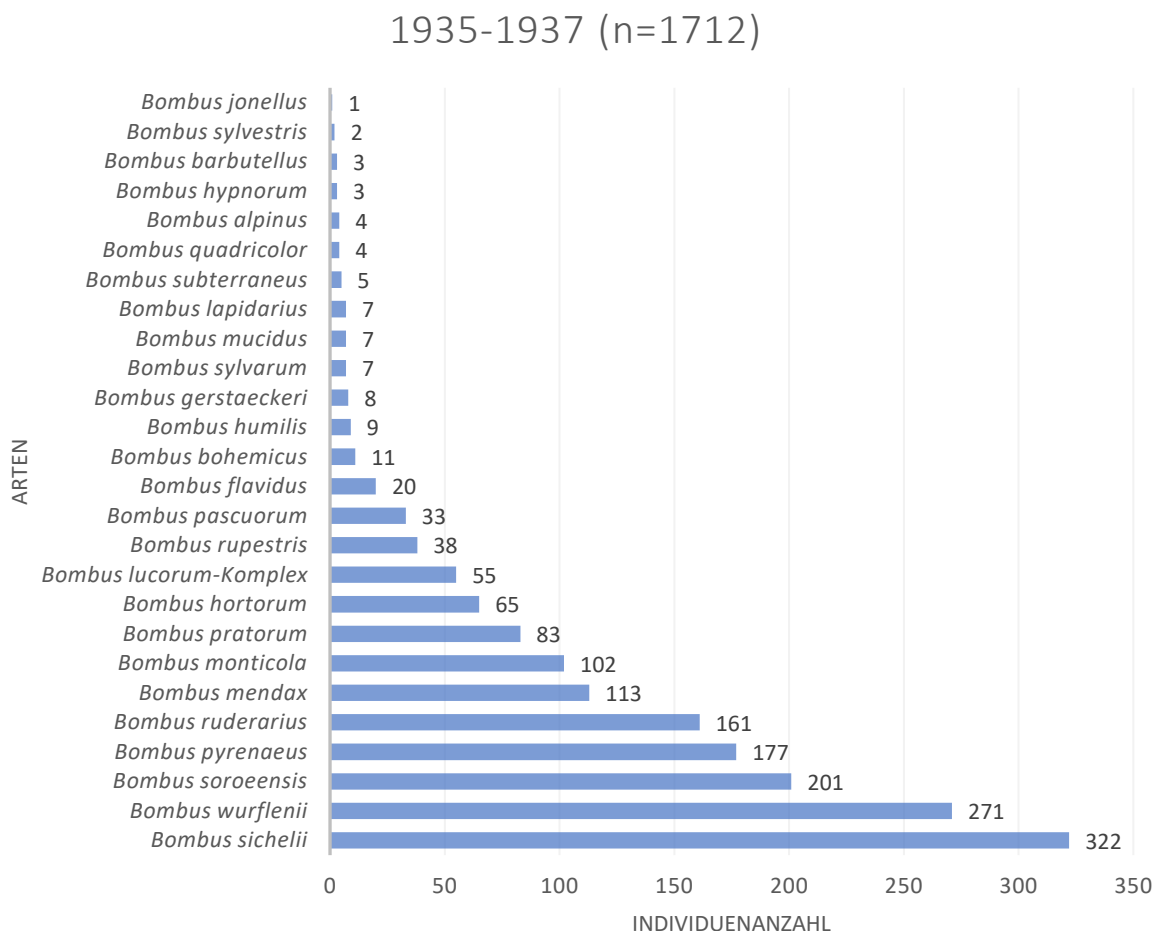


Abbildung 35 Absolute Häufigkeiten der Hummeln im gesamten Kalsbachtal – 1935-1937

Anteile der Arten an der Gesamtindividuenzahl können Abbildung 49 entnommen werden.

3.3.1 Hummelfauna in den Aufnahmeteilgebieten in den Jahren 1935-1937

Es ist zu beachten, dass die Gesamtindividuenzahl in einigen Teilgebieten (Kalsbachtal, Fole-dischnitz, Raseggbachtal) gering ist (Hummelanzahl < 50) und die Ergebnisse dementsprechend vorsichtig zu interpretieren sind.

3.3.1.1 Verbreitung der Hummeln in den Aufnahmeteilgebieten in den Jahren 1935-1937

Folgend wird die Verteilung der Individuen auf die neun Aufnahmeteilgebiete dargestellt. Insgesamt wurden 1712 Individuen und 26 Arten dokumentiert. Dem Ködnitztal sind die meisten Individuen zugeordnet. Die meisten Arten wurden im Lesachtal nachgewiesen.

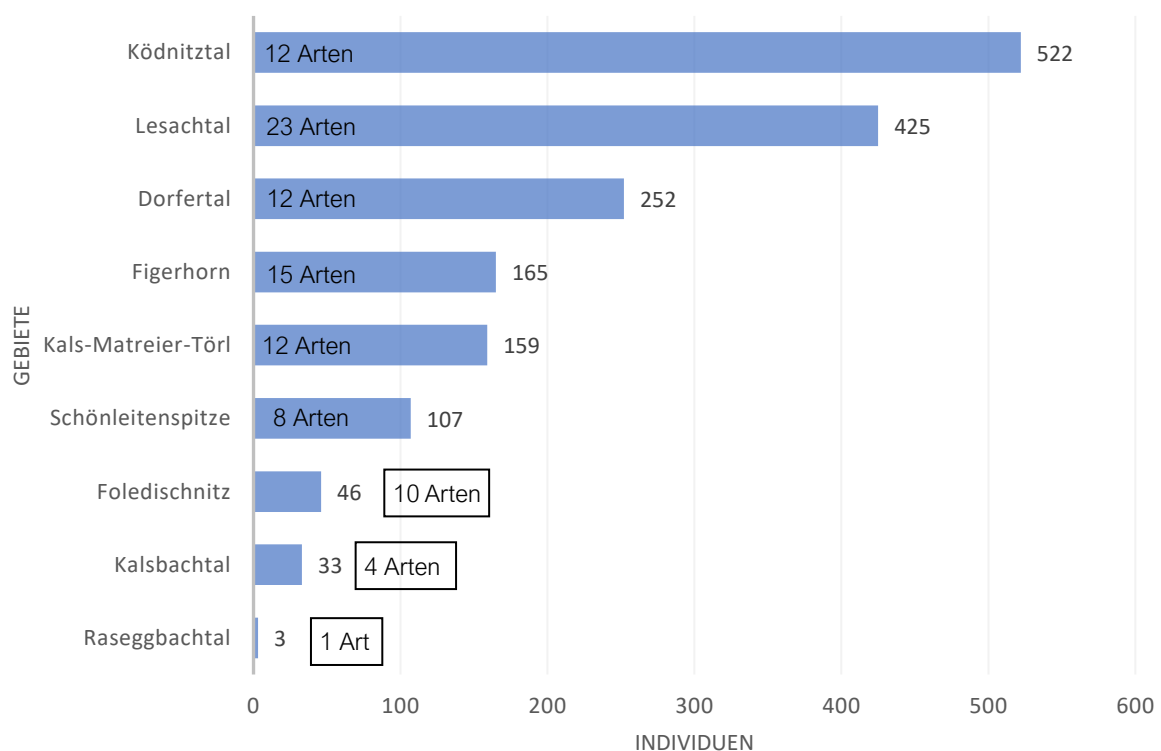


Abbildung 36 Verteilung der Hummeln und Artenanzahl in den Teilgebieten - 1935-1937 (n=1712)

Wie Abbildung 37 zeigt, wurde keine der Arten in allen Gebieten dokumentiert. In sieben Gebieten vertreten und damit im Gesamtgebiet am weitesten verbreitet waren die Erdhummeln, *B. monticola*, *B. pyrenaicus*, *B. wurflenii* und *B. sichelii*. Für diese Arten gibt es nur aus dem Kalsbach- und Raseggbachtal keine Nachweise. Mit *B. monticola* als Wirt wurde auch *B. flavidus* im Kals- und Raseggbachtal sowie im Lesach- und Ködnitztal nicht dokumentiert. Nachweise für *B. soroeensis* und *B. ruderarius* fehlen im Kalsbachtal, Raseggbachtal und auf der Schönleitenspitze. Für *B. mendax*, die am häufigsten am Dorfersee dokumentiert wurde, gab es im Kals-, Lesach- und Raseggbachtal sowie auf der Schönleitenspitze keine Einträge. *B. hortorum* wurde im Ködnitz-

und Lesachtal, am Kals-Matreier-Törl, am Raseggbachtal und am Figerhorn nachgewiesen. Die bei ihr schmarotzende Kuckuckshummel *B. barbutellus* nur im Lesachtal und am Figerhorn. *B. pratorum* war zu Pittionis Zeiten nur in vier Gebieten (Lesach- und Ködnitztal, Figerhorn, Fole-dischnitz) zu finden. *B. rupestris* wurde in Tälern (Lesachtal, Ködnitztal und Dorfertal) nachgewiesen, während *B. bohemicus* eher in Höhenlagen dokumentiert wurde (Schönleitenspitze, Figerhorn, Kals-Matreier-Törl).

Für *B. hypnorum* gab es trotz sehr niedriger Individuenzahl Einträge in drei Gebieten (Schönleitenspitze, Lesach- und Ködnitztal). Über 40% der Arten wurden nur in zwei (*B. humilis*, *B. sylvestris* – Lesach- und Ködnitztal; *B. lapidarius*, *B. mucidus*, *B. barbutellus* – Lesachtal und Figerhorn; *B. sylvarum* – Lesach- und Kalsbachtal; *B. quadricolor* – Lesachtal und Kals-Matreier-Törl; *B. alpinus* – Foledischnitz und Dorfertal) oder einem (*B. gerstaeckeri*, *B. subterraneus*, *B. jonellus* – Lesachtal) Gebiet nachgewiesen.

Verbreitung der Hummelarten (1935-1937)	n	Dorfertal	Figerhorn	Foledischnitz	Kals-Matreier-Törl	Kalsbachtal	Ködnitztal	Lesachtal	Raseggbachtal	Schönlebensspitze	Gebiete gesamt
<i>Bombus alpinus</i>	4	1		3							2
<i>Bombus barbutellus</i>	3		1					2			2
<i>Bombus bohemicus</i>	11		6		4					1	3
<i>Bombus flavidus</i>	20	1	4	6	8					1	5
<i>Bombus gerstaeckeri</i>	8							8			1
<i>Bombus hortorum</i>	65		6		3		3	50	3		5
<i>Bombus humilis</i>	9					5		4			2
<i>Bombus hypnorum</i>	3					1		1		1	3
<i>Bombus jonellus</i>	1							1			1
<i>Bombus lapidarius</i>	7		1					6			2
<i>Bombus lucorum</i> - Komplex	55	5	6	10	7		8	12		7	7
<i>Bombus mendax</i>	113	81	7	4	4		17				5
<i>Bombus monticola</i>	102	35	16	13	10		20	2		6	7
<i>Bombus mucidus</i>	7		4					3			2
<i>Bombus pascuorum</i>	33	2				21		10			3
<i>Bombus pratorum</i>	83		8	1			3	71			4
<i>Bombus pyrenaicus</i>	177	35	18	3	35		64	7		15	7
<i>Bombus quadricolor</i>	4				1			3			2
<i>Bombus ruderarius</i>	161	4	35	1	22		77	22			6
<i>Bombus rupestris</i>	38	2					1	35			3
<i>Bombus sichelii</i>	322	2	16	3	44		154	32		71	7
<i>Bombus soroeensis</i>	201	8	9		2		60	122			5
<i>Bombus subterraneus</i>	5							5			1
<i>Bombus sylvarum</i>	7					6		1			2
<i>Bombus sylvestris</i>	2						1	1			2
<i>Bombus wurflenii</i>	271	76	28	2	19		114	27		5	7

Abbildung 37 Verbreitung der Hummelarten und Anzahl der Individuen in den Teilgebieten mit Angabe der besuchten Gebiete pro Art (n=1712) - 1935-1937

Verbreitungskarten einzelner Arten sind in Kapitel 3.4.1.1 abgebildet.

Beim Betrachten dieser und weiterer Auswertungen ist zu berücksichtigen, dass die Hummeln in den Gebieten nicht gleichmäßig dokumentiert wurden. Zur Verdeutlichung der Problematik zeigt Abbildung 38 die Verteilung der Gebiete über die von Pittioni notierten Höhenstufen. Teilweise stammen die Daten aus einem Teilgebiet überwiegend aus einer Höhenstufe (s. Ködnitztal, Lesachtal, Schönleiten Spitze).

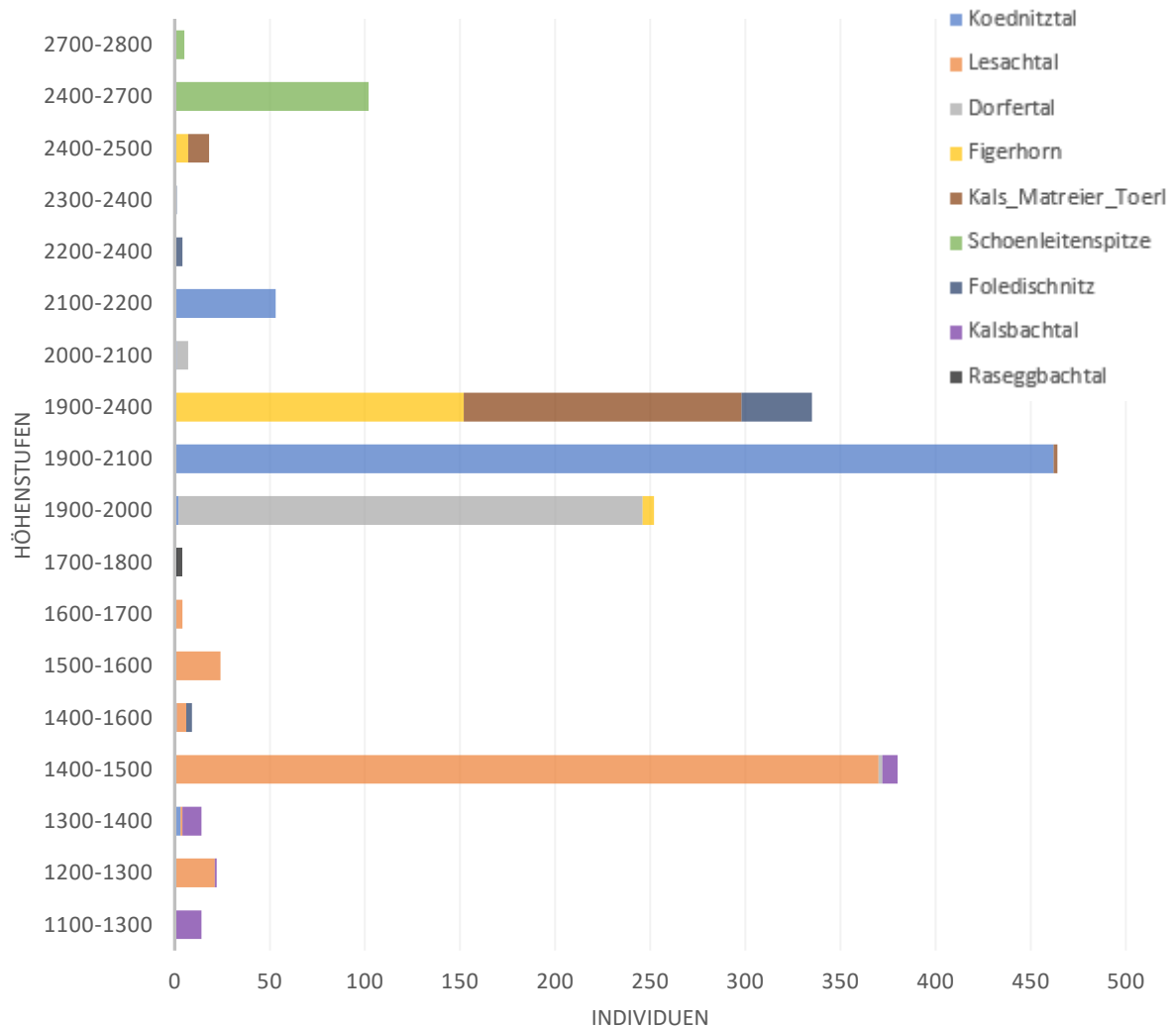


Abbildung 38 Verteilung der Hummelindividuen über die Aufnahmeteilgebiete und Höhenstufen – 1937 (n=1712)

3.3.1.2 Häufigkeiten der Hummeln in den Aufnahmeteilgebieten in den Jahren 1935-1937

Die häufigsten fünf Arten im Gesamtgebiet sind *B. sichelii*, *B. wurflenii*, *B. soroensis*, *B. pyrenaicus* und *B. ruderarius*. *B. sichelii* und *B. wurflenii* sind im Ködnitztal besonders häufig, während *B. soroensis* sehr oft im Lesachtal dokumentiert wurde. Insgesamt wurden vor allem im Lesachtal viele der Arten anteilmäßig oft festgehalten. Für das Ködnitztal gilt dasselbe für die insgesamt häufigsten Arten. Im Dorfertal kommen ebenfalls viele Arten verhältnismäßig oft vor –

insbesondere *B. mendax* (Pittioni, 1937). *B. sichelii* ist auf der Schönleiten Spitze vermehrt gesichtet worden. In den sonstigen Gebieten verteilen sich die Arten eher zu kleinen Anteilen.

Abbildung 39 und Abbildung 40 zeigen den Anteil der Hummelarten an der gesamten Hummelgemeinschaft in einem Teilgebiet. *B. sichelii* ist in drei Gebieten die dominanteste Art (Ködnitztal, Kals-Matreier-Törl, Schönleiten Spitze). In allen anderen Gebieten sind jeweils andere Arten am stärksten vertreten: *B. mendax* im Dorfertal, *B. monticola* am Foledischnitz, *B. pascuorum* im Kalsbachtal, *B. soroeensis* im Lesachtal und *B. ruderarius* am Figerhorn. Im Raseggbachtal wurde nur *B. hortorum* dokumentiert. In einigen Teilgebieten zeichnet sich eine Dominanz einzelner Arten besonders deutlich ab. Der Anteil dieser Arten fällt in der Regel zunächst recht steil ab, bis sich die meisten Arten in einem Teilgebiet mit einem Anteil unter 10% einpendeln. Die Hummelgemeinschaft des Figerhorn setzt sich verhältnismäßig homogen zusammen.

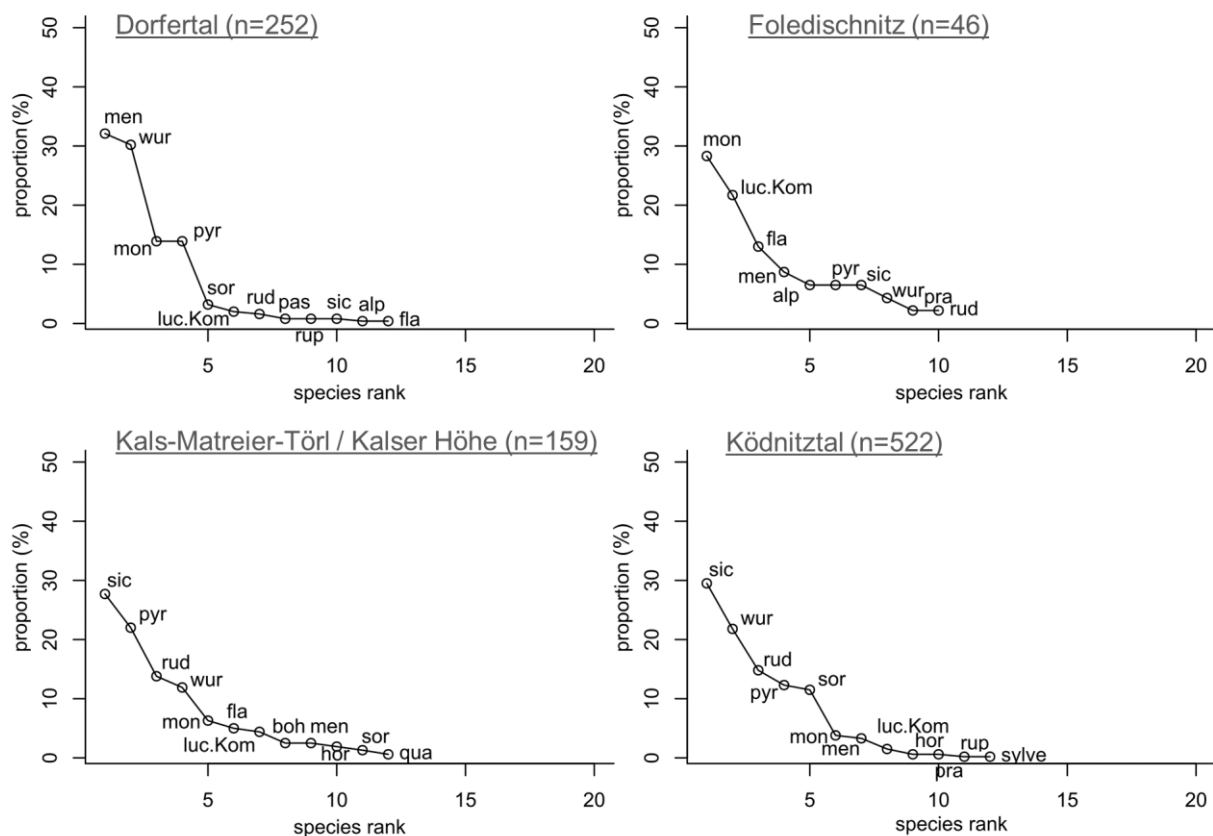


Abbildung 39 Anteile der Hummelarten im Verhältnis zur Gesamtindividuenzahl in einem Teilgebiet (Teil 1) – 1935-1937

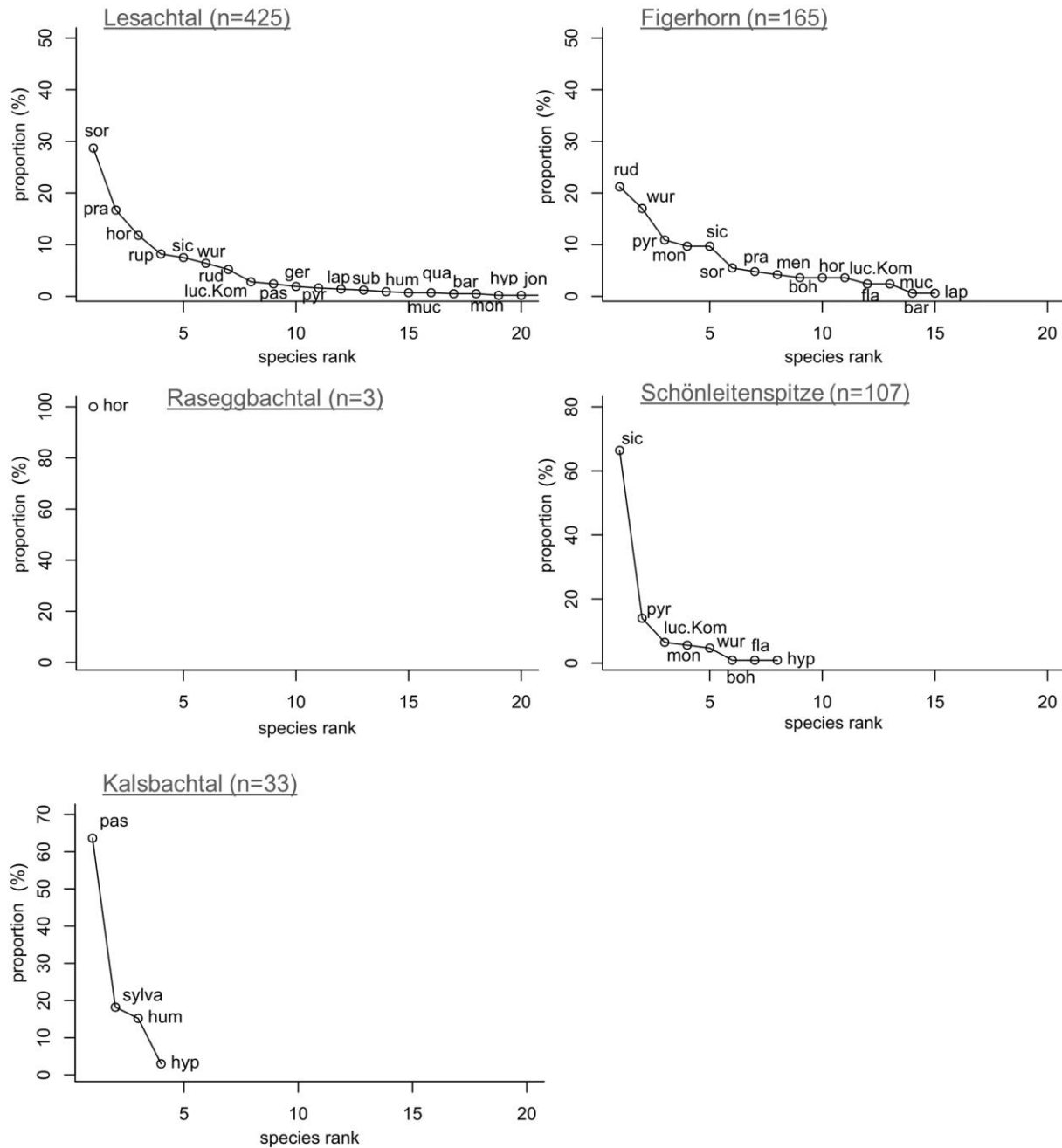


Abbildung 40 Anteile der Hummelarten im Verhältnis zur Gesamtindividuenzahl in einem Teilgebiet (Teil 2) – 1935-1937

3.3.1.3 Hummel-Diversität in den Aufnahmeteilgebieten in den Jahren 1935-1937

In Abbildung 41 ist die Artenvielfalt in Form von der reinen Artenanzahl (Rarefied species richness) und der Shannon-Diversität in den Aufnahmeteilgebieten dargestellt. Die durchgezogene Linie zeigt die Ergebnisse, die auf der tatsächlich dokumentierten Arten- und Individuenanzahl beruhen. Bei der Strichlinie handelt es sich um Hochrechnungen. Bei der Ermittlung der Shannon-Diversität sind Häufigkeiten der Individuen miteinbezogen.

Laut Berechnungen des iNext-Packages ist die Diversität am Figerhorn am höchsten, obwohl im Lesachtal bedeutend mehr Arten dokumentiert wurden. Das vegan-Package kommt auf einen ähnlichen Shannon-Index für beide Teilgebiete (s. Tabelle 15). Besonders gering ist die Artenvielfalt im Kalsbachtal und auf der Schönleitenspitze. Im Raseggbachtal wurde nur eine Art festgehalten, die Diversität ist daher gleich null. Die sehr geringen Stichprobengrößen des Kalsbach- und Raseggbachtals sowie des Foledischnitz sind beim Betrachten der Ergebnisse zu berücksichtigen und diese entsprechend vorsichtig zu interpretieren.

Laut GLM ist die Shannon-Diversität vom Gebiet abhängig ($p < 0.01$) (s. Anhang S. 230). 70,42% der Varianz werden durch das Modell erklärt. Die Varianzen sind homogen.

Tukey's post hoc test ergab, dass sich die Shannon-Diversität der Gebiete mit der höchsten Diversität signifikant ($p < 0.05$) von den Gebieten mit mittlerer Diversität unterscheidet und diese wiederum von Teilgebieten mit niedriger Diversität (s. Anhang S. 231). Innerhalb dieser Gruppen unterscheidet sich die Shannon-Diversität nicht signifikant ($p > 0.05$).

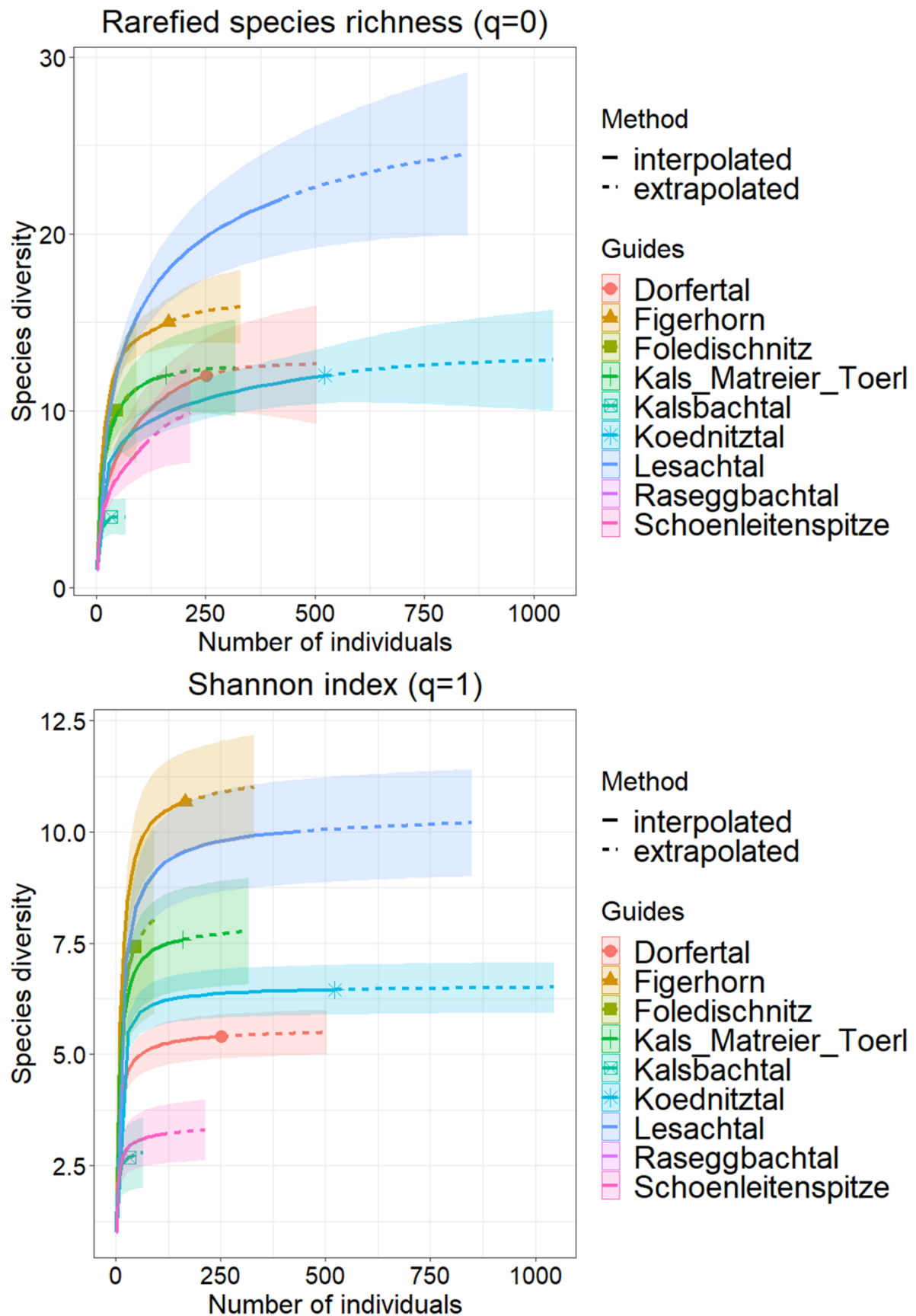


Abbildung 41 Rarefied Species Richness ($q=0$) und Shannon-Diversität ($q=1$) aller Hummeln in den Aufnahmeteilgebieten mit realer (durchgezogene Linie) und hochgerechneter (Strichlinie) Individuenanzahl (iNext-package) - 1935-1937

Wie in Tabelle 15 zu sehen ist, tendiert die Evenness (Gleichverteilung der Individuen in einer Stichprobe) dazu, in Gebieten mit einem Shannon-Index < 2 zu sinken. Im Lesachtal, bei hohem Shannon-Index und hoher Artenzahl, sind die Individuen im Vergleich zu anderen Gebieten mit eher hoher Diversität ungleichmäßiger auf die Arten verteilt.

Tabelle 15 Shannon-Index, Evenness (vegan-Package) und Artenanzahl in den Aufnahmeteilgebieten – 1935-1937

Teilgebiete	Shannon Index	Evenness	Artenanzahl
Lesachtal	2.40	0.77	23
Figerhorn	2.37	0.87	15
Kals-Matreier-Törl	2.02	0.81	12
Foledischnitz	2.00	0.87	10
Ködnitztal	1.87	0.75	12
Dorfertal	1.69	0.68	12
Schönleitenspitze	1.16	0.56	8
Kalsbachtal	0.99	0.71	4
Raseggbachtal	0	NA	1
Gesamtergebnis	2.54	0.77	26

3.3.1.4 Artenzusammensetzung der Hummeln in den Aufnahmeteilgebieten in den Jahren 1935-1937

In der folgenden CAP-Ordination (basierend auf dem Sorensen-Dissimilarity-Index) wird die Unterschiedlichkeit der Artenzusammensetzung in den Teilgebieten dargestellt. Die Punkte entsprechen der Artenzusammensetzung in einer Höhenstufe in einem entsprechenden Teilgebiet. Die Datenpunkte wurden nach den Teilgebieten gruppiert. Je weiter die Punkte bzw. die Cluster auseinander liegen, desto unähnlicher sind sie zueinander in Bezug auf ihre Artenzusammensetzung. Die Darstellung basiert auf Präsenz/Absenz-Daten - Häufigkeiten wurden nicht mitberücksichtigt.

Die Permanova (Permutational multivariate analysis of variance) (s. Anhang S. 233) ergab, dass der Faktor „Gebiet“ einen hoch signifikanten Einfluss auf die Distanz der Datenpunkte (Artengemeinschaft der Höhenstufen in den Gebieten) hat ($p < 0.05$). Das Modell erklärt 34.64% (R^2) der Varianz. Laut Permutation test sind die Varianzen homogen (Permutation test: $p > 0.05$).

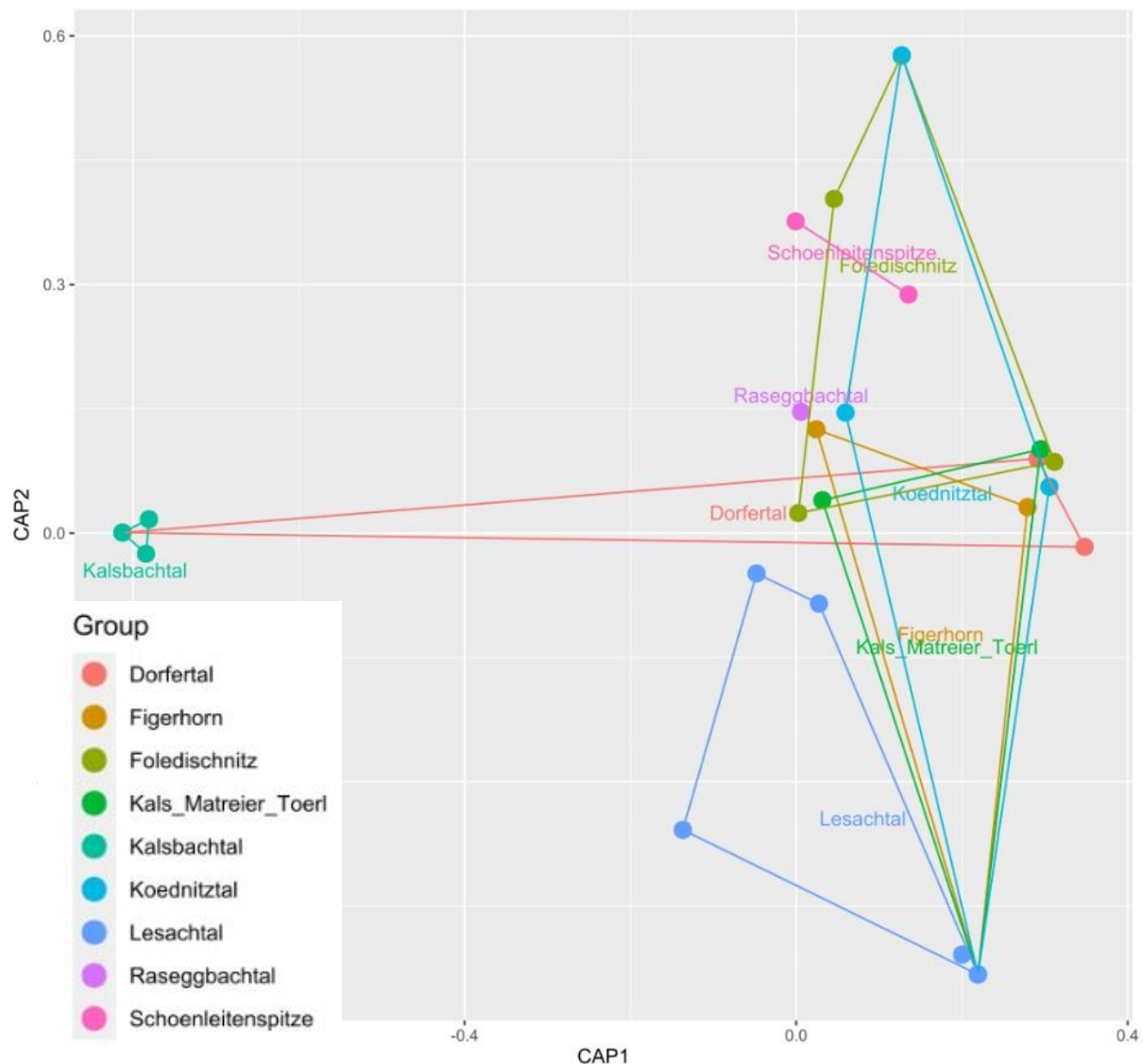


Abbildung 42 Unterschiedlichkeit der Artenzusammensetzung verschiedener Sammelpunkte (farbige Punkte), die nach den Teilgebieten gruppiert wurden (eine Farbe bildet ein Teilgebiet) – 1935-1937

Die CAP-Ordination zeigt, dass sich viele der Datenpunkte und Cluster überlagern. Die Artengemeinschaften der Teilgebiete spalten sich in dem Plot nur wenig voneinander ab. Lediglich das Kalsbachtal und Lesachtal trennen sich eindeutig ab. In dem großen Datenkonglomerat rechts im Plot sammeln sich die Täler eher mittig an, während höhergelegene Gebiete weiter oben oder unten abgebildet sind.

Bei der Einteilung der Arten in die allgemeingültigen Artengruppen nach Höhenverbreitung ist dennoch eine gewisse Unterteilung der Hummelgemeinschaften in den Gebieten zu erkennen (s. Tabelle 16). Im Kalsbach- und Lesachtal ist der Anteil nicht-alpiner Arten groß, während in den weiter oben liegenden Regionen die alpinen Arten zunehmen und Talarten kaum bis gar nicht mehr vorkommen. Die Hummelgemeinschaft im Dorfertal ist im Vergleich zu den anderen Tälern sehr alpin ausgebildet. Wie Abbildung 38 zu entnehmen ist, stammen allerdings die meisten Daten

nur aus dem höheren Bereich des Tales. Insgesamt stellen den größten Anteil der Hummelgemeinschaft Arten mit weiter Höhenverbreitung oder alpine Arten (montan-subalpin, subalpin-alpin).

Tabelle 16 Einteilung der Artengemeinschaften in den Teilgebieten nach Höhenverbreitung - 1935-1937

Artengemeinschaft 1935-1937	Nicht-alpine Arten	Arten mit weiter Höhenverbreitung	Montan-subalpine Arten	Subalpin-alpine Arten	
Kalsbachtal	100%	0%	0%	0%	<u>Nicht-alpin</u>  <u>Alpin</u>
Lesachtal	29%	33%	24%	14%	
Raseggbachtal	0%	100%	0%	0%	
Figerhorn	7%	36%	21%	36%	
Ködnitztal	0%	45%	18%	36%	
Schönleitenspitze	14%	14%	14%	57%	
Kals-Matreier-Törl	0%	27%	27%	45%	
Dorfertal	9%	18%	18%	55%	
Foledischnitz	0%	22%	11%	67%	

Tabelle 17 Einteilung der Artengemeinschaften in den Teilgebieten nach Lebensräumen - 1935-1937

Artengemeinschaft 1935-1937	Offenlandarten	Wald- / Saumarten	Ubiquisten	
Kalsbachtal	25.0%	50.0%	25.0%	<u>Nicht-alpin</u>  <u>Alpin</u>
Lesachtal	47.6%	28.6%	23.8%	
Raseggbachtal	0.0%	0.0%	100.0%	
Figerhorn	57.1%	14.3%	28.6%	
Ködnitztal	54.5%	27.3%	18.2%	
Schönleitenspitze	57.1%	28.6%	14.3%	
Kals-Matreier-Törl	63.6%	18.2%	18.2%	
Dorfertal	72.7%	18.2%	9.1%	
Foledischnitz	77.8%	11.1%	11.1%	

Der Anteil an Offenlandarten in den Teilgebieten steigt, je alpiner die Artenzusammensetzung ist. Ein leichter Trend ist dahingehend zu erkennen, dass Ubiquisten in Gebieten mit einer alpinen Artenzusammensetzung abnehmen.

Für die Einteilung der Hummeln in die Artengruppen nach Höhenverbreitung und Lebensraum in den Teilgebieten siehe Anhang S. 232.

3.3.2 Hummelfauna in den Höhenklassen in den Jahren 1935-1937

B. mesomelas ist zwar nicht in den Pittioni-Karteikarten gelistet, allerdings beschreibt Pittioni (1937) die Höhenverbreitung der Art im Gesamtgebiet. Bei Präsenz/Absenz-Betrachtungen in den Kapiteln „Verbreitung der Hummeln in den Höhenklassen in den Jahren 1935-1937“ und „Artenzusammensetzung der Hummeln in den Höhenklassen in den Jahren 1935-1937“ werden Hinweise zur Höhenverbreitung aus Pittioni (1937) zu dieser und weiterer Arten berücksichtigt, bei quantitativen Analysen jedoch ausgeschlossen, da keine Individuenzahlen vorliegen.

3.3.2.1 Verbreitung der Hummeln in den Höhenklassen in den Jahren 1935-1937

Abbildung 43 zeigt die Höhenverbreitung der einzelnen Arten. Anstatt eines Überlappens der Verbreitungsgrenzen zeigt sich in dieser Darstellung eine klare Grenze zwischen den tieferen Lagen und den Höhen ab der Baumgrenze. Zwischen 1600 m und 1900 m wurden kaum Hummeln dokumentiert. Ab 1900 m kamen alpine Arten wie *B. mendax*, *B. mesomelas*, *B. pyrenaicus*, *B. ruderarius*, *B. sichelii*, und *B. wurflenii* schwerpunktmäßig vor. Bei 1400–1500 m bilden Tieflandarten den Schwerpunkt (*B. hortorum*, *B. pascuorum*, *B. pratorum*) sowie Übergangsarten wie *B. ruderarius*. Dennoch finden sich auch einige Bergarten in den tieferen Höhenstufen wieder, so wie *B. pyrenaicus*, *B. sichelii* und *B. soroeensis*, während es für die Arten des Tieflandes ab 1900 m keine Einträge gab (mit der Ausnahme von *B. lapidarius* und *B. hypnorum*, die in überraschender Höhe dokumentiert wurden).

Höhenverbreitung 1935-1937	1100 - 1200	1200 - 1300	1300 - 1400	1400 - 1500	1500 - 1600	1600 - 1700	1700 - 1800	1800 - 1900	1900 - 2000	2000 - 2100	2100 - 2200	2200 - 2300	2300 - 2400	2400 - 2500	2500 - 2600	2600 - 2700	2700 - 2800
<i>Bombus alpinus</i>																	
<i>Bombus barbutellus</i>																	
<i>Bombus bohemicus</i>																	
<i>Bombus flavidus</i>																	
<i>Bombus gerstaeckeri</i>																	
<i>Bombus hortorum</i>																	
<i>Bombus humilis</i>																	
<i>Bombus hypnorum</i>																	
<i>Bombus jonellus</i>																	
<i>Bombus lapidarius</i>																	
<i>Bombus lucorum-Komplex</i>																	
<i>Bombus mendax</i>																	
<i>Bombus mesomelas</i>																	
<i>Bombus monticola</i>																	
<i>Bombus mucidus</i>																	
<i>Bombus pascuorum</i>																	
<i>Bombus pratorum</i>																	
<i>Bombus pyrenaicus</i>																	
<i>Bombus quadricolor</i>																	
<i>Bombus ruderarius</i>																	
<i>Bombus rupestris</i>																	
<i>Bombus sichelii</i>																	
<i>Bombus soroeensis</i>																	
<i>Bombus subterraneus</i>																	
<i>Bombus sylvarum</i>																	
<i>Bombus sylvestris</i>																	
<i>Bombus wurflenii</i>																	

Abbildung 43 Höhenverbreitung der Arten im Gesamtgebiet - 1935-1937

Bezüglich der Verbreitungsgrenzen ist bemerkenswert, dass *B. alpinus* 500 Hm tiefer flog als die übliche, erwartete Verbreitungsgrenze laut Literatur (s. „Eigenschaften der Hummelarten“). Auch *B. pyrenaicus* und *B. sichelii* waren 500 Hm tiefer zu finden als anzunehmen wäre. Zudem hatte *B. sichelii* ihre obere Verbreitungsgrenze um 200 Hm überschritten. Die obere Verbreitungsgrenze von *B. hortorum* lag im Vergleich zur Literatur 300 Hm höher, die von *B. pratorum* um ca. 200 Hm. *B. gerstaeckeri*, *B. mesomelas*, *B. monticola*, *B. mucidus* und *B. ruderarius* lagen innerhalb der erwarteten Verbreitungsgrenzen.

3.3.2.2 Häufigkeiten der Hummeln in den Höhenklassen in den Jahren 1935-1937

Die Hummeln verteilen sich sehr inhomogen über die Höhenstufen (s. Abbildung 38). Daher werden die von Pittioni angegebenen Höhen für weitere Analysen zu Höhenklassen zusammengefasst (s. Abbildung 44), sodass pro Höhenklasse eine geeignete Stichprobengröße entsteht. Pittioni hatte seine Höhenstufen, innerhalb derer er seine Funde einordnete, zum Teil sehr breit gefasst, sodass sich bei der folgenden Einteilung an den breitesten Stufen orientiert werden musste. Die Daten zwischen 1500 – 1899 m wurden ausgeschlossen, da innerhalb dieses Höhenbereichs nur eine sehr geringe Stichprobenzahl vorlag.

Über 60% der dokumentierten Hummeln aus den Jahren 1935-1937 sind der Höhenklasse 1900–2399 m zuzuordnen. Die übrigen Individuen teilen sich mit einem größeren Anteil (26%) auf die Klasse 1100–1499 m und zu einem geringeren Anteil von 7% auf die Klasse 2400–2799 m auf. Die meisten Arten sind in der ersten Höhenklasse zu finden, obwohl diese weniger Individuen zählt als die Klasse 1900–2499 m.

Alpine Arten wie *B. sichelii*, *B. wurflenii*, *B. pyrenaicus*, *B. ruderarius*, *B. mendax* und *B. monticola* sind in der Höhenklasse 1900-2399 m häufig. *B. soroeensis* kommt zwischen 1100-1499 m öfter vor, ansonsten setzt sich die Stufe vor allem aus Tieflandarten oder Arten mit weiter Höhenverbreitung zusammen (*B. hortorum*, *B. pascuorum*, *B. pratorum*, *B. ruderarius*).

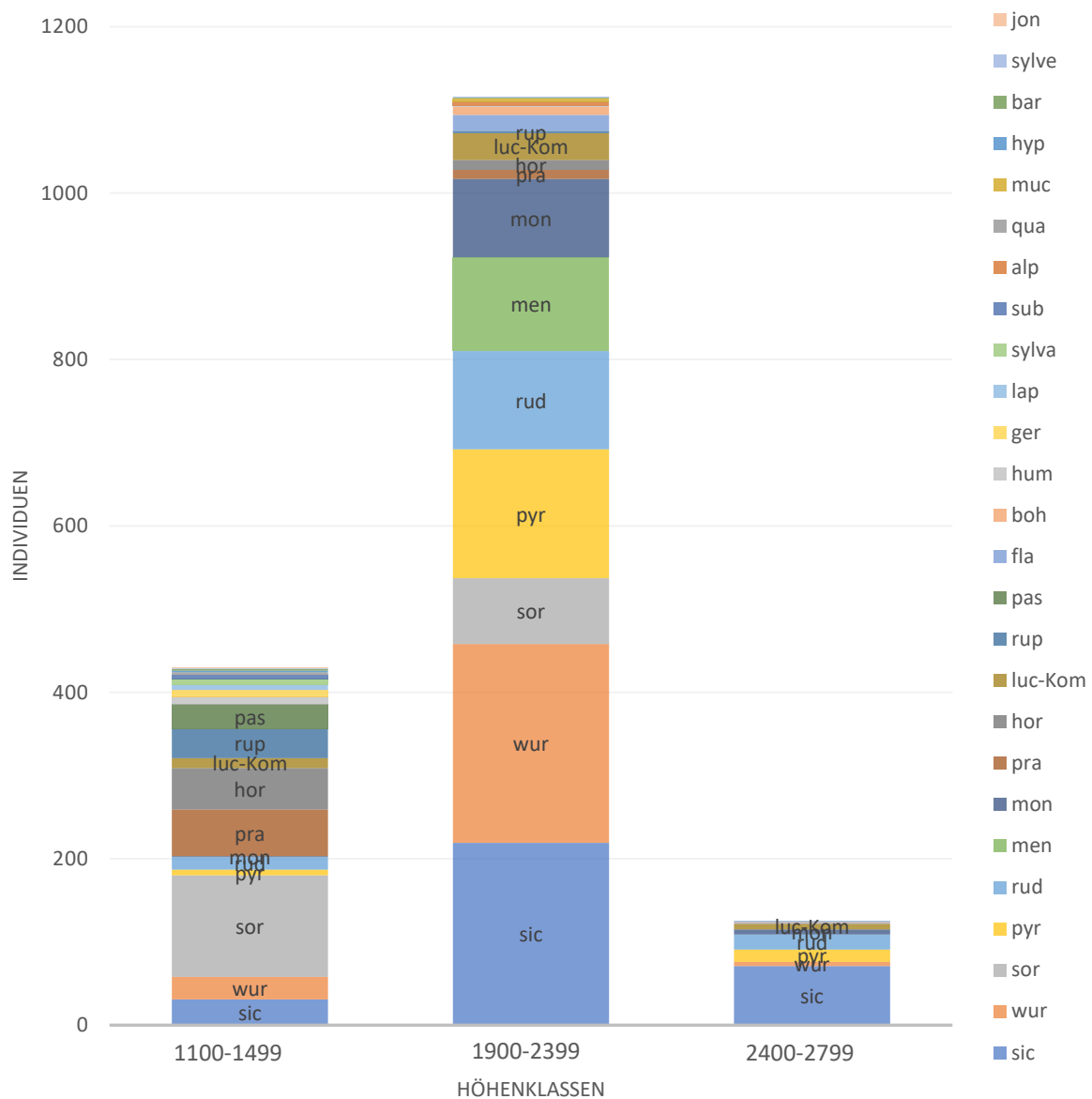


Abbildung 44 Einteilung der historischen Daten in definierte Höhenklassen (n=1671)

Wie Abbildung 45 zeigt, sind die Daten nicht nur über die Höhen inhomogen verteilt, sondern auch über die Gebiete. Insbesondere die Daten aus den Höhenklassen 1100-1499 m und 2400-2799 m stammen schwerpunktmäßig aus einem Gebiet, sodass eine Höhenklasse nicht immer für die Höhe im gesamten Gebiet, sondern nur die Höhe in gewissen Teilgebieten repräsentativ ist. Diese Problematik ist beim Betrachten dieser und weiterer Auswertungen zu berücksichtigen.

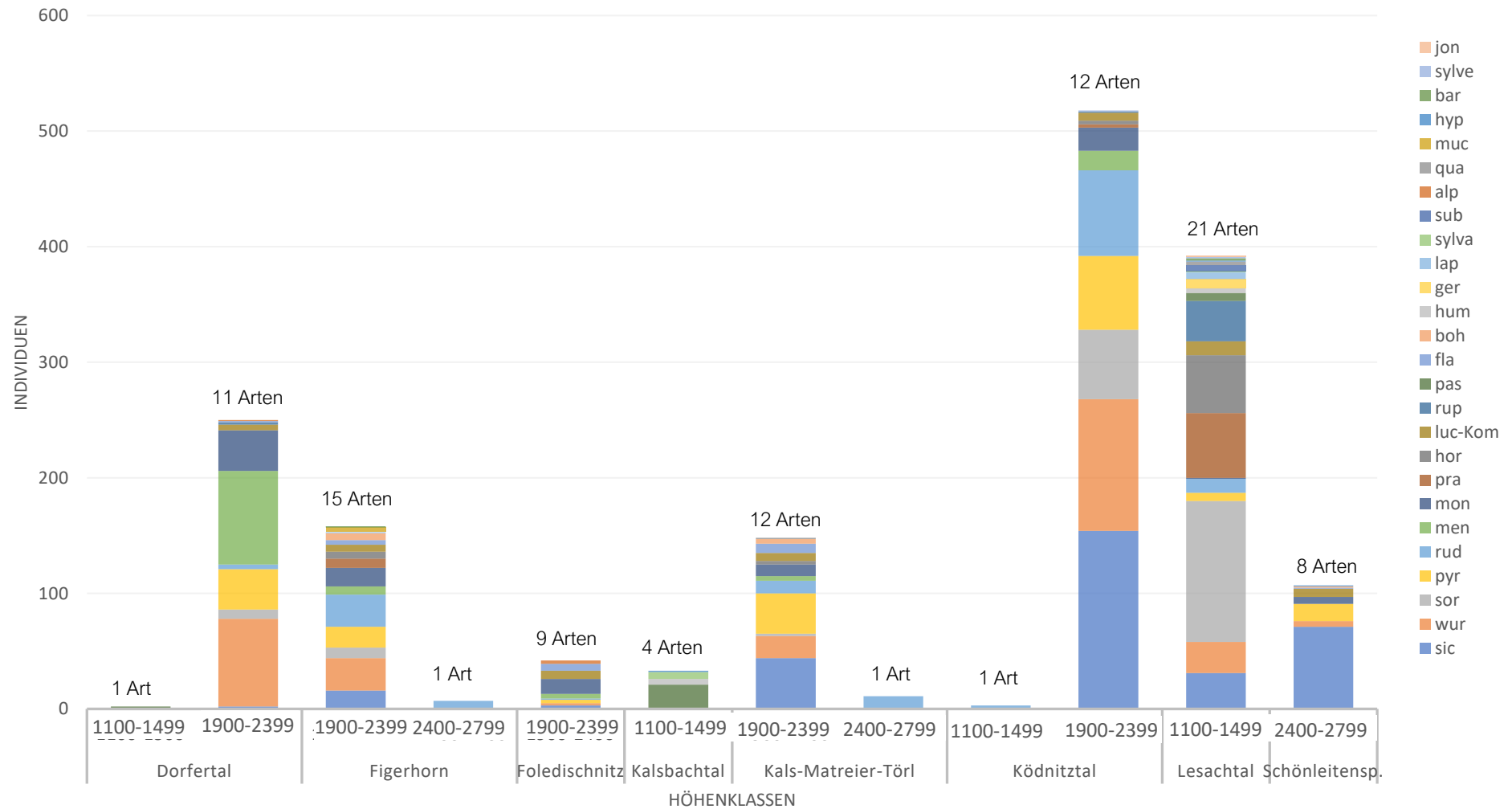


Abbildung 45 Verteilung der historischen Hummel-Daten und Artenanzahl in den Höhenklassen über die Teilgebiete (n=1671) - 1935-1937

Abbildung 46 zeigt die relativen Anteile der Hummelarten in den Höhenklassen. Die unterste Höhenklasse wird mit Abstand von *B. soroeensis* dominiert, gefolgt von *B. pratorum* und *B. hortorum*. Die weiteren 18 Arten pendeln sich bei unter 10% ein. Höhenklasse 1900-2399 m bildet eine recht kontinuierliche Abnahme der Artenteile ab. Fast alle Arten mit einem über 5%igem Anteil an der Höhenklasse sind alpine Arten - *B. wurflenii*, *B. sichelii* und *B. pyrenaeus* sind am dominantesten. In der Höhenklasse 2400-2499 m wird „das Bild des Hummellebens in dieser Höhe geradezu durch *alticola* [Anm. *B. sichelii*] bestimmt“ (Pittioni, 1937, S. 77). Das schrieb nicht nur Pittioni (1937) in seiner Publikation, sondern das zeigt auch die folgende Abbildung. *B. sichelii* setzt sich gegenüber allen anderen Arten sehr stark durch. *B. ruderarius* und *B. pyrenaeus* reihen sich mit ca. 15 bzw. 10%igem Anteil ein.

Höhendiagramme der häufigeren Arten sind im Kapitel 3.4.2.2 „Häufigkeiten der Hummeln in den Höhenklassen im historischen Vergleich“ zu finden.

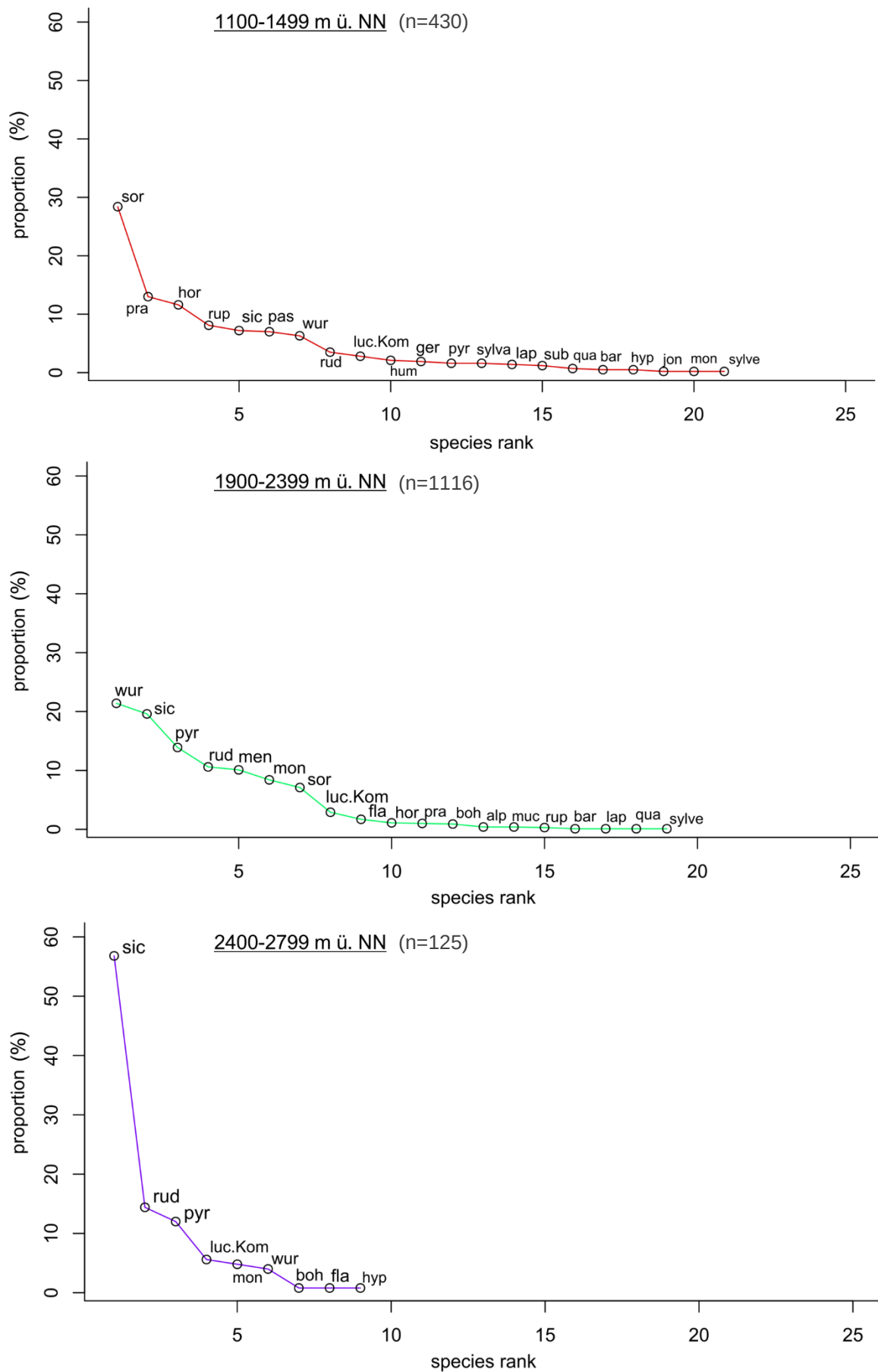


Abbildung 46 Anteile der Hummelarten an der gesamten Hummelgemeinschaft in einer Höhenklasse (n=1617) - 1935-1937

3.3.2.3 Hummel-Diversität in den Höhenklassen in den Jahren 1935-1937

In Abbildung 47 ist die Artenvielfalt in Form von der reinen Artenanzahl (Rarefied species richness) und der Shannon-Diversität in den Höhenklassen dargestellt. Die durchgezogene Linie zeigt die Ergebnisse, die auf der tatsächlich dokumentierten Arten- und Individuenanzahl beruhen. Bei der Strichlinie handelt es sich um Hochrechnungen. Bei der Ermittlung der Shannon-Diversität sind Häufigkeiten der Individuen miteinbezogen.

Die Shannon-Diversität nimmt mit steigender Höhe ab. Die meisten Arten wurden in der Höhenklasse 1100–1499 m dokumentiert. In dieser Höhenklasse ist auch die Diversität am höchsten. Die Höhenklasse mit den meisten Individuen (1900-2399 m) ist etwas weniger vielfältig. In der obersten Höhenstufe ist die Diversität verhältnismäßig gering.

Laut GLM ist die Shannon-Diversität von der Höhe abhängig ($p < 0.01$) (s. Anhang S. 236). 58,63% der Varianz werden durch das Modell erklärt. Die Varianzhomogenität ist gewährleistet.

Tukey's post hoc test ergab, dass sich die Shannon-Diversität in allen Höhenklassen signifikant ($p < 0.01$) voneinander unterscheidet (s. Anhang S. 236). Die geringste Differenz liegt zwischen der untersten und mittleren Höhenklasse.

Die Evenness (Gleichverteilung der Individuen in einer Strichprobe) wird mit steigender Höhe und sinkendem Shannon-Index geringer. In der Höhenklasse 1100-1400 m sind die Individuen am gleichmäßigsten auf die Arten verteilt.

Tabelle 18 Shannon-Index, Evenness und Artenanzahl (vegan-Package) in den definierten Höhenklassen – 1935-1937

Höhenklassen (m)	Shannon Index	Evenness	Artenanzahl
1100-1500	2.46	0.80	21
1900-2400	2.18	0.74	19
2400-2700	1.41	0.64	9

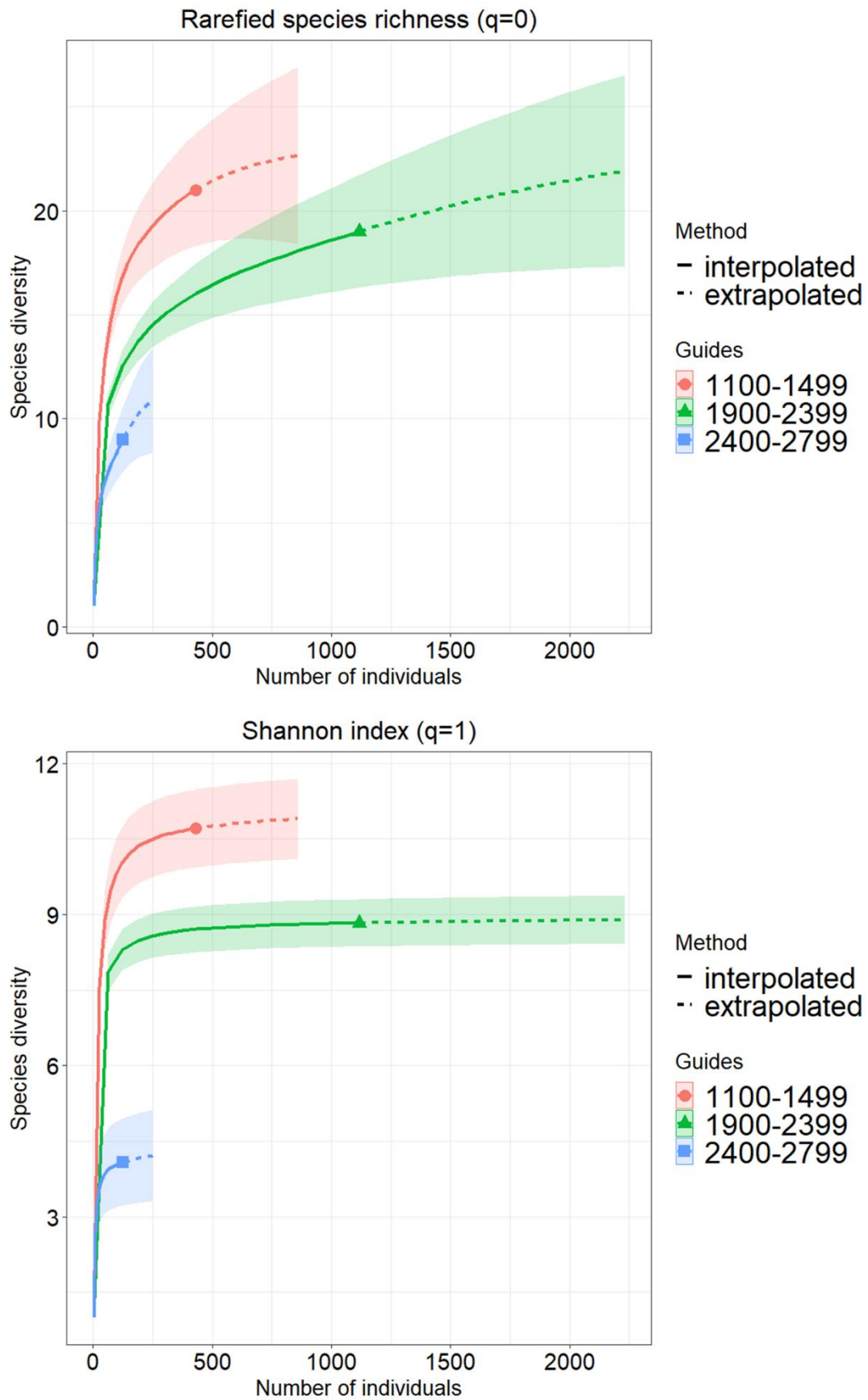


Abbildung 47 Rarefied Species Richness ($q=0$) und Shannon-Diversität ($q=1$) aller Hummeln in den Höhenklassen mit realer (durchgezogene Linie) und hochgerechneter (Strichlinie) Individuenanzahl (iNext-package) - 1935-1937

3.3.2.4 Artenzusammensetzung der Hummeln in den Höhenklassen in den Jahren 1935-1937

In der folgenden NMDS-Ordination (basierend auf dem Sorensen-Dissimilarity-Index) wird die Unterschiedlichkeit der Artenzusammensetzung in den Höhenklassen dargestellt. Die Punkte entsprechen den einzelnen Höhenstufen, die in Höhenklassen gruppiert wurden. Je weiter die Punkte bzw. die Cluster auseinander liegen, desto unähnlicher sind sie zueinander in Bezug auf ihre Artenzusammensetzung. Die Darstellung basiert auf Präsenz/Absenz-Daten - Häufigkeiten wurden nicht mitberücksichtigt.

Die Permanova (Permutational multivariate analysis of variance) (s. Anhang S. 238) ergab, dass der Faktor „Höhe“ einen signifikanten Einfluss auf die Distanz der Datenpunkte (Artengemeinschaft der Höhenstufen) hat ($p < 0.05$). Das Modell erklärt 56.03% (R^2) der Varianz. Die Varianzen sind homogen (Permutation test: $p > 0.05$).

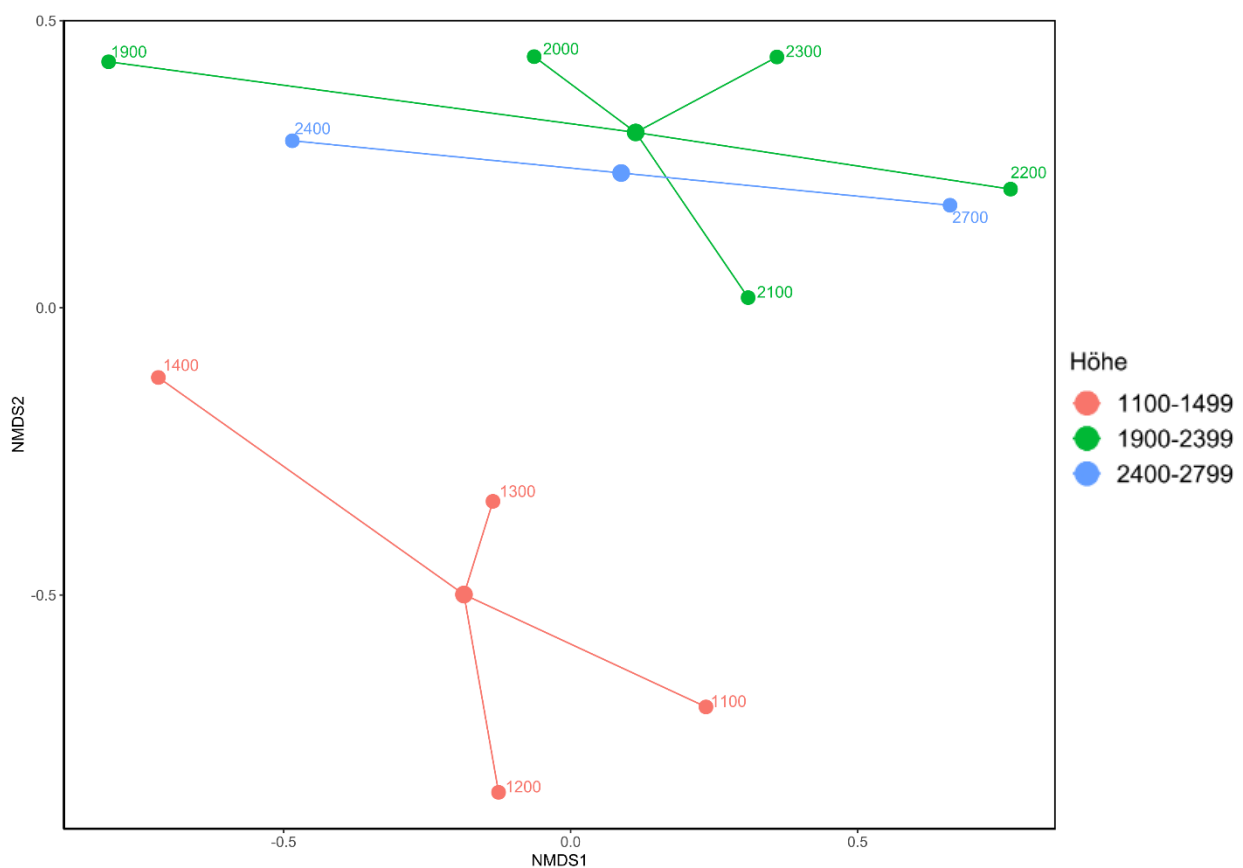


Abbildung 48 Unterschiedlichkeit der Artenzusammensetzung in den Höhenstufen (Distanz der farbigen Punkte zueinander), die innerhalb der Darstellung in definierte Höhenklassen gruppiert wurden (eine Farbe bildet eine Klasse) - 1935-1937

Die Artengemeinschaft teilt sich in zwei deutlich zu erkennende Cluster auf. Trotz recht großer Streuung der Datenpunkte ist in der NMDS-Ordination eine Aufspaltung der Artenzusammensetzung der unteren und oberen Höhenklassen zu erkennen. Die Höhenklasse 2400-2799 m überlagert die mittlere Höhenklasse.

Die Einteilung der Hummelgemeinschaften der drei Höhenklassen in die allgemeingültigen Artengruppen zeigt (Tabelle 19), inwiefern sich die Artenzusammensetzung in den Klassen unterscheidet. Der Anteil an nicht-alpinen Arten ist in der untersten Höhenklasse am größten, wobei auch in der Klasse 2400-2799 m eine nicht-alpine Art (*B. hypnorum*) vorkommt. Subalpine-alpine Arten nehmen mit steigender Höhe zu, montan-alpine Arten sind in der obersten Klasse nicht besonders stark vertreten. Die Arten mit weiter Höhenverbreitung sind einigermaßen kontinuierlich über die unteren drei Höhenklassen verteilt. In dieser Darstellung sind, anders als in der NMDS-Ordination dargestellt, Unterschiede zwischen der mittleren und obersten Höhenklasse zu erkennen.

Tabelle 19 Einteilung der Artengemeinschaften in den Höhenklassen nach Artengruppen - 1935-1937

	Nicht-alpine Arten	Arten mit weiter Höhenverbreitung	Montan-subalpine Arten	Subalpin-alpine Arten	
2400-2799	13%	25%	13%	50%	alpin
1900-2399	5%	37%	21%	33%	↑
1100-1499	30%	35%	20%	15%	montan

	Offenlandarten	Wald- / Saumarten	Ubiquisten	
2400-2799	63%	25%	13%	alpin
1900-2399	63%	16%	21%	↑
1100-1499	45%	30%	25%	montan

Der Anteil an Offenlandarten steigt mit der Höhe, bleibt oberhalb der Waldgrenze (ab 1900 m) allerdings gleich. Generalisten nehmen mit steigender Höhe ab. Ein Viertel aller Arten zwischen 2400-2799 m sind Wald- und Saumarten (*B. hypnorum*, *B. wurflenii*).

Für die Einteilung der Hummeln in die Artengruppen nach Höhenverbreitung und Lebensraum in den Höhenklassen siehe Anhang S. 237.

3.4 Wie hat sich die Hummelfauna in den 83 Jahren entlang des Höhengradienten und in den Aufnahmeteilgebieten verändert?

Für die Auswertungen in dem folgenden Kapitel wurden die Daten aus dem Jahr 2020 an die Datenstruktur aus den Jahren 1935-1935 angepasst.

Die Anteile der Hummelarten an der Gesamtindividuenzahl (s. Abbildung 49) haben sich zum Teil stark verändert. Besonders *B. pascuorum* und *B. pratorum* haben mit 10% bzw. 8% zugenommen und spielen inzwischen eine bestimmende Rolle in der Hummelfauna des gesamten Kalsbachtals. In erwähnenswertem Maß zugenommen hat außerdem die Erdhummelgruppe mit 5%. Die Anteile von *B. sichelii* (12%), *B. wurflenii* (10%) und *B. mendax* (6%) sind maßgeblich gesunken. Zudem hat *B. soroeensis* an Dominanz verloren. Trotz der Veränderungen in den Artanteilen ist zu beobachten, dass Arten, die damals nur sehr selten und mit geringen Anteilen vorkamen, heute ebenfalls eher geringe Anteile aufweisen und sich die Dominanz vorwiegend bei insgesamt häufigeren Arten geändert hat (*B. pascuorum* ausgenommen). Einige Arten konnten 2020 nicht mehr nachgewiesen werden: *B. bohemicus*, *B. flavidus*, *B. jonellus*, *B. quadricolor*, *B. subterraneus* und *B. sylvestris*. *B. campestris*, die 1935-1937 ebenfalls vorkommen sein soll aber nicht zu verorten war, wurde 2020 nicht gesichtet. All diese Hummeln haben 1935-1937 einen kleinen Anteil an dem Hummelvorkommen ausgemacht. Fünf der sieben nicht mehr nachgewiesenen Arten sind Kuckuckshummeln.

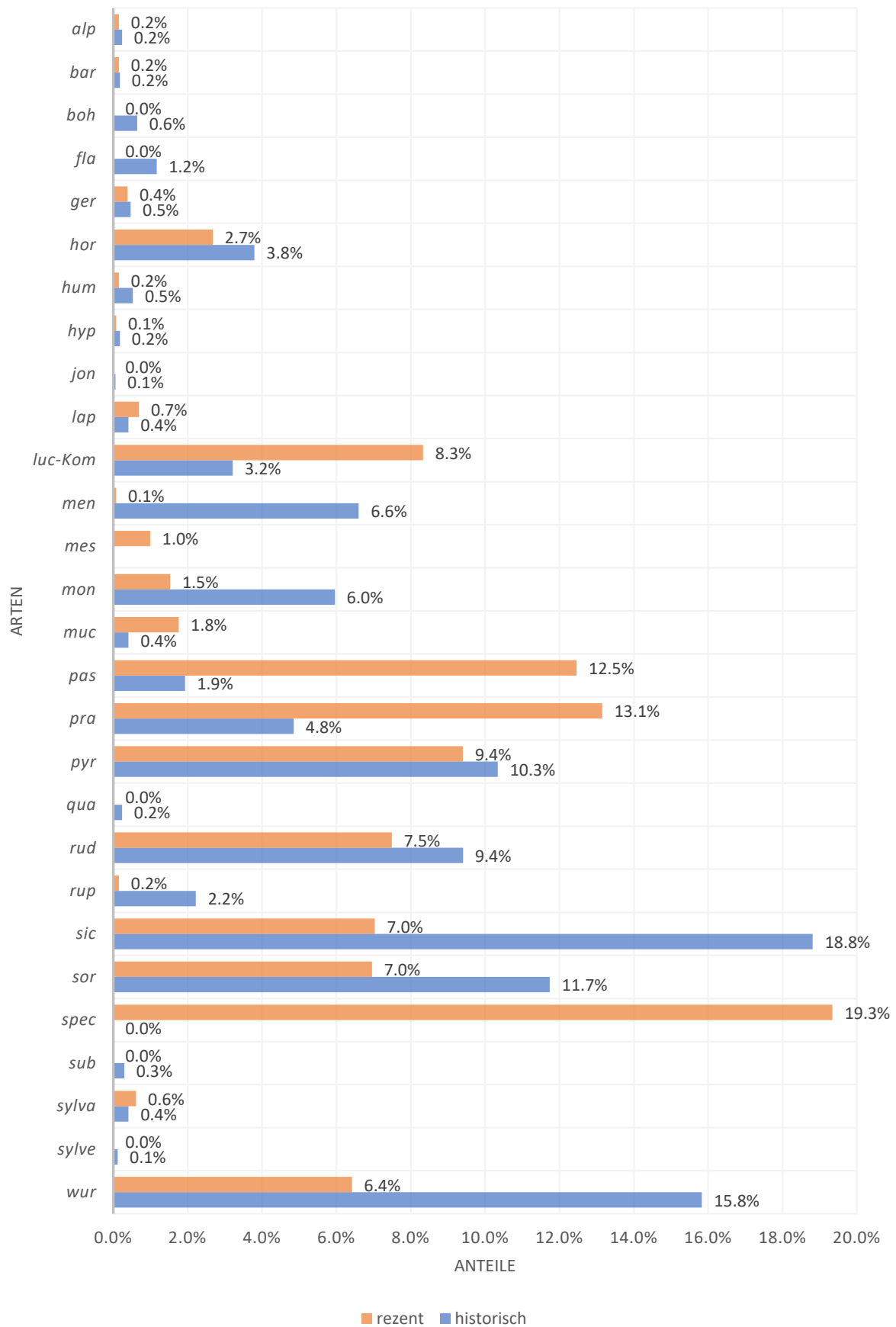


Abbildung 49 Vergleich der Artenanteile an der Gesamtindividuenzahl im Gesamtgebiet in dem jeweiligen Aufnahmezeitraum – (n rezent=1308, n historisch=1712)

3.4.1 Veränderungen der Hummelfauna in den Aufnahmeteilgebieten

Es werden die Gebiete gegenübergestellt, die sowohl 1935-1937 als auch 2020 kartiert wurden. Foledischnitz (1935-1937), Teischnitztal und Glocknergruppe (2020) werden daher bei dem Vergleich der Aufnahmeteilgebiete ausschlossen. Das von Pittioni aufgenommene Teilgebiet „Kals-Matreier-Törl“ entspricht der 2020 kartierten „Kalser Höhe“. *B. cryptarum* und *B. lucorum* werden als „*B. lucorum*-Komplex“ zusammengefasst. Der Datensatz mit den historischen Daten ist 1712 Einträge groß, bei den rezenten Daten sind es insgesamt 1308 Einträge. Bei Häufigkeitsdarstellungen wurden für das Jahr 2020 nur die Transekt-Daten (n=890) verwendet. Für die Betrachtung der Diversität und Artenzusammensetzung wird *Bombus* sp ausgeschlossen. Die Gesamtindividuenzahl ist in einigen Teilgebieten (Transektdaten 2020: Lesachtal, Figerhorn, Raseggbachtal, Kalser Höhe, Schönleitenspitze; 1935-1937: Kalsbachtal, Raseggbachtal) gering (Hummelanzahl ≤ 55), sodass der Vergleich dieser Teilgebiete vorsichtig zu interpretieren sind.

3.4.1.1 Verbreitung der Hummeln in den Aufnahmeteilgebieten im historischen Vergleich

Die folgenden Verbreitungskarten zeigen die unterschiedliche Verteilung ausgewählter Arten in den Aufnahmeteilgebieten zwischen 1935-1937 und 2020.

In Abbildung 53 ist dargestellt, wie sich die Verbreitung der Hummelarten über die Aufnahmeteilgebieten verändert hat. Insgesamt kam es häufiger zu einer Abnahme als zu einer Zunahme der Gebietsanzahl.

Die im Jahr 2020 weit verbreitete Art *B. pratorum* war zu Pittionis Zeiten nur im Lesach- und Ködnitztal sowie am Figerhorn zu finden und konnte 2020 in mehr Gebieten dokumentiert werden. *B. soroeensis* hat zwar an Dominanz abgenommen, wurde 2020 aber in mehr Gebiete nachgewiesen als 1935-1937. Auch *B. pascuorum* hat an besuchten Gebieten zugelegt. Kuckuckshummeln wurden in weniger Gebieten nachgewiesen. Auch *B. mendax* und *B. hypnorum* haben an Verbreitung abgenommen.

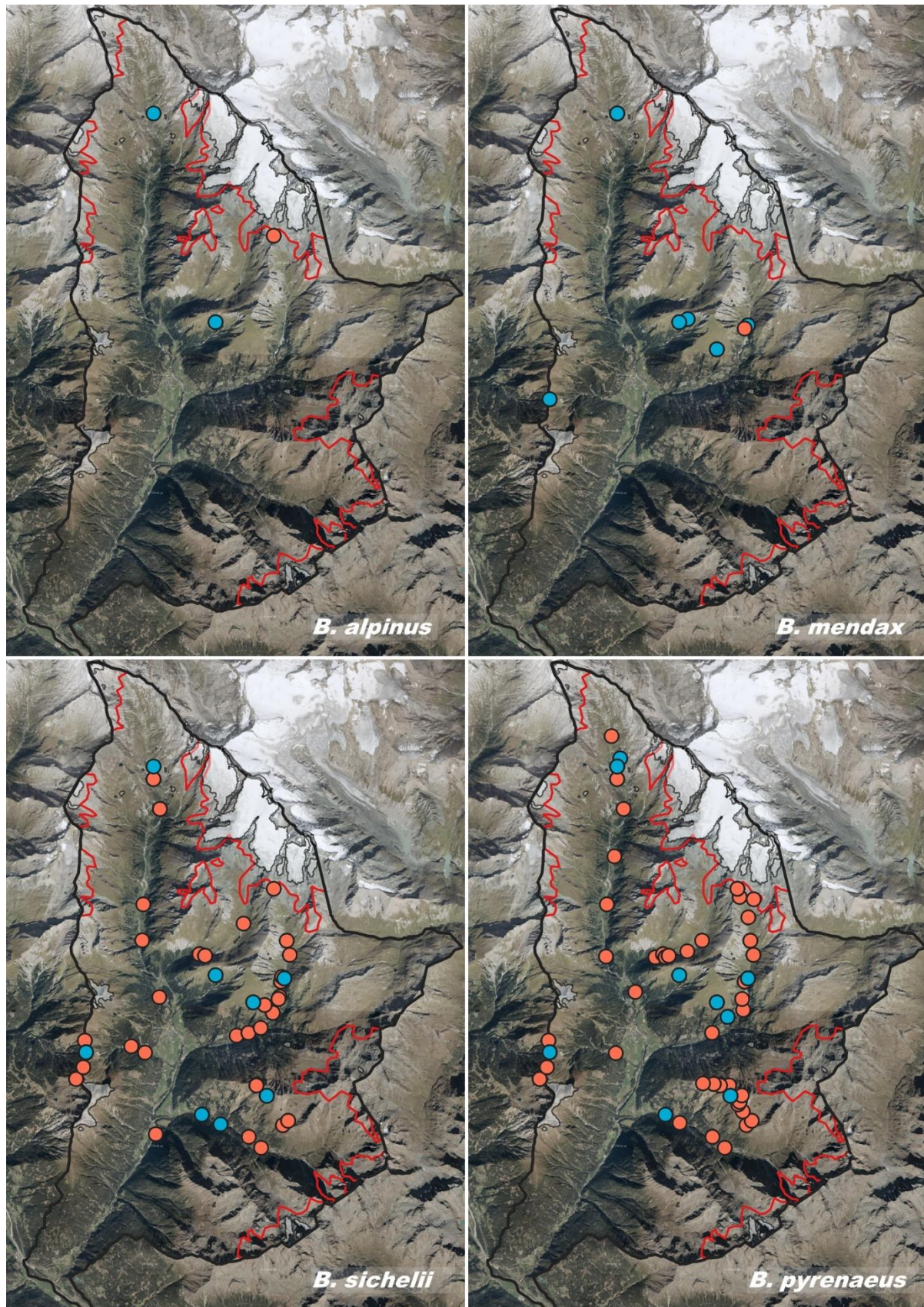


Abbildung 50 Verbreitung ausgewählter Hummelarten (alp, men, sic, pyr) im Untersuchungsgebiet in den Jahren 1935-1937 (blau) und 2020 (orange) mit historischen (rot - aus Pittioni, 1937 übernommen) und rezenten (grau - Boeckli et al., 2012) Gletschergrenzen (Datenquelle Gemeindegrenze: BEV, 2019, Grundkarte: basemap.at)

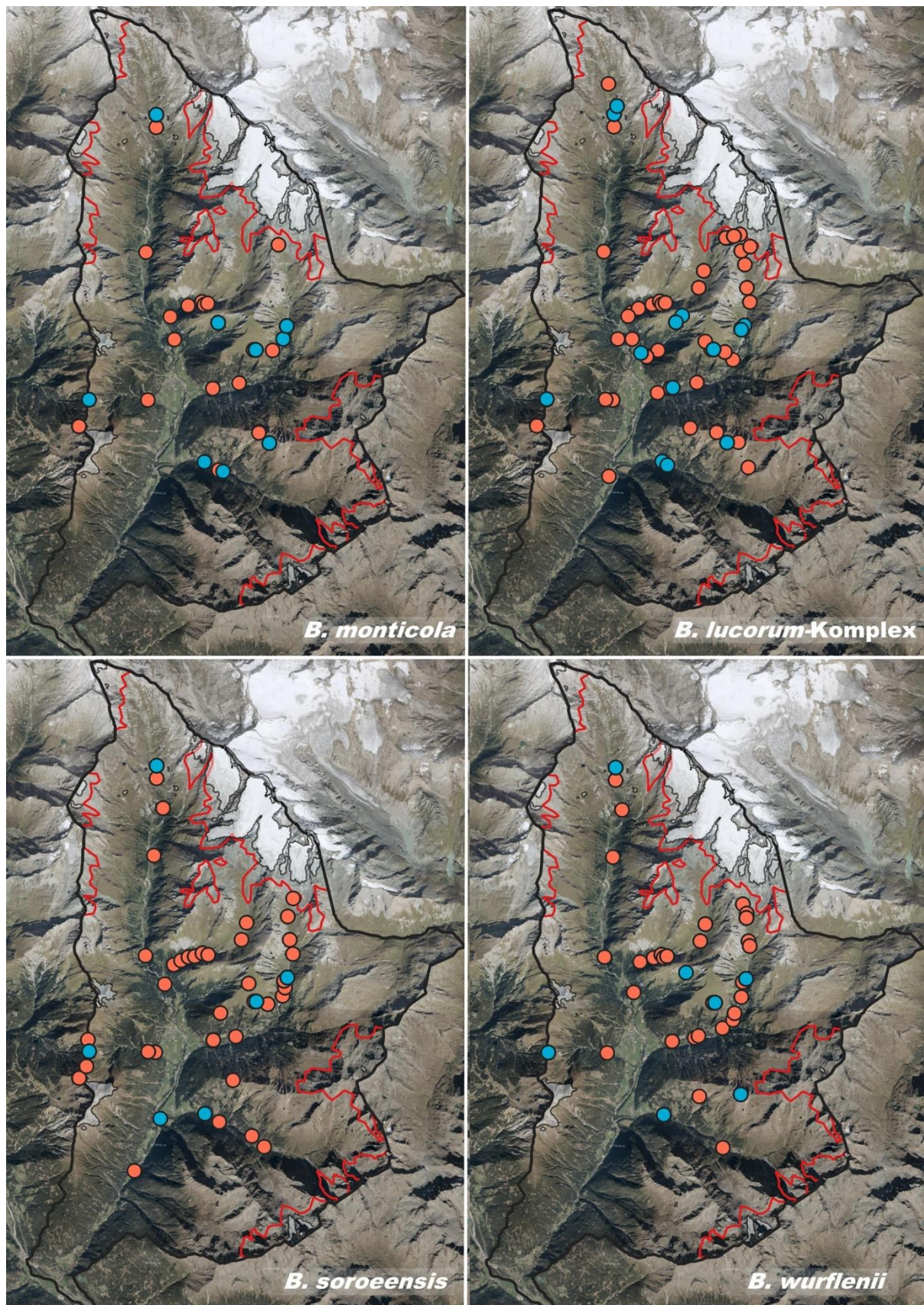


Abbildung 51 Verbreitung ausgewählter Hummelarten (mon, luc-Kom, sor, pyr) im Untersuchungsgebiet in den Jahren 1935-1937 (blau) und 2020 (orange) mit historischen (rot - aus Pittioni, 1937 übernommen) und rezenten (grau - Boeckli et al., 2012) Gletschergrenzen (Datenquelle Gemeindegrenze: BEV, 2019, Grundkarte: basemap.at)

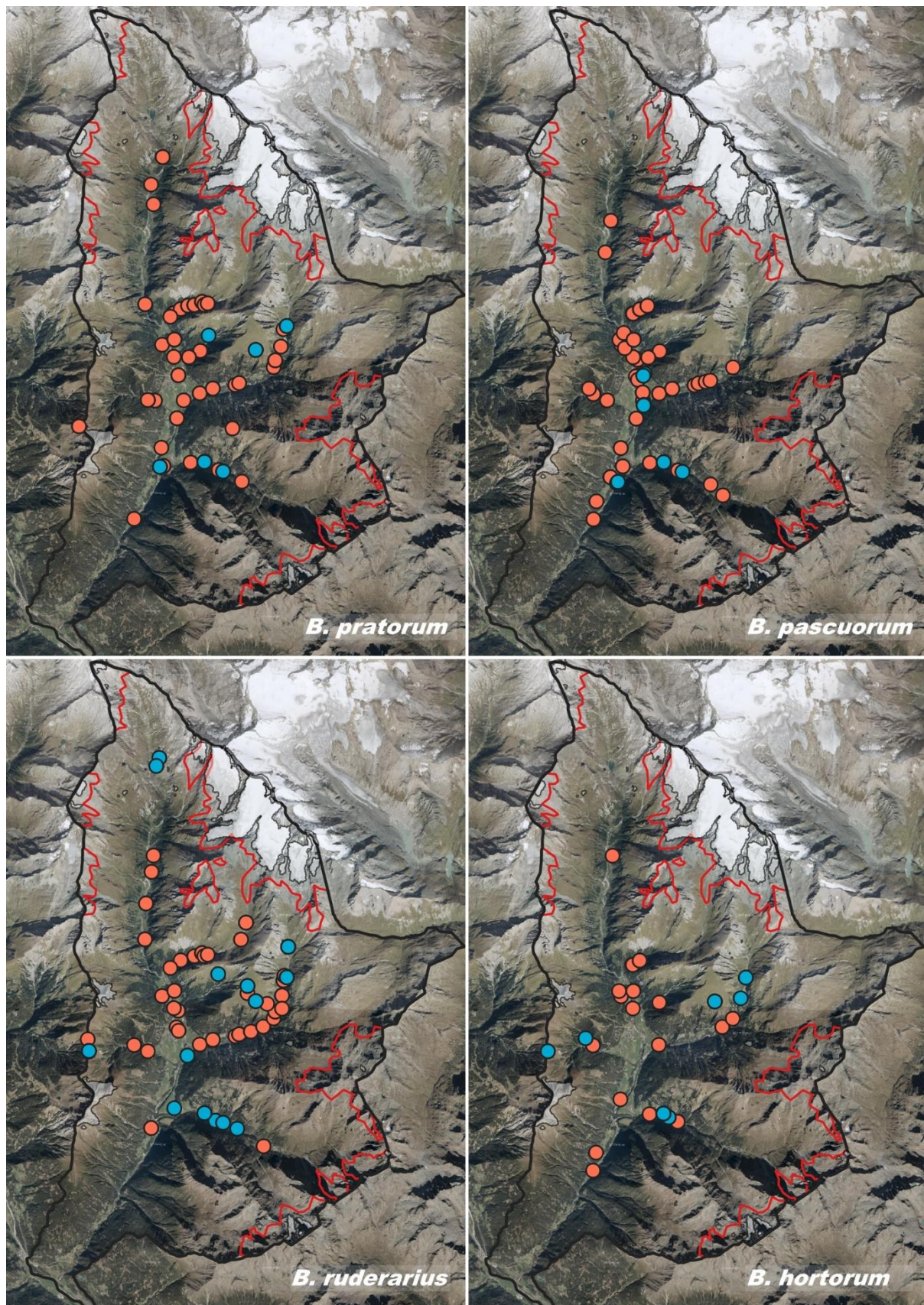


Abbildung 52 Verbreitung ausgewählter Hummelarten (pra, pas, rud, hor) im Untersuchungsgebiet in den Jahren 1935-1937 (blau) und 2020 (orange) mit historischen (rot - aus Pittioni, 1937 übernommen) und rezenten (grau - Boeckli et al., 2012) Gletschergrenzen (Datenquelle Gemeindegrenze: BEV, 2019, Grundkarte: basemap.at)



Abbildung 53 Zu- und Abnahmen der besuchten Gebietsanzahl (gelber Balken 2020) der Hummelarten sowie in Rot die Gebiete, in denen eine Art 2020 nicht mehr vorkam und in Grün Gebiete, in denen eine Art 2020 vorkam, allerdings 1935-1937 nicht dokumentiert wurde ($n_{\text{rezent}}=1308$, $n_{\text{historisch}}=1712$)

3.4.1.2 Häufigkeiten der Hummeln in den Aufnahmeteilgebieten im historischen Vergleich

Die Dominanzen der Arten unterscheiden sich je nach Aufnahmeteilgebiet und haben sich in den Teilgebieten über die Zeit ganz unterschiedlich verändert. *B. pascuorum* hat in allen Gebieten, in denen sie vorkommt (außer im Kalsbachtal) an Anteilen zugelegt, insbesondere im Ködnitz-, Lesach- und Raseggbachtal. Gleiches gilt für *B. pratorum*, die nur im Lesachtal anteilig abgenommen hat. *B. ruderarius* zeigt ganz verschiedene Entwicklungen. Im Dorfertal hat sie stark zugenommen, ebenso im Kalsbachtal. Am Figerhorn, auf der Kalser Höhe und im Lesachtal hat die Art wiederum zum Teil sehr maßgeblich abgenommen. *B. pyrenaicus* ist am Figerhorn und im Ködnitztal seltener geworden und hat im Lesachtal und auf der Schönleiten Spitze zugelegt. Ansonsten blieb die Art relativ stabil. *B. soroeensis* ist vor allem in höheren Gebieten dominanter geworden, besonders massiv auf der Kalser Höhe, und hat im Ködnitz- und Lesachtal Anteile verloren. *B. monticola* hat in allen Gebieten eher abgenommen, dasselbe gilt für *B. wurflenii*, die 2020 im Verhältnis weitaus seltener gesichtet wurden.

In einigen Teilgebieten tauschten sich die Arten aus, sodass sich 2020 andere Arten in den Teilgebieten durchzusetzen als 1935-1937. Zu beachten ist die in den meisten Fällen geringere Stichprobenanzahl der rezenten Daten (ausgenommen Kalsbach- und Raseggbachtal).

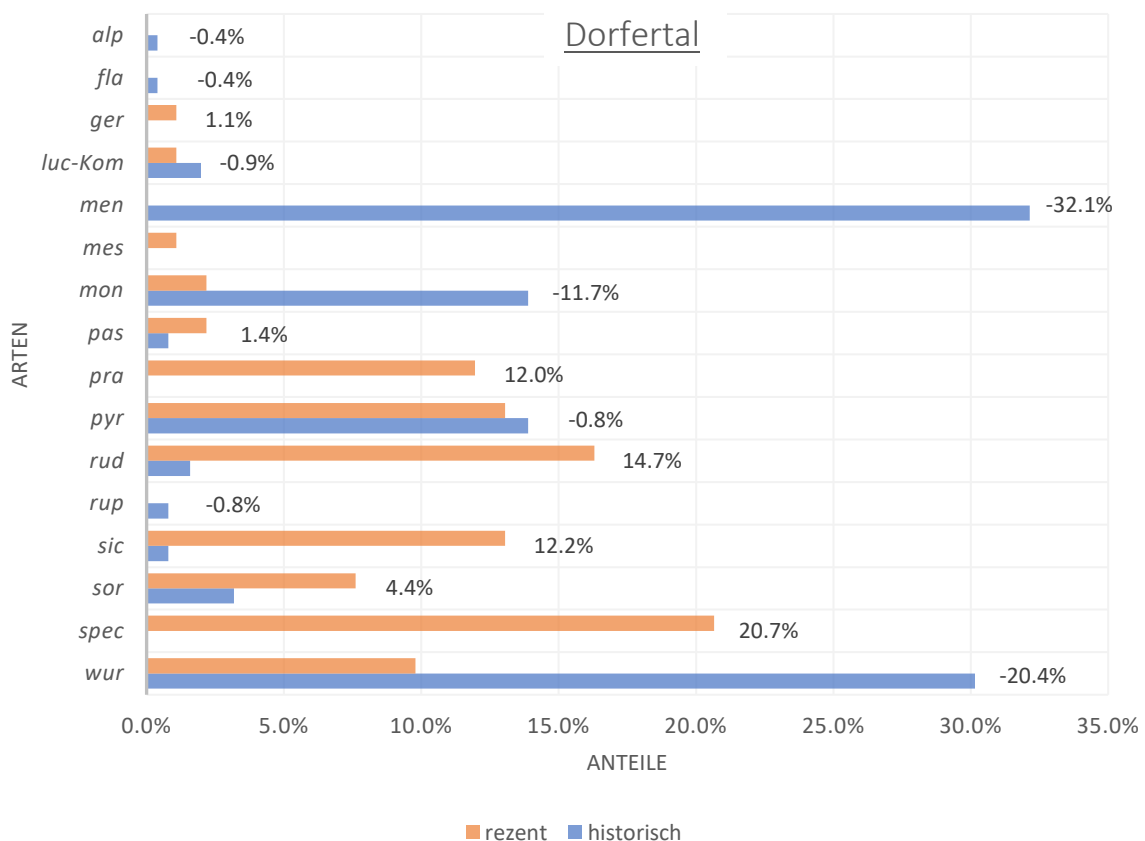


Abbildung 54 Zu- und Abnahmen der relativen Anteile der Arten im Dorfertal ($n_{\text{rezent}}=92$, $n_{\text{historisch}}=252$)

Im Dorfertal wurden die mit Abstand dominantesten Arten (*B. mendax* und *B. wurflenii*) von vier Arten abgelöst (*B. pratorum*, *B. pyrenaeeus*, *B. ruderarius*, *B. sichelii*), deren Anteile relativ gleichmäßig verteilt sind.

Am Figerhorn haben sich die Erdhummeln und *B. pratorum* zu den dominantesten Arten entwickelt. *B. monticola*, *B. pyrenaeeus*, *B. ruderarius* und *B. wurflenii* mussten Anteile einbüßen.

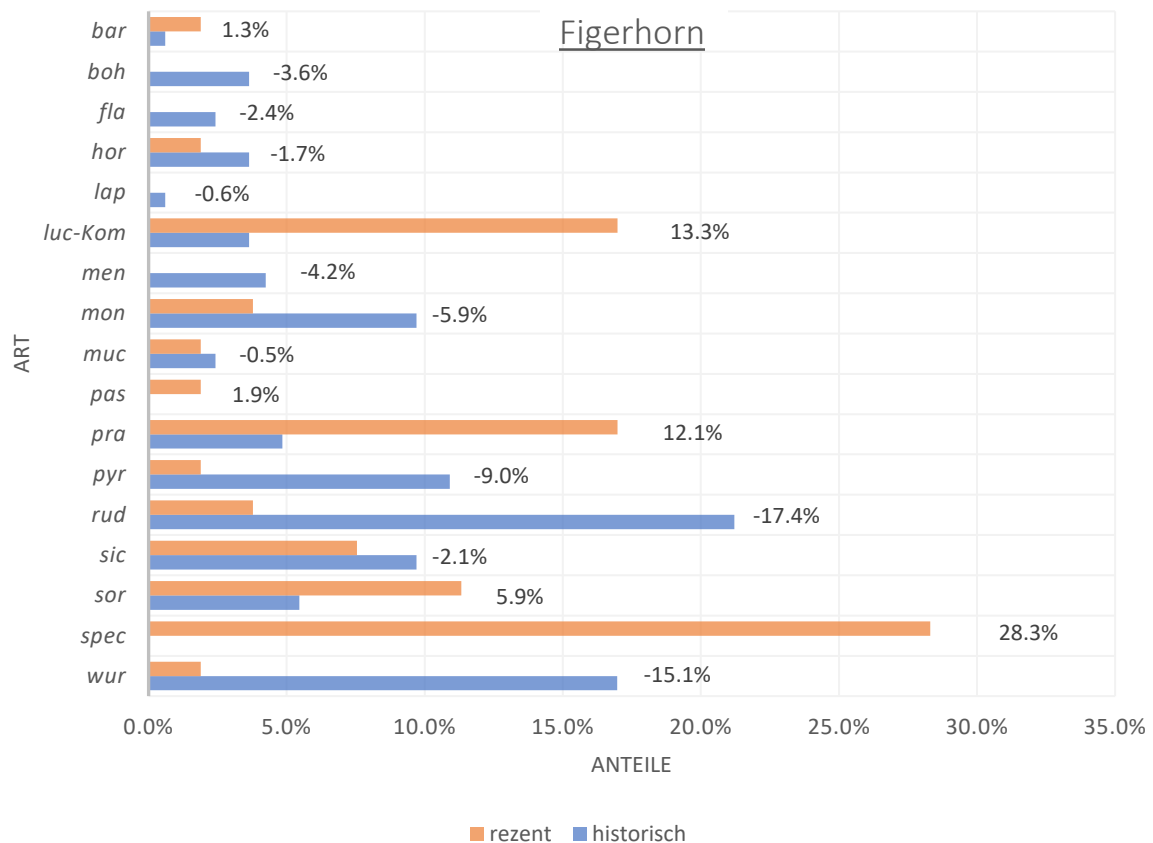


Abbildung 55 Zu- und Abnahmen der relativen Anteile der Arten am Figerhorn ($n_{\text{rezent}}=53$, $n_{\text{historisch}}=165$)

Das Teilgebiet Kalser Höhe unterscheidet sich zwischen den beiden Perioden darin, dass *B. wurflenii* 2020 nicht mehr nachgewiesen werden konnte, vier Kuckuckshummeln nicht gesichtet wurden, *B. ruderarius* anteilig stark abgenommen hat und dafür *B. soroeensis* sehr stark das Bild der Hummelfauna in dem Gebiet bestimmt. Zudem wurde *B. pratorum* als neue Art nachgewiesen.

Im Kalsbachtal wurden 2020 einige neue Arten dokumentiert, wobei die Stichprobenzahl der historischen Daten auffallend gering ist. *B. pascuorum* ist zwar nicht mehr im gleichen Maße dominant wie 1935-1937, setzt sich allerdings nach wie vor als häufigste Art durch.

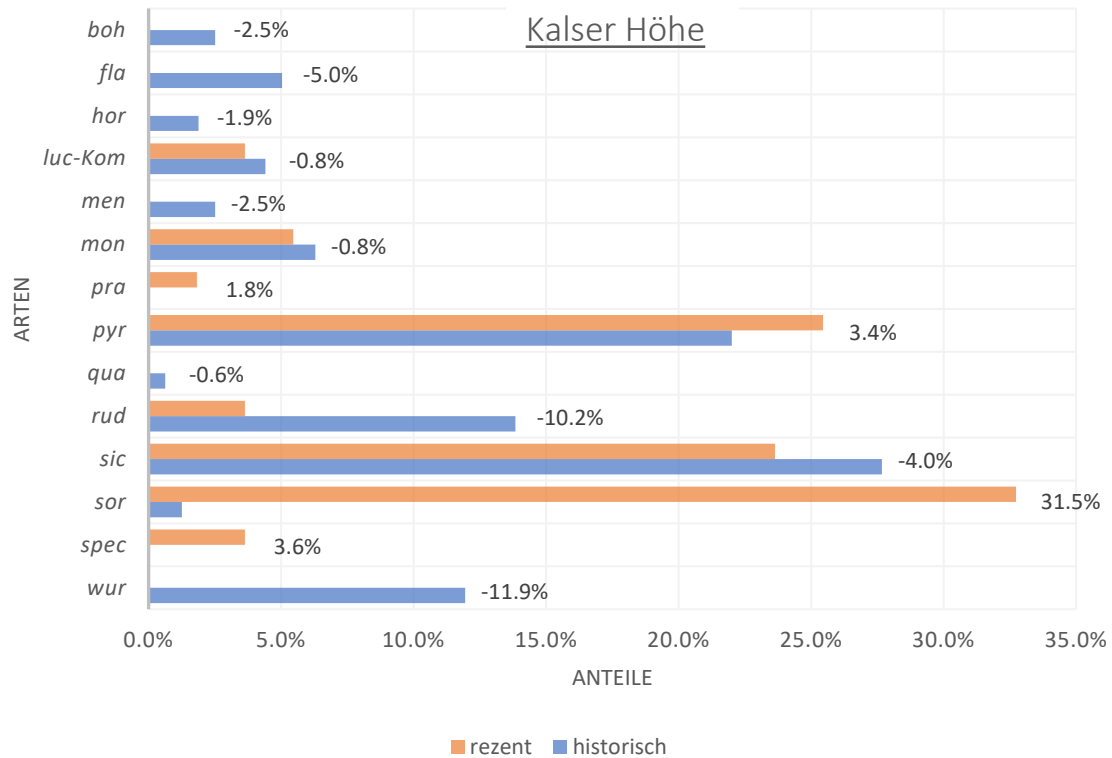


Abbildung 56 Zu- und Abnahmen der relativen Anteile der Arten auf der Kalser Höhe / Kals-Matreier-Törl (n rezent=55, n historisch=159)

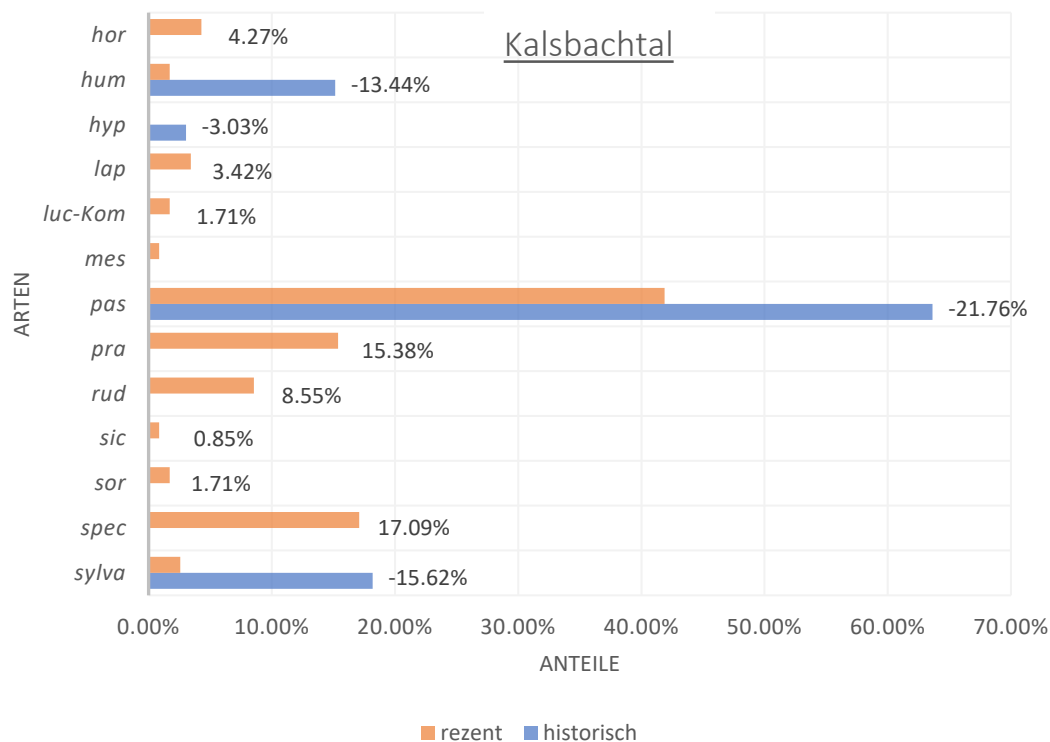


Abbildung 57 Zu- und Abnahmen der relativen Anteile der Arten im Kalsbachtal (n rezent=117, n historisch=33)

B. sichelii und *B. wurflenii* kommen 2020 im Ködnitztal im Verhältnis zu den anderen Arten weniger häufig vor als es 1935-1937 der Fall war. *B. pratorum* und *B. pascuorum* haben Anteile dazugewinnen können, dennoch teilen sich 2020 die gesichteten Hummeln verhältnismäßig homogen auf die Arten auf.

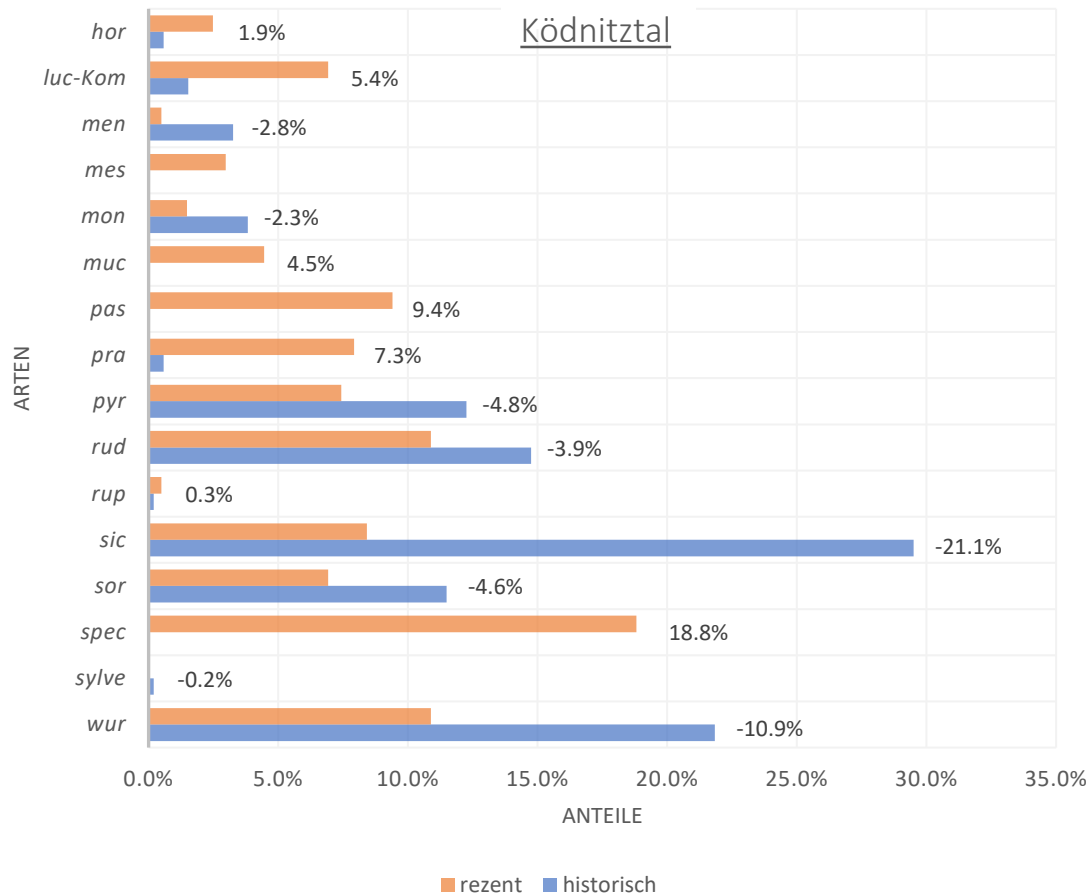


Abbildung 58 Zu- und Abnahmen der relativen Anteile der Arten im Ködnitztal (n rezent=202, n historisch=522)

Im Lesachtal ist die Verteilung der Individuen über die Arten zwar auch gleichmäßiger geworden und insbesondere *B. soroeensis* ist inzwischen weniger dominant, allerdings sind sehr viele Arten nicht mehr nachgewiesen worden. *B. pascuorum* und *B. pyrenaicus* haben an Dominanz zugelegt.

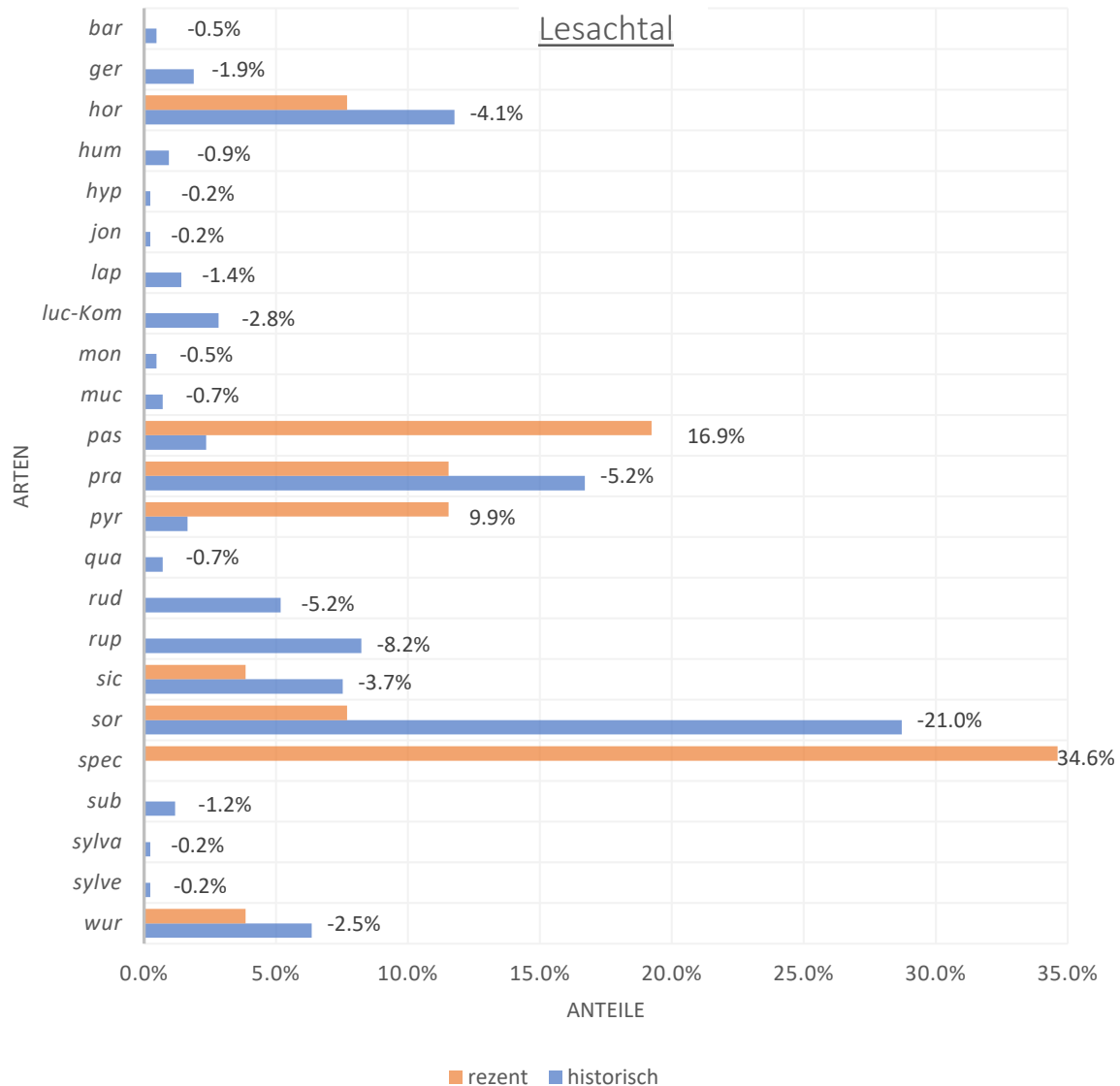


Abbildung 59 Zu- und Abnahmen der relativen Anteile der Arten im Lesachtal (n rezent=26, n historisch=425)

Im Raseggbachtal wurden 1935-1937 insgesamt nur drei *B. hortorum* dokumentiert. Heute teilen sich die Anteile auf zehn Arten auf mit *B. pratorum*, *B. pascuorum* und dem *B. lucorum*-Komplex als häufigste Hummeln und auch einigen alpinen Arten mit geringeren Anteilen.

Die wesentliche Veränderung auf der Schönleiten Spitze besteht darin, dass sich die sehr große Dominanz von *B. sichelii* zu einer sehr großen Dominanz von *B. pyrenaicus* entwickelt hat und sich die sonstigen Arten zum Teil ausgetauscht haben.

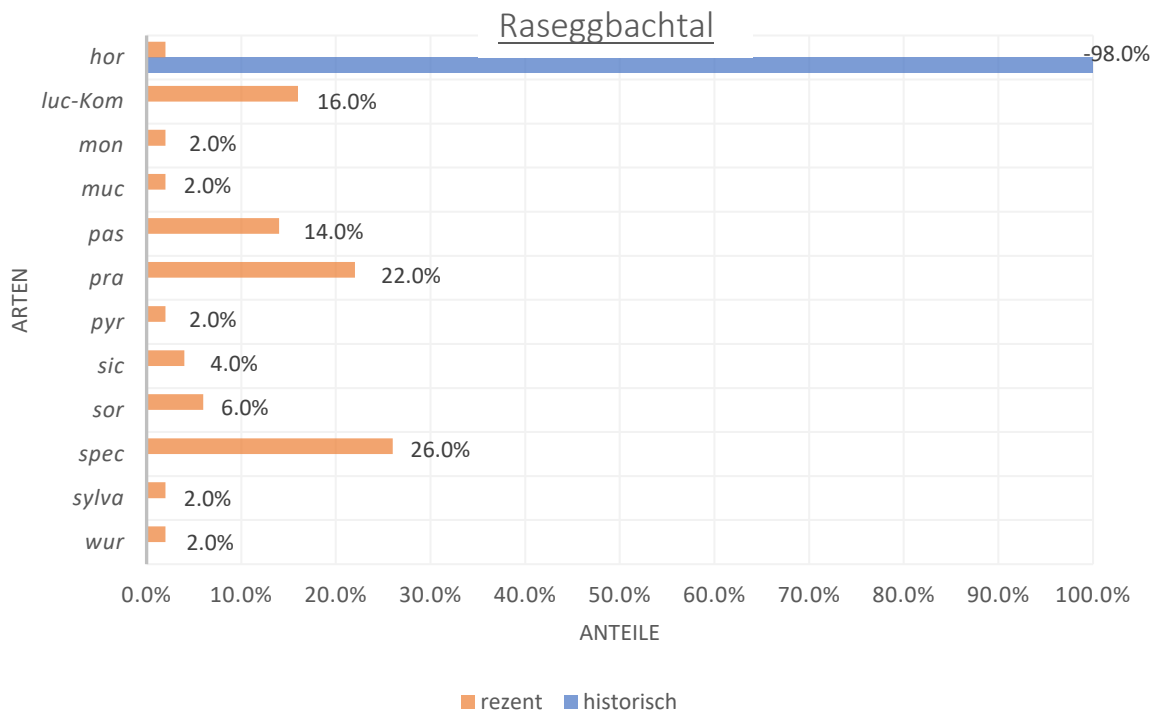


Abbildung 60 Zu- und Abnahmen der relativen Anteile der Arten im Raseggbachtal (n rezent=50, n historisch=3)

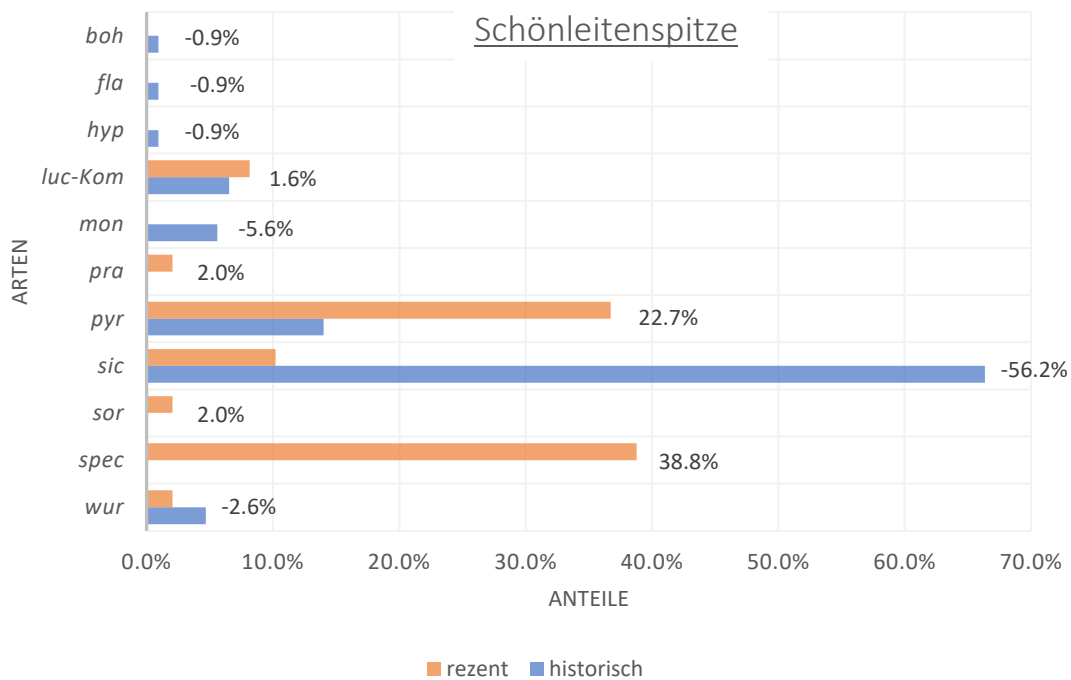


Abbildung 61 Zu- und Abnahmen der relativen Anteile der Arten an der Schönleitenstipitze (n rezent=49, n historisch=107)

3.4.1.3 Hummel-Diversität in den Aufnahmeteilgebieten im historischen Vergleich

Im Raseggbachtal wurden besonders viele neue Arten dokumentiert (unter ihnen auch einige alpine Arten), da Pittioni nur *B. hortorum* in dem Teilgebiet festgehalten hatte. Im Kalsbachtal sind einige neue Arten nachgewiesen worden, von denen *B. sichelii* als Fund in dem niedriggelegenen Gebiet überraschte. Für 13 Arten im Lesachtal gab es 2020 keine Belege mehr. Auf der Kalser Höhe wurden sechs Arten nicht wiedergefunden – drei davon Kuckuckshummeln.

1935-1937 kam es häufiger vor, dass manche Teilgebiete zwar mehr Arten beinhalteten, dafür allerdings andere Gebiete mit weniger Arten (Lesachtal/Figerhorn, Dorfertal/Ködnitztal) einen höheren Shannon-Index hatten. Für den Aufnahmezeitraum 2020 war dies seltener zu beobachten.

Tabelle 20 Artenanzahl in den Teilgebieten im zeiträumlichen Vergleich

Teilgebiete	Artenanzahl 1935-1937	Artenanzahl 2020
Dorfertal	12	12
Figerhorn	15	12
Kalsbachtal	4	11
Kalser Höhe	12	7
Ködnitztal	12	15
Lesachtal	23	10
Raseggbachtal	1	12
Schönleitenspitze	8	8
Gesamt	26	21

In Abbildung 62 ist die Artenvielfalt in Form der Shannon-Diversität in den Aufnahmeteilgebieten im zeiträumlichen Vergleich dargestellt. Bei der Ermittlung der Shannon-Diversität sind Häufigkeiten der Individuen miteinbezogen.

Die Diversität ist am Figerhorn (historisch), im Lesachtal (historisch) und im Ködnitztal (rezent) am höchsten. Das Aufnahmeteilgebiet mit der geringsten Shannon-Diversität ist in beiden Zeiträumen das Kalsbachtal. Das Teilgebiet Raseggbachtal wurde für den Vergleich im iNext-Package ausgeschlossen, da für die Periode 1935-1937 eine zu geringe Strichprobengröße vorlag.

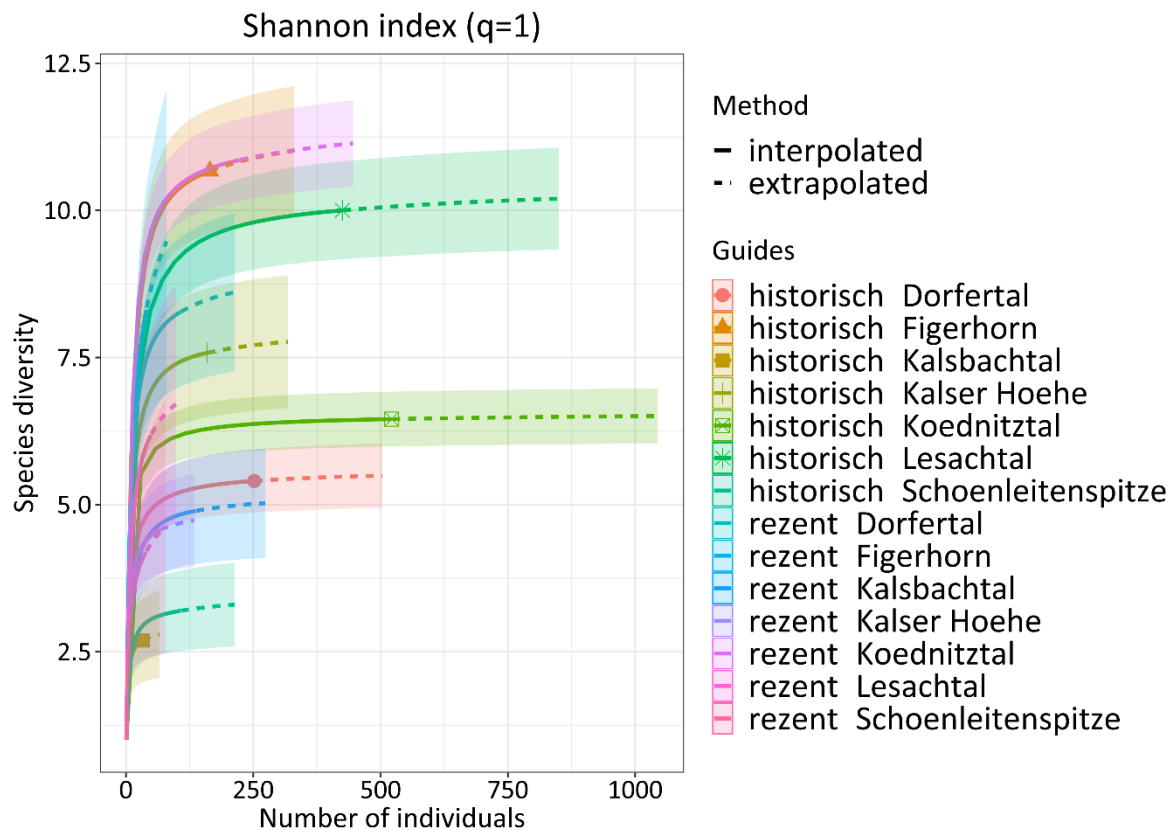


Abbildung 62 Shannon-Diversität ($q=1$) aller Hummeln in den Aufnahmeteilgebieten mit realer (durchgezogene Linie) und hochgerechneter (Strichlinie) Individuenanzahl im zeiträumlichen Vergleich (iNext-package)

Laut GLM ist die Shannon-Diversität von den Faktoren Aufnahmezeitraum und Gebiet abhängig ($p < 0.01$) (s. Anhang S. 241). 15,16% der Varianz werden durch das Modell erklärt. Die Varianzen sind homogen.

Der Vergleich des Shannon-Index in den Teilgebieten für die beiden Perioden zeigt zum einen, dass der Shannon-Index im Gesamtgebiet etwas abgenommen hat. Zum anderen wird allerdings deutlich, dass die Diversität in mehr Teilgebieten zunahm (Dorfertal, Kalsbachtal, Ködnitztal, Schönleiten spitze) als abnahm (Figerhorn, Kalser Höhe/Kals-Matreier-Törl, Lesachtal). Zu berücksichtigen ist die sehr geringe Stichprobengröße des Kalsbachtals in den Jahren 1935-1937.

Tukey's post hoc test ergab, dass sich die Shannon-Diversität der einzelnen Teilgebiete über die Zeit im Vergleich nur im Ködnitztal signifikant ($p < 0.05$) verändert hat (s. Anhang S. 242).

In den meisten Fällen sinkt oder steigt die Evenness (Gleichverteilung der Individuen in einer Stichprobe) mit sinkendem oder steigendem Shannon-Index. Nur im Kalsbachtal ist die Gleichverteilung, trotz gestiegenem Shannon-Index, geringer geworden. Im Gesamtgebiet ist die Evenness, trotz gesunkenem Shannon-Index, gestiegen.

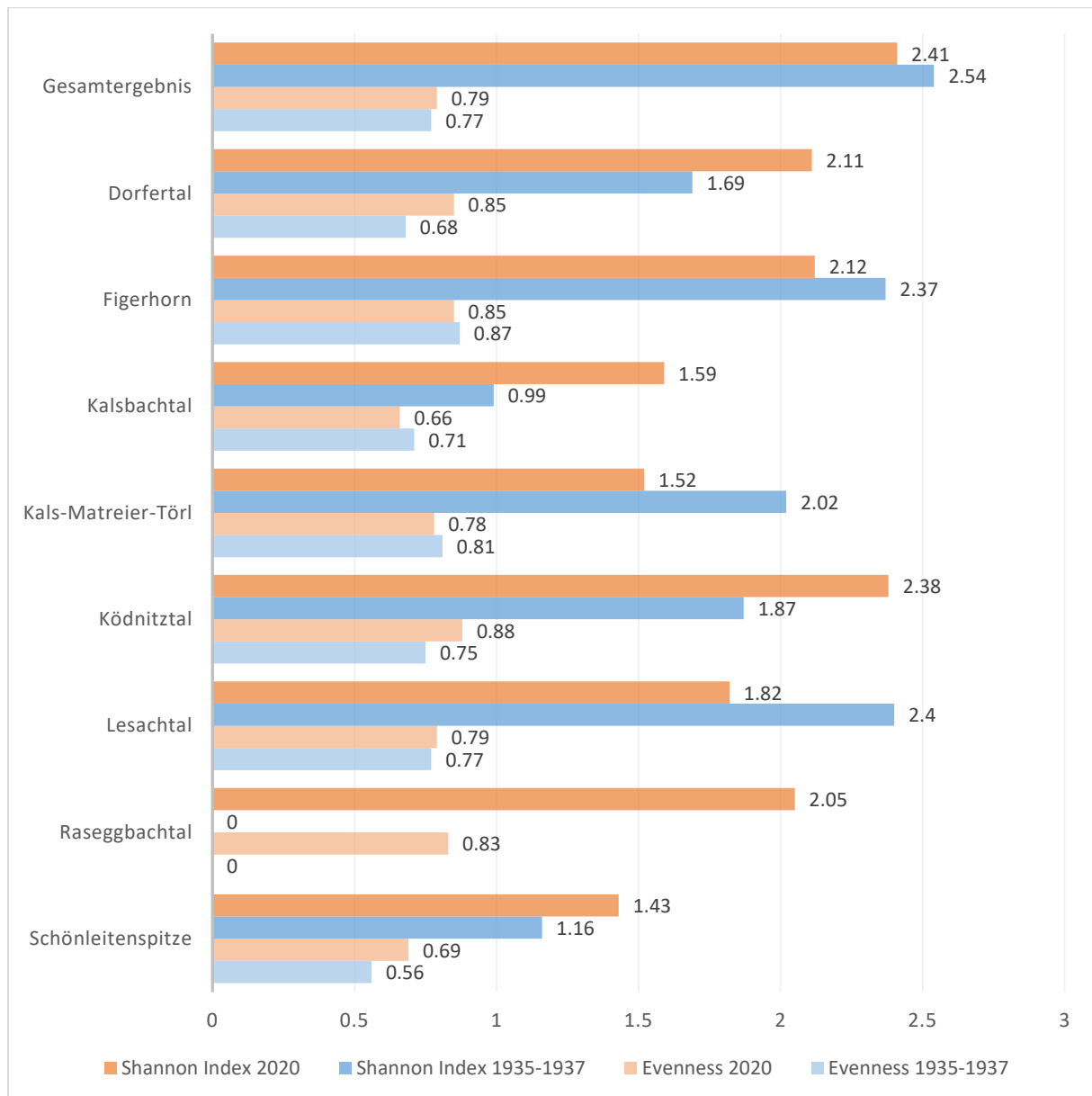


Abbildung 63 Shannon-Index und Evenness in den Teilgebieten im Vergleich (1935-1937 und 2020) – vegan-Package

3.4.1.4 Artenzusammensetzung in den Aufnahmeteilgebieten im historischen Vergleich

Folgend wird betrachtet, ob und inwiefern sich die Hummelgemeinschaften über die Zeit in den Aufnahmeteilgebieten verändert haben. Insbesondere die Veränderungen im Kalsbach- und Ra-seggbachtal sind mit Vorsicht zu begutachten, da für die Teilgebiete im Zeitraum 1935-1937 nur eine geringe Stichprobenanzahl zur Verfügung stand.

Abbildung 64 und Abbildung 65 zeigen die Veränderung der Artengemeinschaften in den Teilgebieten bei Einteilung der Hummeln in die allgemeingültigen Artengruppen nach Höhenverbreitung und Lebensraum. Es ist erkennbar, dass die Anteile der Artengruppen nach Höhenverbreitung in den Teilgebieten homogener wurden. In vielen Gebieten konnten insbesondere montan-subalpine Arten anteilig zunehmen bei insgesamt wenig Verlusten. Der Anteil an alpinen Arten hat insbesondere in höhergelegenen Gebieten eher abgenommen.

Der Anteil subalpin-alpiner Arten hat 2020 im Lesachtal zugenommen, da im Gegensatz zu 1935-1937 wesentlich weniger Tieflandarten in dem Gebiet vorkommen. Das Kalsbachtal hat sich aufgrund der neu nachgewiesenen Arten zu einem weniger stark von nicht-alpinen Arten dominierten Tal entwickelt. Im Dorfertal wurden 2020 anteilig weniger subalpin-alpine Arten gesichtet als zu Pittionis Zeiten. Arten mit weiter Höhenverbreitung und montan-subalpine Arten haben zugenommen. Im Ködnitztal ist der Anteil nicht-alpiner Arten gestiegen.

Generalisten haben vor allem im Kalsbachtal, Lesachtal und Dorfertal zugenommen, während im Dorfertal gleichzeitig der Anteil an Offenlandarten abgenommen hat. Im Ködnitztal haben die Wald- und Saumarten gegenüber den Offenlandarten verloren.

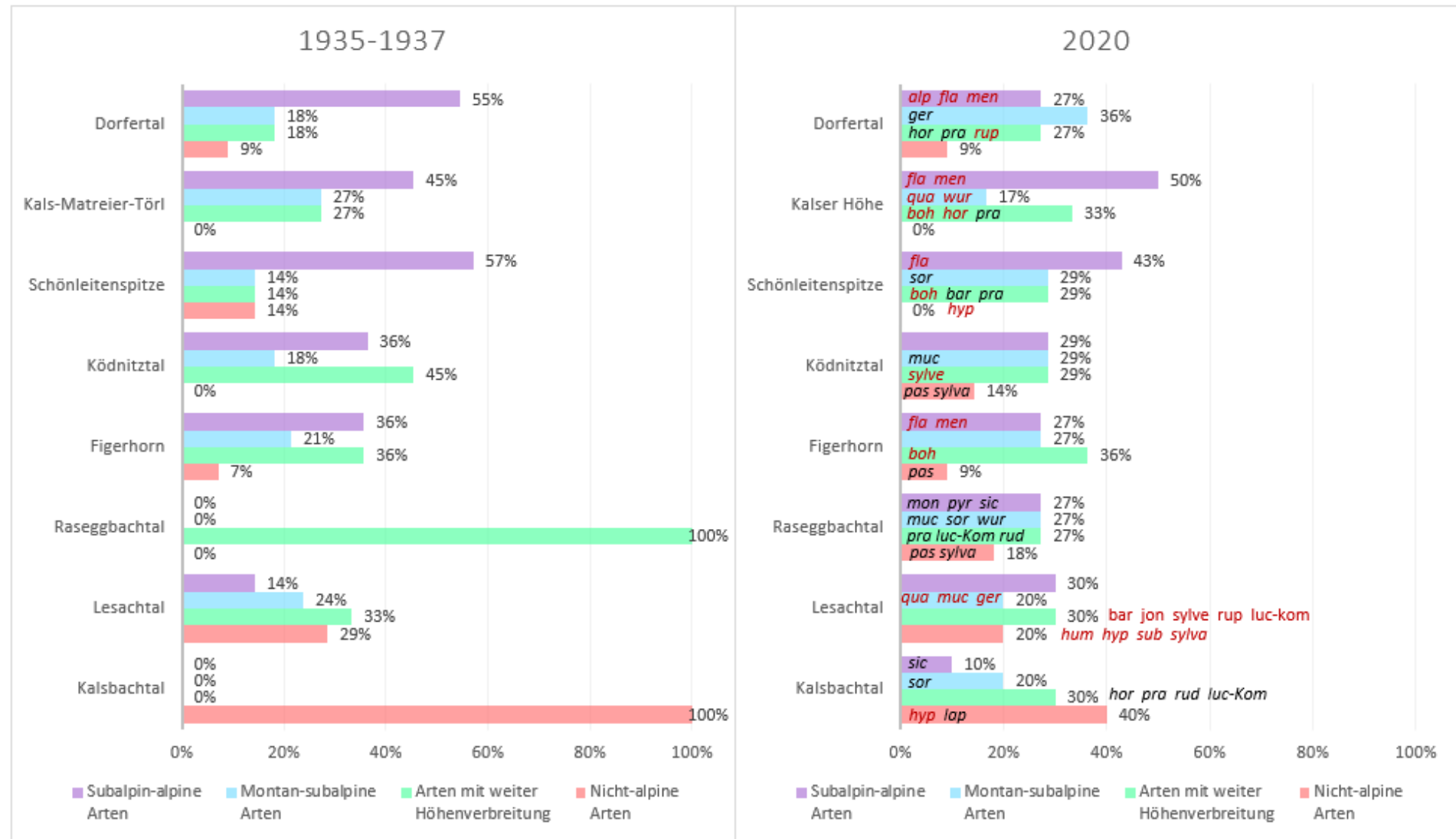


Abbildung 64 Einteilung der Artengemeinschaften nach Höhenverbreitung und deren prozentualen Anteile an der gesamten Artenzahl in den jeweiligen Teilgebieten sowie in Rot, die Arten, die 2020 nicht mehr nachgewiesen werden konnten und in Schwarz Arten, die 2020 vorkommen, allerdings 1935-1937 nicht dokumentiert wurden – Vergleich 1935-1937 und 2020

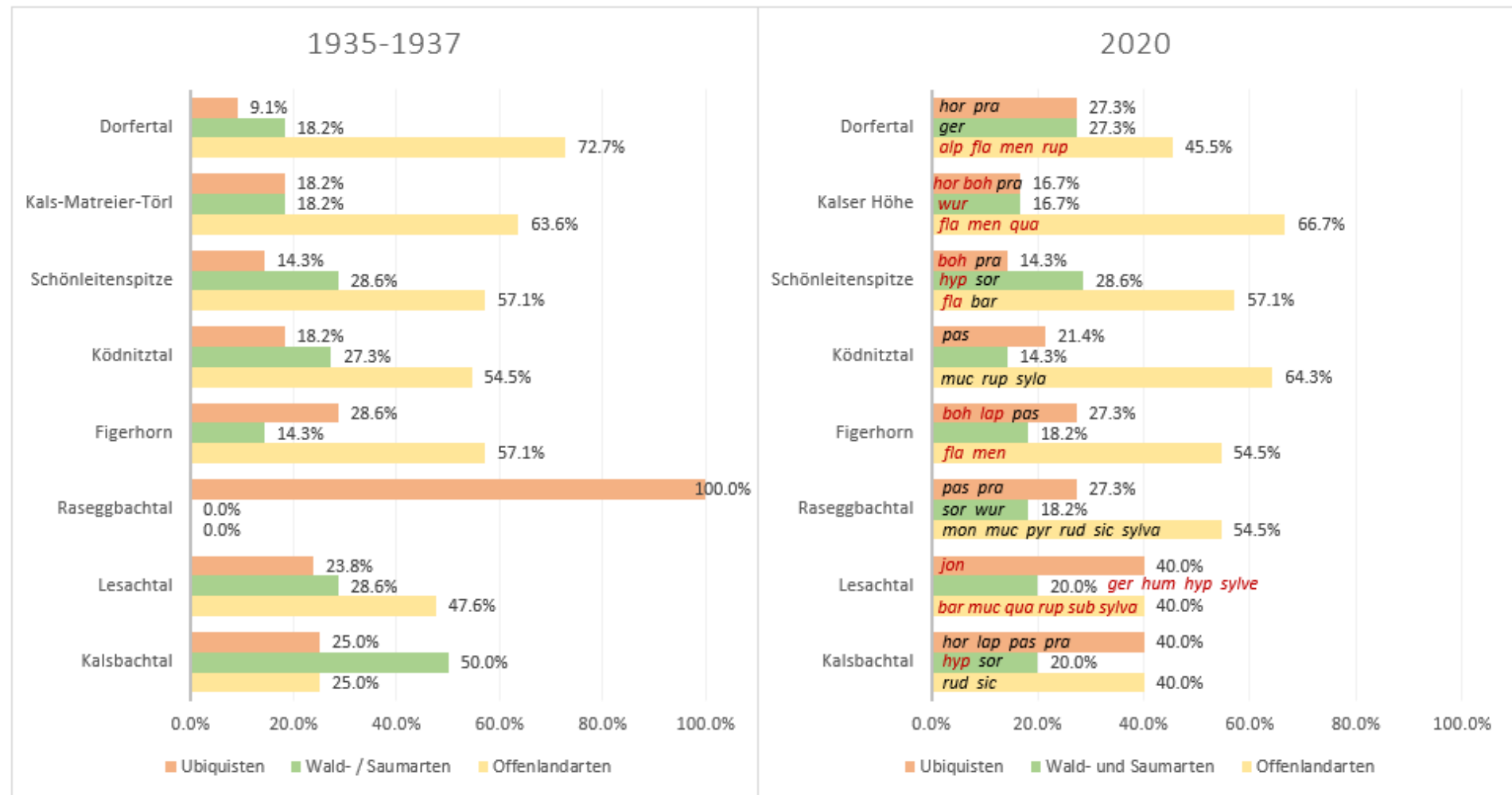


Abbildung 65 Einteilung der Artengemeinschaften nach Lebensräumen und deren prozentualen Anteile an der gesamten Artenzahl in den jeweiligen Teilgebieten sowie in Rot, die Arten, die 2020 nicht mehr nachgewiesen werden konnten und in Schwarz Arten, die 2020 vorkommen, allerdings 1935-1937 nicht dokumentiert wurden – Vergleich 1935-1937 und 2020

3.4.2 Veränderung der Hummelfauna entlang des Höhengradienten

Für die vergleichende Höhengauswertung zwischen den beiden Zeiträumen wurden die Daten aus dem Jahr 2020 an die Höhenklassifizierung aus den Jahren 1935-1937 angepasst. Die Stufe 1500-1899 m wurde für Auswertung der Häufigkeit und Diversität aufgrund einer zu geringen Stichprobengröße ausgeschlossen. Für das Jahr 2020 wurden alle Daten ab 2800 m ausgeschlossen, da für den Zeitraum 1935-1937 nur Daten bis zu dieser Höhe vorliegen. *B. cryptarum* und *B. lucorum* werden als „*B. lucorum*-Komplex“ zusammengefasst. Die Höhenverbreitung von *B. mesomelas* und anderen Arten wurde zusätzlich zu den Daten aus der Pittioni-Kartei von Pittioni (1937) hergeleitet und wird bei Analysen auf Präsenz/Absenz-Basis miteinbezogen. Dadurch können gewisse Differenzen zwischen dem Kapitel „Verbreitung der Hummeln in den Höhenklassen im historischen Vergleich“ und „Häufigkeiten der Hummeln in den Höhenklassen im historischen Vergleich“ entstehen. Bei der Betrachtung der Diversität und Artenzusammensetzung wurde *Bombus* sp. ausgeschlossen. Bei Häufigkeitsberechnungen wurden für das Jahr 2020 nur die Transekt-Daten verwendet.

3.4.2.1 Verbreitung der Hummeln in den Höhenklassen im historischen Vergleich

In Tabelle 21 wird die Höhenverbreitung der Hummeln in den beiden Perioden auf Präsenz/Absenz-Basis und mit allen verfügbaren Daten verglichen. Wie bereits in den Kapiteln 3.2.2.1 und 3.3.2.1 festgestellt, verteilen sich die Hummeln im Jahr 2020 entlang des Höhengradienten und greifen ineinander, überlappen sich und lösen sich gegenseitig ab, während 1935-1937 eine Grenze zwischen den tieferen Lagen und den Höhen ab 1900 m zu erkennen ist. In den tieferen Höhenstufen finden sich zu Pittionis Zeiten auch einige Bergarten, nur wenige Tieflandarten wurden wiederum über 1900 m dokumentiert.

Teilweise hat sich die Verbreitung enorm verändert (s. *B. alpinus*, *B. gerstaeckeri*, *B. lapidarius*), in anderen Fällen ist sie recht ähnlich geblieben (s. *B. pyrenaeus*, *B. monticola*, *B. pascuorum*, *B. pratorum*, *B. ruderarius*, *B. sichelii*, *B. soroeensis*, *B. wurflenii*). Bei diesen Arten stimmt die Verbreitung zwar nicht gänzlich überein, dennoch decken diese Arten im Jahr 2020 einen Großteil des beflogenen Spektrums von 1935-1937 ab. Zum Teil haben sich die Verbreitungsgrenzen nach oben oder unten – aber auch in beide Richtungen – erweitert.

Tabelle 21 Höhenverbreitung der Arten im Vergleich - 1935-1937 und 2020

Höhenverbreitung Vergleich		1100 - 1200	1200 - 1300	1300 - 1400	1400 - 1500	1500 - 1600	1600 - 1700	1700 - 1800	1800 - 1900	1900 - 2000	2000 - 2100	2100 - 2200	2200 - 2300	2300 - 2400	2400 - 2500	2500 - 2600	2600 - 2700	2700 - 2800
<i>Bombus alpinus</i>	historisch																	
	rezent																	
<i>Bombus barbutellus</i>	historisch																	
	rezent																	
<i>Bombus bohemicus</i>	historisch																	
	rezent																	
<i>Bombus flavidus</i>	historisch																	
	rezent																	
<i>Bombus gerstaeckeri</i>	historisch																	
	rezent																	
<i>Bombus hortorum</i>	historisch																	
	rezent																	
<i>Bombus humilis</i>	historisch																	
	rezent																	
<i>Bombus hypnorum</i>	historisch																	
	rezent																	
<i>Bombus jonellus</i>	historisch																	
	rezent																	
<i>Bombus lapidarius</i>	historisch																	
	rezent																	
<i>Bombus lucorum</i> - Komplex	historisch																	
	rezent																	
<i>Bombus mendax</i>	historisch																	
	rezent																	
<i>Bombus mesomelas</i>	historisch																	
	rezent																	

Höhenverbreitung Vergleich		1100 - 1200	1200 - 1300	1300 - 1400	1400 - 1500	1500 - 1600	1600 - 1700	1700 - 1800	1800 - 1900	1900 - 2000	2000 - 2100	2100 - 2200	2200 - 2300	2300 - 2400	2400 - 2500	2500 - 2600	2600 - 2700	2700 - 2800
<i>Bombus monticola</i>	historisch																	
	rezent																	
<i>Bombus mucidus</i>	historisch																	
	rezent																	
<i>Bombus pascuorum</i>	historisch																	
	rezent																	
<i>Bombus pratorum</i>	historisch																	
	rezent																	
<i>Bombus pyrenaicus</i>	historisch																	
	rezent																	
<i>Bombus quadricolor</i>	historisch																	
	rezent																	
<i>Bombus ruderarius</i>	historisch																	
	rezent																	
<i>Bombus rupestris</i>	historisch																	
	rezent																	
<i>Bombus sichelii</i>	historisch																	
	rezent																	
<i>Bombus soroeensis</i>	historisch																	
	rezent																	
<i>Bombus subterraneus</i>	historisch																	
	rezent																	
<i>Bombus sylvarum</i>	historisch																	
	rezent																	
<i>Bombus sylvestris</i>	historisch																	
	rezent																	
<i>Bombus wurflenii</i>	historisch																	
	rezent																	

Nach dem Ausschluss von Ausreißern, ergeben sich folgende Änderungen der oberen und unteren Verbreitungsgrenzen. Die größte Verschiebung der unteren Verbreitungsgrenze ist bei *B. alpinus* mit 800 Hm von 1900 m auf 2700 m festzustellen. *B. sichelii*, *B. mesomelas*, *B. monticola* haben ihr Verbreitungsspektrum jeweils nach oben und unten erweitert. Die Verbreitungsgrenzen von *B. alpinus*, *B. barbutellus*, *B. gerstaeckeri*, *B. humilis*, *B. lucorum*-Komplex, *B. rupestris*, *B. pascuorum*, *B. soroeensis* und *B. wurflenii* haben sich ausschließlich nach oben entwickelt. In tiefere Höhenbereiche sind die Grenzen von *B. hortorum*, *B. lapidarius* sowie *B. pratorum* gewandert. Ihr Verbreitungsspektrum in beide Richtungen verringert haben *B. hypnorum*, *B. mendax*, *B. mucidus*, *B. ruderarius* und *B. sylvarum*. Bemerkenswert ist, dass in beiden Zeitperioden *B. pyrenaicus* und *B. sichelii* 500 Hm tiefer dokumentiert wurden, als sie in der Regel erwartet würden (s. „Eigenschaften der Hummelarten“). Ein grundlegender Trend, dass die Hummeln ihre Verbreitungsgrenzen insgesamt in höhere Lagen verschieben, ist nicht zu erkennen.

Tabelle 22 Veränderung der oberen und unteren Höhenverbreitungsgrenzen der Arten in Höhenmetern (Hm) zwischen 1935-1937 und 2020

Art	Untere Verbreitungsgrenze (Hm)	Obere Verbreitungsgrenze (Hm)
<i>B. alpinus</i>	↑ 800	-
<i>B. barbutellus</i>	↑ 600	↑ 100
<i>B. bohemicus</i>	-	-
<i>B. flavidus</i>	-	-
<i>B. gerstaeckeri</i>	↑ 600	↑ 600
<i>B. hortorum</i>	↓ 300	↓ 300
<i>B. humilis</i>	↑ 100	-
<i>B. hypnorum</i>	↑ 600	↓ 700
<i>B. jonellus</i>	-	-
<i>B. lapidarius</i>	↓ 300	↓ 800
<i>B. lucorum</i> -Komplex	-	↑ 200
<i>B. mendax</i>	↑ 100	↓ 300
<i>B. mesomelas</i>	↓ 500	↑ 100
<i>B. monticola</i>	↓ 100	↑ 100
<i>B. mucidus</i>	↑ 300	↓ 200
<i>B. pascuorum</i>	-	↑ 100
<i>B. pratorum</i>	↓ 100	↓ 300
<i>B. pyrenaicus</i>	-	↓ 100
<i>B. quadricolor</i>	-	-
<i>B. ruderarius</i>	↑ 100	↓ 100
<i>B. rupestris</i>	↑ 600	↑ 100
<i>B. sichelii</i>	↓ 200	↑ 100
<i>B. soroeensis</i>	↑ 300	↑ 100
<i>B. subterraneus</i>	-	-
<i>B. sylvarum</i>	↑ 100	↓ 100
<i>B. sylvestris</i>	-	-

B. wurflenii

100

-

3.4.2.2 Häufigkeiten der Hummeln in den Höhenklassen im historischen Vergleich

Abbildung 66 zeigt den Anteil der Hummelarten an der gesamten Hummelgemeinschaft in einer Höhenklasse. Es stellt sich heraus, dass sich die Art und Weise, wie sich die Artenanteile in einer Höhenstufe verteilen, kaum verändert hat. Was sich verändert hat, sind die Arten, die die Anteile stellen.

So ist für die Höhenklasse 1100-1499 m erkennbar, dass es in beiden Perioden eine Art gibt, die besonders dominant ist (historisch: *B. soroeensis*, rezent: *B. pascuorum*). Auf sie folgt in beiden Zeiträumen *B. pratorum* mit einem über 10%igem Anteil – die restlichen Arten pendeln sich bei unter 10% ein. 1935-1937 kamen wesentlich mehr Arten in dieser Höhenstufe vor. In der Höhenklasse 1900-2399 m nimmt der Artenanteil in beiden Perioden recht kontinuierlich ab. *B. wurflenii*, *B. sichelii* und *B. pyrenaeus* waren 1935-1937 die dominantesten Arten. 2020 sind es *B. pyrenaeus*, *B. soroeensis* und *B. wurflenii*. Auf 2400-2799 m haben *B. sichelii* und *B. pyrenaeus* ihre Artenanteile zwischen beiden Aufnahmezeiträumen ausgetauscht. Die beiden Arten prägen das Bild der Hummelfauna in der Klasse jeweils sehr massiv. *B. alpinus* kam 1935-1937 nur in der mittleren Höhenklasse vor – 2020 in der höchsten.

Die Dominanz der einzelnen Arten über die Höhenklassen hat sich ganz unterschiedlich entwickelt (s. Abbildung 67 und Abbildung 68). *B. soroeensis* hat in der untersten Höhenklasse stark abgenommen und in der Höhenklasse 1900-2399 m zugenommen. *B. wurflenii* wurde in der untersten Höhenklasse gar nicht mehr nachgewiesen und verlor zwischen 1900-2399 m an Anteilen, hat allerdings in der obersten Höhenklasse zugelegt. *B. monticola* hat konstant über die Höhenklassen abgenommen, während die Erdhummeln über alle Höhenstufen hinweg recht gleichmäßig zugenommen haben. *B. pascuorum* und *B. pratorum* haben in Höhenklassen, in denen sie vorkommen, an Dominanz zugelegt. *B. sichelii* und *B. pyrenaeus* haben sich gegensätzlich entwickelt. Während *B. pyrenaeus* in den unteren Höhenklassen stabil blieb und in der höchsten Höhenklasse zugenommen hat, verlor *B. sichelii* in allen Höhenklassen an Anteilen, besonders stark zwischen 2400-2799 m. *B. ruderarius* wurde 2020 nicht mehr in der höchsten Höhenklasse gesichtet.

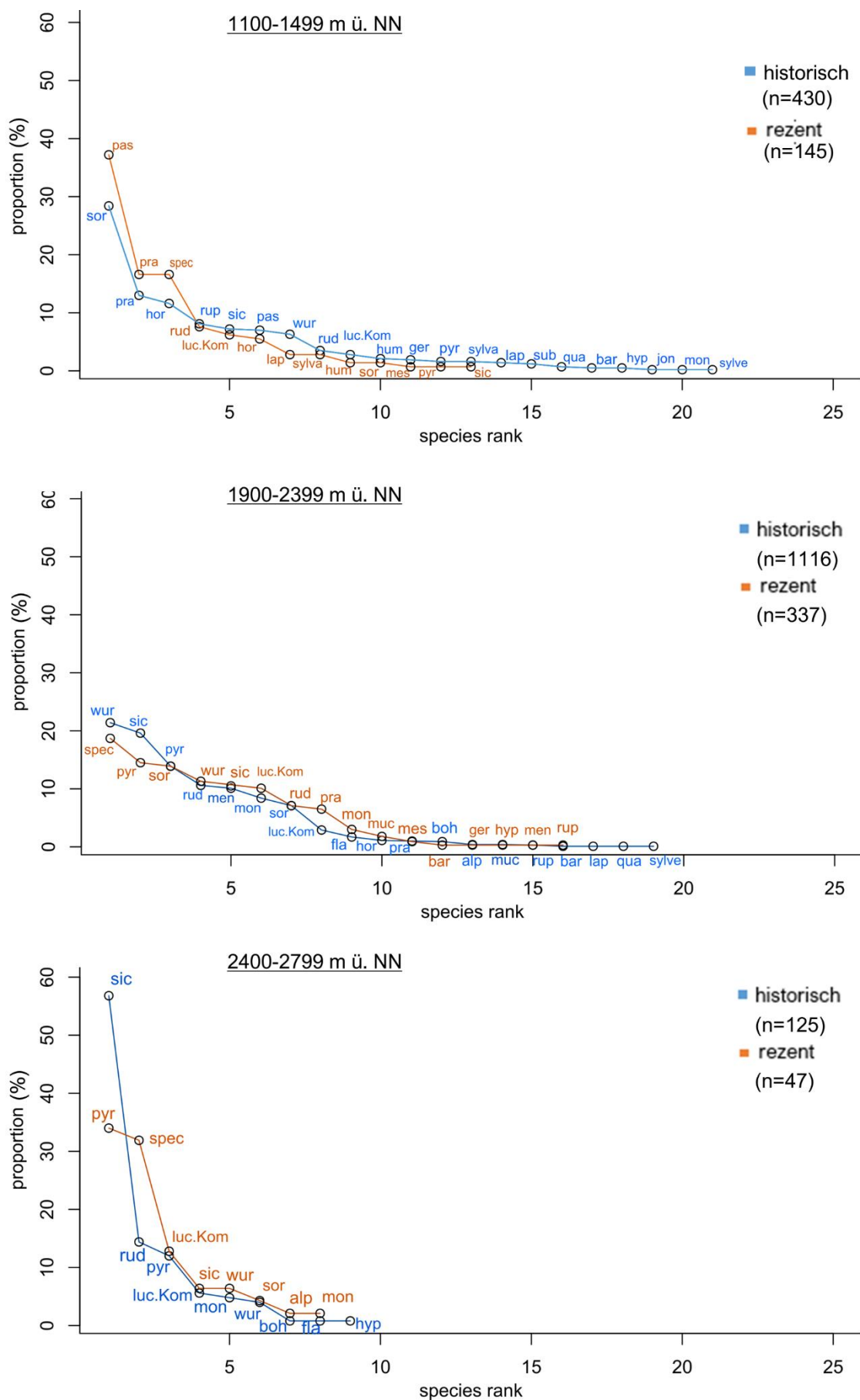


Abbildung 66 Vergleich der relativen Häufigkeiten der Hummelarten in den Höhenklassen – 1935-1937 und 2020

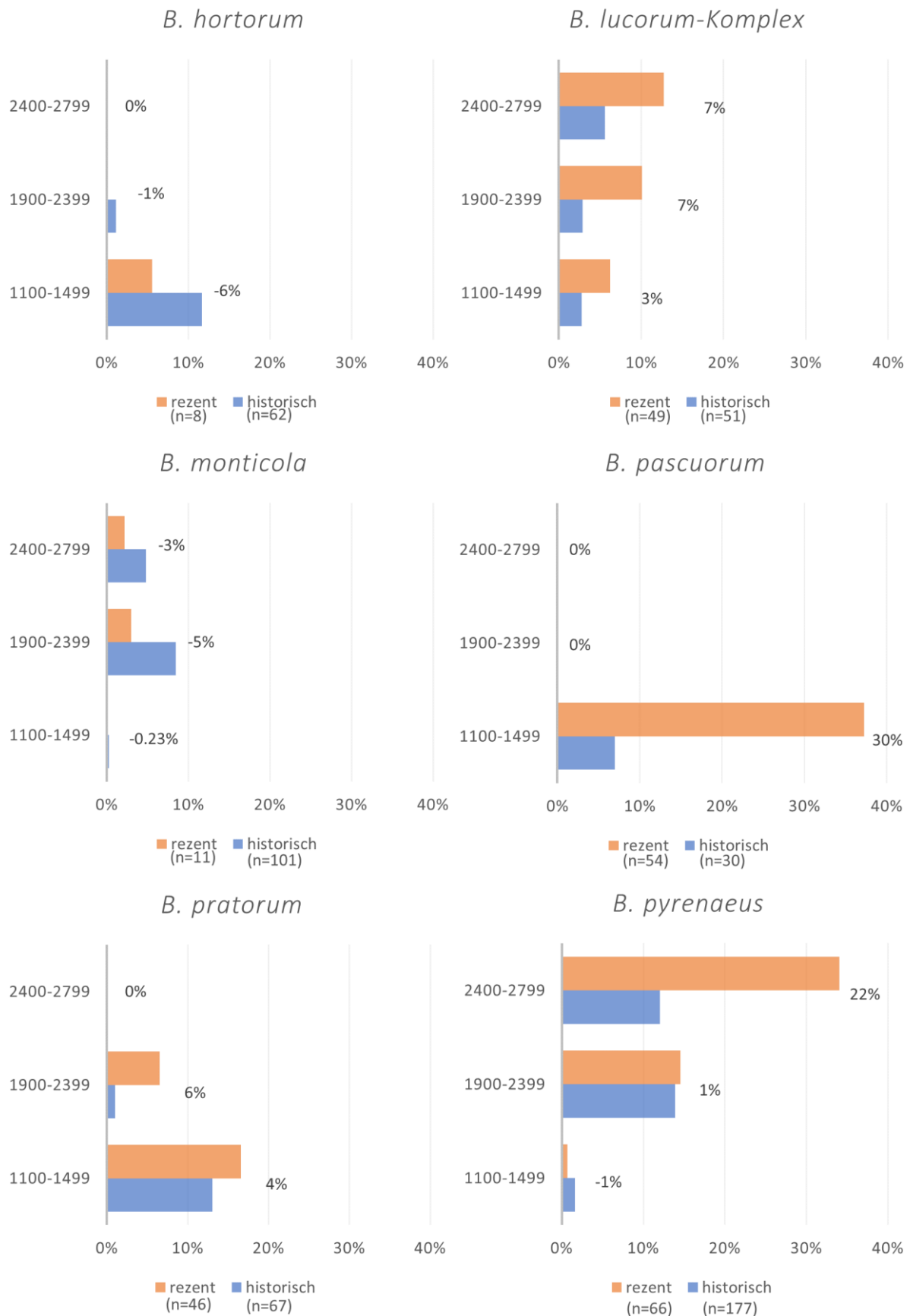


Abbildung 67 Zu- / Abnahme der relativen Anteile einer Art (hor, luc-Kom, mon, pas, pra, pyr) an der gesamten Hummelgemeinschaft in den Höhenklassen über die Zeit

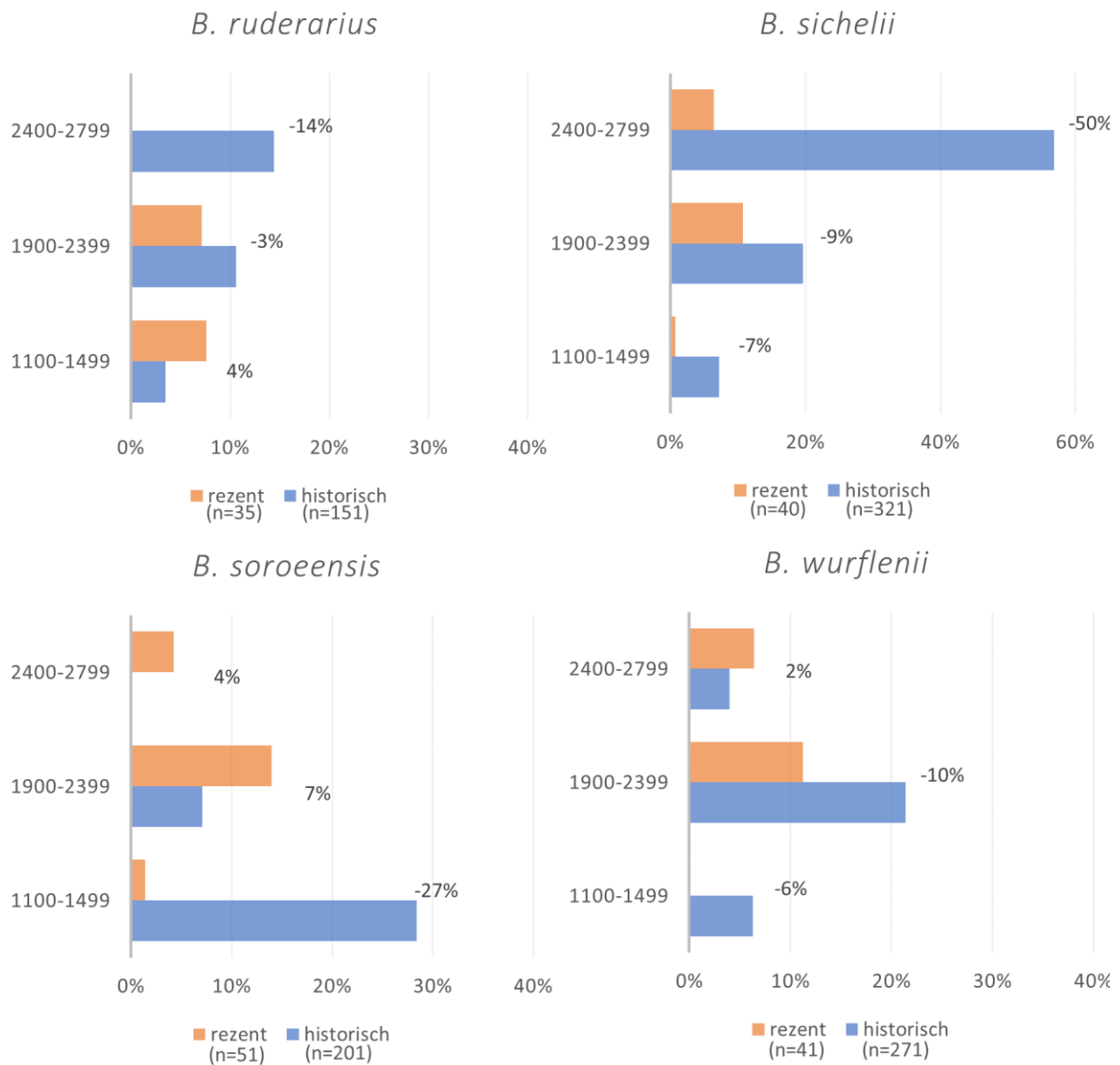


Abbildung 68 Zu- / Abnahme der relativen Anteile einer Art (rud, sic, sor, wur) an der gesamten Hummelmengenschaft in den Höhenklassen über die Zeit

3.4.2.3 Hummel-Diversität in den Höhenklassen im historischen Vergleich

In Abbildung 69 ist die Artenvielfalt in Form von der reinen Artenanzahl (Rarefied species richness) und der Shannon-Diversität in den Höhenklassen im zeiträumlichen Vergleich dargestellt. Die durchgezogene Linie zeigt die Ergebnisse, die auf der tatsächlich dokumentierten Arten- und Individuenanzahl beruhen. Bei der Strichlinie handelt es sich um Hochrechnungen. Bei der Ermittlung der Shannon-Diversität sind Häufigkeiten der Individuen miteinbezogen.

Die Shannon-Diversität der Höhenklassen nimmt 1935-1937 analog zur Artenzahl mit steigender Höhe ab. Dies bedeutet, dass die Höhenklasse 1100-1499 m 1935-1937 die höchste Diversität aufwies und die Klasse 2400-2700 m die geringste. 2020 sinkt die Diversität ebenfalls mit sinkender Artenanzahl, allerdings hat die Stufe 1900-2399 m die mit Abstand höchste Artenvielfalt, gefolgt von der niedrigsten Höhenstufe. Zwischen 2400-2799 m ist die Shannon-Diversität wie auch im Zeitraum 1935-1937 am niedrigsten.

Laut GLM ist die Shannon-Diversität von den Faktoren Aufnahmezeitraum und Höhenklasse abhängig ($p < 0.01$) (s. Anhang S. 244). 8,7% der Varianz werden durch das Modell erklärt. Die Varianzen sind homogen.

Es ist zu erkennen, dass die Diversität in der Höhenklasse 1900-2399 m stabil geblieben ist, während sie bei 1100-1499 m sehr stark abgenommen hat. Die Shannon-Diversität in der obersten Höhenklasse ist gering gestiegen, obwohl 1935-1937 eine Art mehr zwischen 2400-2799 m vorkam (s. Abbildung 69). Tukey's post hoc test bestätigt dieses Bild (s. Anhang S. 245) und zeigt, dass die Shannon-Diversität der untersten Höhenstufe 1935-1937 signifikant ($p < 0.01$) höher war als 2020. Die Höhenklassen 1900-2399 m und 2400-2799 m haben sich über die Zeit nicht signifikant verändert ($p > 0.05$). Ebenfalls nicht signifikant unterschiedlich zueinander ($p > 0.05$) sind die jeweils höchsten Shannon-Indices eines Zeitraums (rezent-1900-2399 - historisch-1100-1499 $p > 0.05$).

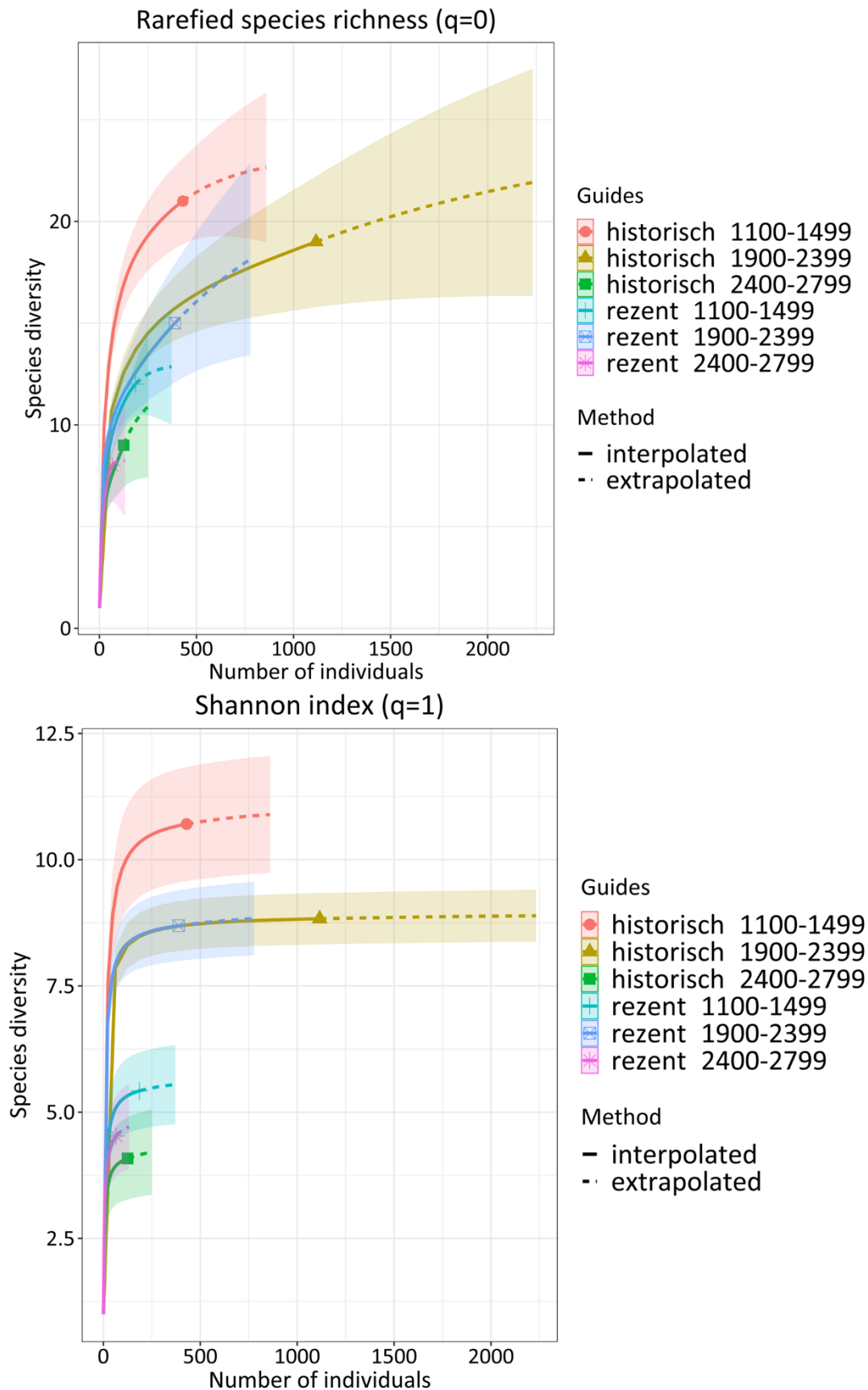


Abbildung 69 Rarefied Species Richness ($q=0$) und Shannon-Diversität ($q=1$) aller Hummeln in den Höhenklassen mit realer (durchgezogene Linie) und hochgerechneter (Strichlinie) Individuenanzahl im zeiträumlichen Vergleich (iNext-Package)

Wie in Tabelle 23 zu sehen ist, ist die Evenness (Gleichverteilung der Individuen in einer Stichprobe) in den Höhenklassen mit dem höchsten Shannon-Index und den meisten Arten am höchsten. Zwischen 1900-2399 m unterscheidet sich der Shannon-Index zwar nur minimal, allerdings sind die Individuen in der Höhenklasse 2020 gleichmäßiger auf die Arten verteilt.

Tabelle 23 Shannon Index, Evenness und Artenanzahl (vegan-Package) in den Höhenklassen im zeiträumlichen Vergleich

Höhenklasse	2020			1935-1937		
	Shannon Index	Evenness	Arten	Shannon Index	Evenness	Arten
1100-1499	1.72	0.69	12	2.46	0.80	21
1900-2399	2.16	0.80	15	2.18	0.74	19
2400-2799	1.54	0.74	8	1.41	0.64	9

3.4.2.4 Artenzusammensetzung der Hummeln in den Höhenklassen im historischen Vergleich

In der folgenden NMDS-Ordination (basierend auf dem Sorensen-Dissimilarity-Index) wird die Unterschiedlichkeit der Artenzusammensetzung in den Höhenklassen im zeiträumlichen Vergleich dargestellt. Die Punkte entsprechen den einzelnen Höhenstufen, die in Höhenklassen gruppiert wurden. Je weiter die Punkte bzw. die Cluster auseinander liegen, desto unähnlicher sind sie zueinander in Bezug auf ihre Artenzusammensetzung. Die Darstellung basiert auf Präsenz/Absenz-Daten - Häufigkeiten wurden nicht mitberücksichtigt. Bei breiteren Höhenstufen werden im Plot die unterster und die oberste Höhe angegeben, bei allen anderen Höhen handelt es sich um 100 Hm-Stufen.

Die Permanova (Permutational multivariate analysis of variance) (s. Anhang S. 246) ergab, dass der Faktor „Höhenklasse“ in den beiden Zeiträumen einen hoch signifikanten Einfluss auf die Distanz der Datenpunkte (Artengemeinschaft der Höhenstufen) hat ($p < 0.01$). Das Modell erklärt 18.36% (R^2) der Varianz. Die Varianzen sind homogen (Permutation test: $p > 0.05$).

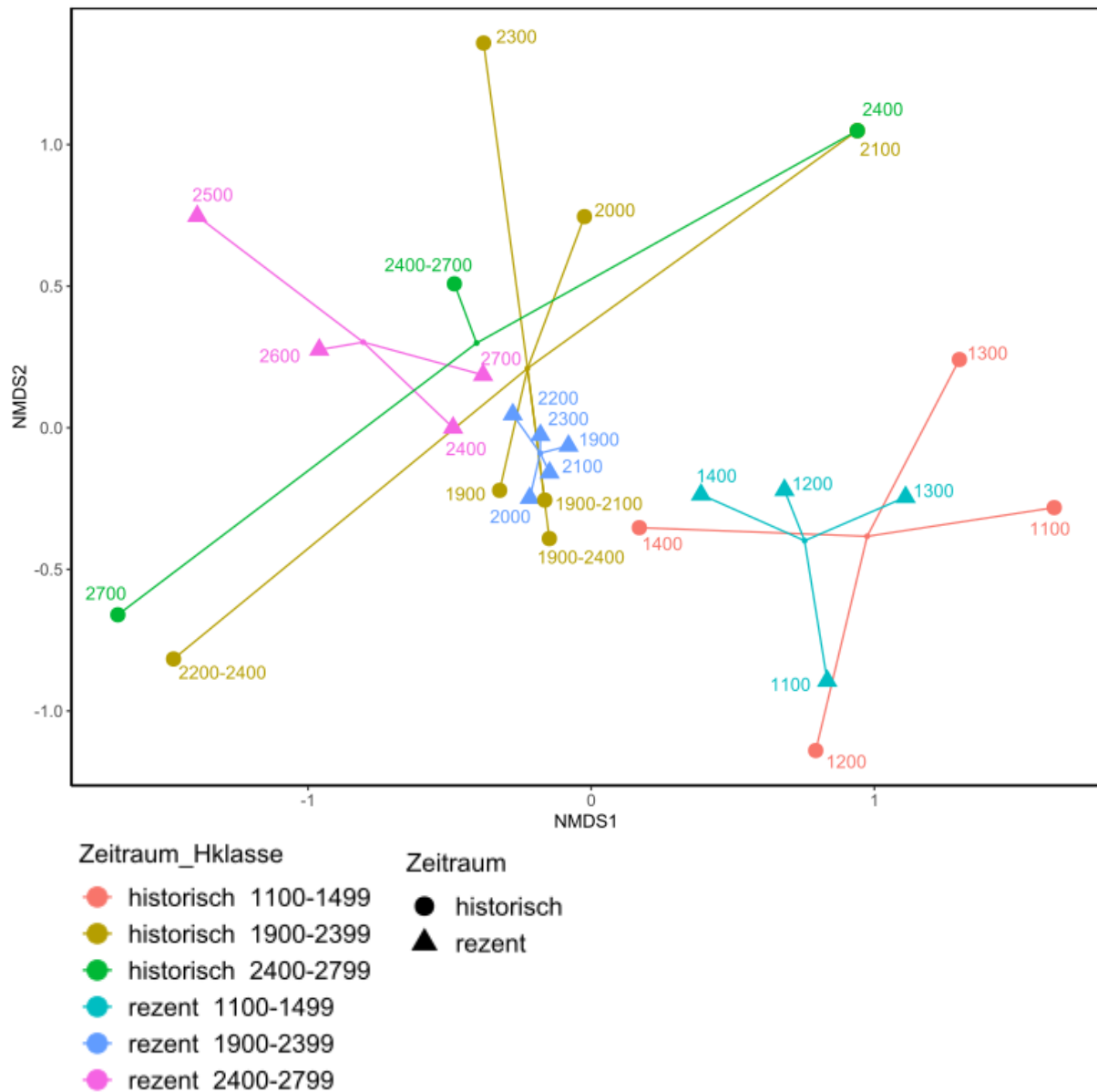


Abbildung 70 Unterschiedlichkeit der Artenzusammensetzung in den Höhenstufen (Distanz der farbigen Punkte zueinander), die innerhalb der Darstellung in definierte Höhenklassen gruppiert wurden (eine Farbe bildet eine Klasse) – Vergleich zwischen 1935-1937 und 2020

Bei den rezenten Daten ist eine Aufspaltung der drei Höhenklassen entlang des Höhengradienten (von unten rechts bis oben links im Bild) zu erkennen. Die historischen Daten weisen eine starke Streuung vor allem für die mittlere und höchste Höhenklasse auf. Diese trennen sich zwar untereinander nicht wesentlich voneinander ab, dafür aber von der untersten Höhenklasse. Die Klasse 2400-2799 m unterscheidet sich deshalb nicht so stark von der mittleren Höhenklasse, da in dieser Klasse wenig Arten und Individuen dokumentiert wurden und die Daten nur aus wenigen Teilgebieten stammen. Auch die rezenten Daten streuen zwischen 2400-2799 m. Die Varianz kommt durch eine geringe Stichprobengröße zu Stande und dadurch, dass in diesen Höhen weniger Gebiete kartiert wurden. Die Zentren der untersten und obersten Höhenklassen des Jahres 2020

orientieren sich entlang des Höhengradienten etwas weiter in Richtung der linken, oberen Ecke des Bildes als die gleichen Klassen im Zeitraum 1935-1937.

Folgend werden die vorkommenden Arten in den Höhenklassen in den beiden Zeiträumen gegenübergestellt.

	historisch			rezent		
	1100-1499	1900-2399	2400-2799	1100-1499	1900-2399	2400-2799
<i>alp</i>						
<i>bar</i>						
<i>boh</i>						
<i>fla</i>						
<i>ger</i>						
<i>hor</i>						
<i>hum</i>						
<i>hyp</i>						
<i>jon</i>						
<i>lap</i>						
<i>luc-Kom</i>						
<i>men</i>						
<i>mes</i>						
<i>mon</i>						
<i>muc</i>						
<i>pas</i>						
<i>pra</i>						
<i>pyr</i>						
<i>qua</i>						
<i>rud</i>						
<i>rup</i>						
<i>sic</i>						
<i>sor</i>						
<i>sub</i>						
<i>sylva</i>						
<i>sylve</i>						
<i>wur</i>						

Abbildung 71 Artenzusammensetzung in den Höhenklassen im zeiträumlichen Vergleich

Die Hummelgemeinschaften in den Höhenklassen sind 1935-1937 unterschiedlicher als 2020. Die Artenzusammensetzung in den Höhenklassen ist dementsprechend zwischen 1935-1937 und 2020 homogener geworden.

Abbildung 72 und Abbildung 73 zeigen die Veränderung der Artengemeinschaften in den Höhenklassen bei Einteilung der Hummeln in die allgemeingültigen Artengruppen nach Höhenverbreitung und Lebensraum.

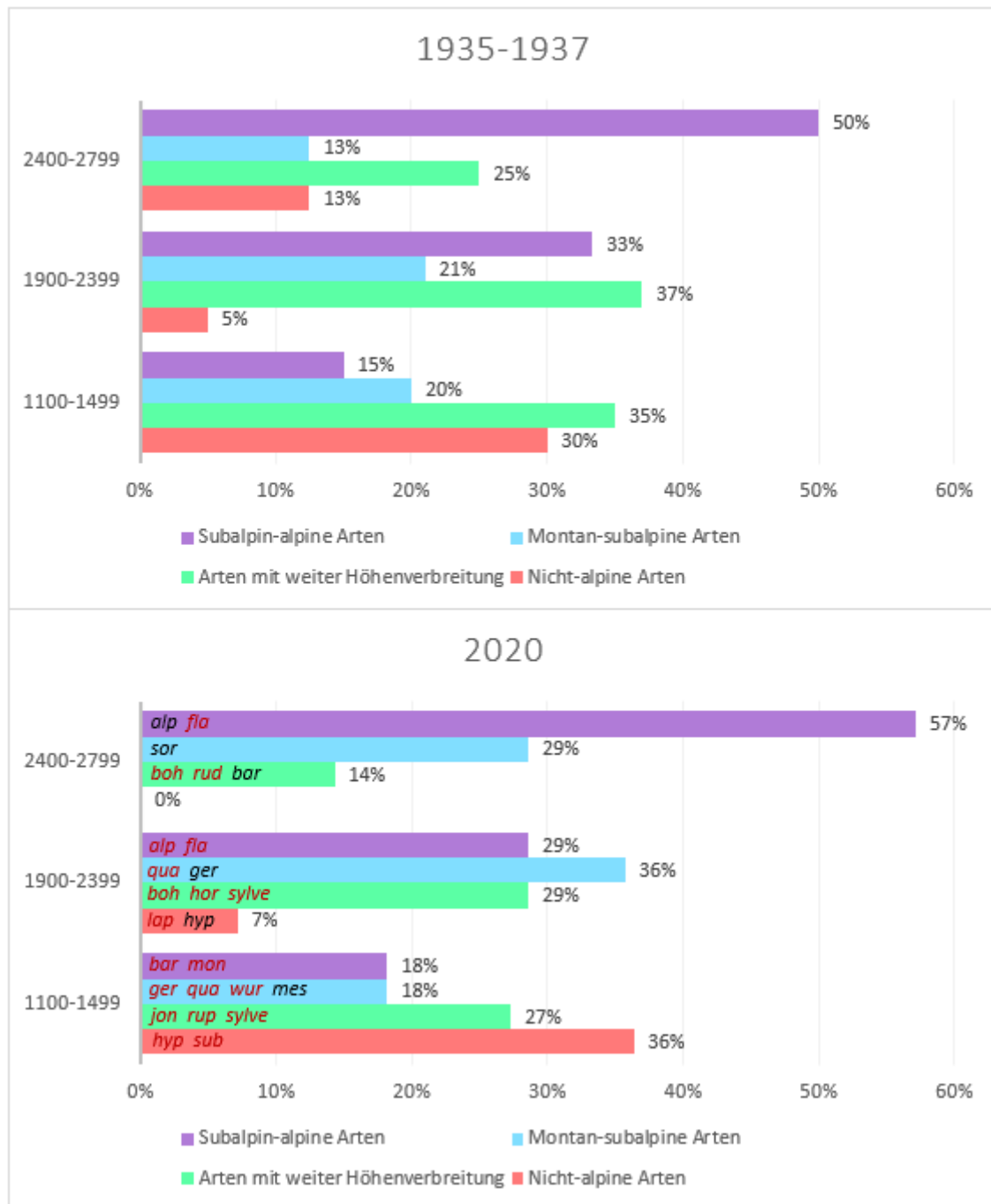


Abbildung 72 Einteilung der Artengemeinschaften nach Höhenverbreitung und die prozentualen Anteile einer Artengruppe an der gesamten Artenzahl in einer Höhenklasse sowie in Rot, die Arten, die 2020 nicht mehr nachgewiesen werden konnten und in Schwarz Arten, die 2020 vorkamen, allerdings 1935-1937 nicht dokumentiert wurden – Vergleich 1935-1937 und 2020

Besonders stark ist der Anteil an montan-subalpinen Arten in den Höhenklassen 1900-2399 m und 2400-2799 m gestiegen. Der Anteil subalpin-alpiner Arten hat in der obersten und niedrigsten Höhenstufe zugenommen und zwischen 1900-2399 m abgenommen. Nicht-alpine Arten sind in der unteren und mittleren Höhenklasse anteilig häufiger und zwischen 2400-2799 m weniger geworden. Arten mit weiter Höhenverbreitung haben über alle Höhenklassen hinweg Anteile verloren.

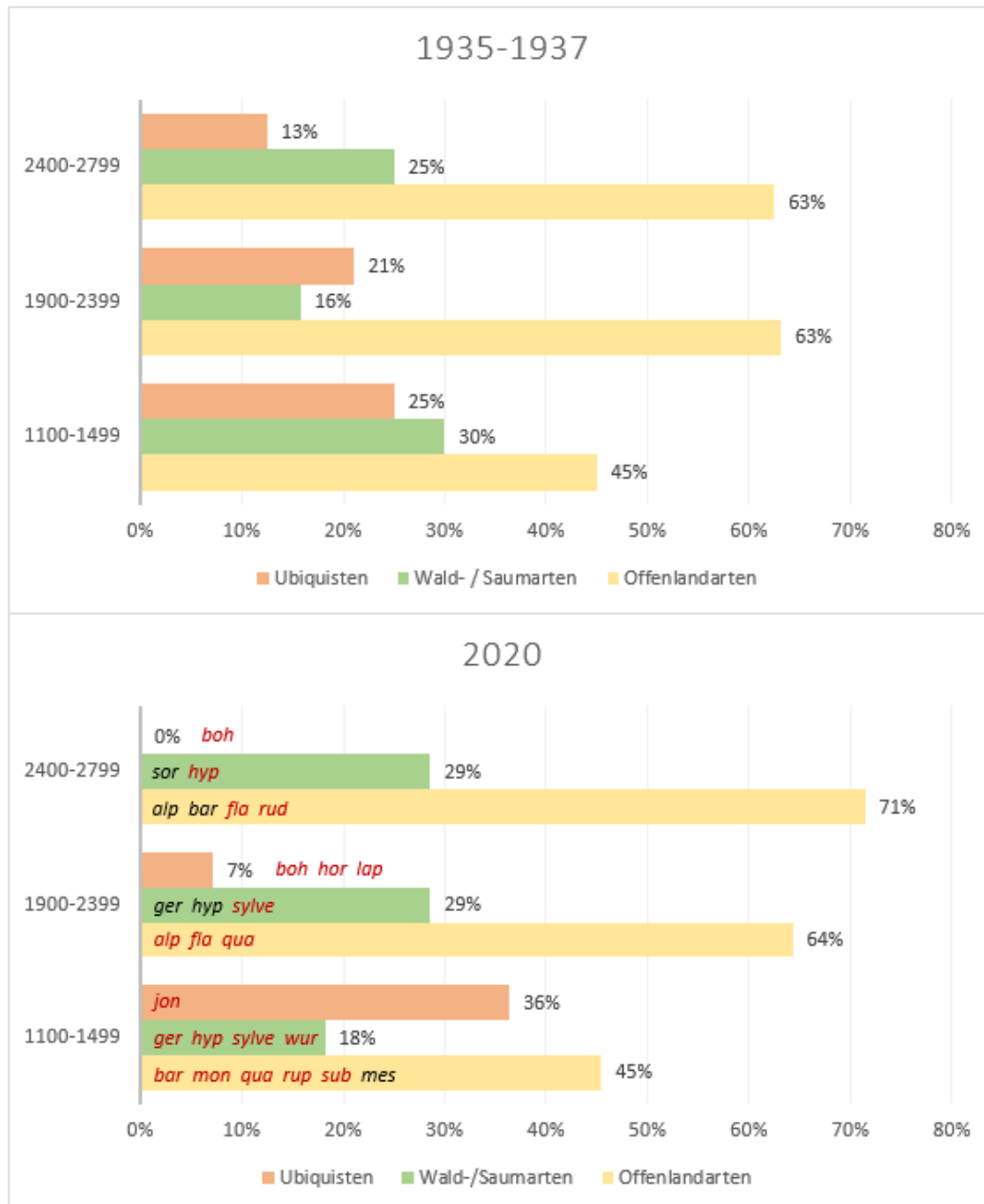


Abbildung 73 Einteilung der Artengemeinschaft nach Lebensraum und die prozentualen Anteile einer Artengruppe an der gesamten Artenzahl in einer Höhenklasse sowie in Rot, die Arten, die 2020 nicht mehr nachgewiesen werden konnten und in Schwarz Arten, die 2020 vorkamen, allerdings 1935-1937 nicht dokumentiert wurden – Vergleich 1935-1937 und 2020

Der Anteil an Offenlandarten steigt mit der Höhe. Im Jahr 2020 haben die Anteile an Offenlandarten auf 2400-2700 m stärker zugenommen als 1935-1937. Wald- und Saumarten haben im zeit-räumlichen Vergleich in der unteren und mittleren Höhenstufe anteilig abgenommen. Der Effekt, dass der Anteil an Generalisten bei steigender Höhe sinkt, ist 2020 wesentlich deutlicher zu erkennen als zu Pittionis Zeiten. Schon zwischen 1900-2399 m kamen kaum mehr Generalisten vor, bei 2400-2799 m wurden keine mehr gesichtet. Insgesamt hat die Gruppe der Ubiquisten in der untersten Höhenstufe dazu gewonnen, während Wald- und Saumarten verloren haben. Der Anteil an Offenlandarten ist in der Höhenstufe stabil geblieben.

3.5 Welche Rolle spielt die Temperaturveränderung bei der Veränderung der Hummelgemeinschaften entlang des Höhengradienten zwischen 1935-1937 und 2020?

Für die Klimaanalyse wurden die Datensätze aus den beiden Zeiträumen aneinander angeglichen. *Bombus* sp. wurde ausgeschlossen sowie *B. cryptarum* und *B. lucorum* als „*B. lucorum*-Komplex“ zusammengefasst. Zudem wurden die Daten des Raseggbachtals (2020) exkludiert, da dieses Gebiet erst ab 1400 m beginnt und daher nicht repräsentativ für die erste Höhenklasse (1100-1499 m) ist, zum anderen die Daten des Figerhorns und des Kals-Matreier-Törls (1935-1937), da in den Gebieten nur *B. ruderarius* dokumentiert wurde (möglicherweise Nestaushub). Für das Jahr 2020 wurden alle Daten ab 2800 m ausgeschlossen, da für den Zeitraum 1935-1937 nur Daten bis zu dieser Höhe vorliegen. Für den Zeitraum 1935-1937 wurden nur die Daten aus der Datenbank verwendet und keine Hinweise aus der Publikation (Pittioni, 1937). *B. mesomelas* wurde daher für beide Zeiträume ausgeschlossen. Um die Stichprobengröße zu erhöhen und mehr Varianz unter den Höhenklassen zu erzeugen, wurden die Aufnahmeorte nach Aufnahmezeitraum getrennt und aggregiert. Daten ohne Angabe zu Höhe und Datum wurden ausgeschlossen. Die Frühjahrsdurchschnittstemperatur (März-Juni) wurde den Höhen und Zeiträumen zugeordnet.

Die Klimamodellierungen (s. Kapitel 2.1.1.1 „Klima und Temperaturveränderung im Kalsbachtal“ und 2.4 „Klimadaten“) zeigen, dass die Erwärmung des Aufnahmegebiets zwischen den beiden Perioden im Frühjahr (März-Juni) 1,7-1,8 °C beträgt. Der lokale vertikale Temperaturgradient liegt bei 6,8 °C pro 1000 m. Damit verschieben sich die thermischen Verhältnisse im Frühjahr (März-Juni) zwischen den beiden Perioden um 257 m in die Höhe bzw. um 147 m pro Grad. Die Temperatur sinkt mit der Höhe um durchschnittlich 0,68 °C pro 100 Höhenmeter. Mikroklimatische Aspekte sind bei den Modellen nicht berücksichtigt.

Artengemeinschaften in den Temperaturbereichen der Höhenklassen

In den drei Höhenklassen herrschten während der beiden Aufnahmezeiträume unterschiedliche durchschnittliche Frühjahrs-Temperaturen. Durch das Wissen über die Höhenverbreitung der Hummeln und der Zuordnung von Temperaturen zu den Höhen, kann festgestellt werden, welche Arten in beiden Zeiträumen in welchen Temperaturbereichen vorkamen (s. Abbildung 74).

Tabelle 24 Durchschnittliche Frühjahrs-Temperatur (März-Juni) in den Höhenklassen in den beiden Zeitperioden

Höhenklasse (m ü. NN)	Frühjahrstemperatur 1905-1935	Frühjahrstemperatur 1991-2020
1100 - 1500	6,32 °C	7,99 °C
1900 - 2400	0,33 °C	2,21 °C
2400 - 2800	-2,67 °C	-0,83 °C

In Abbildung 74 sind die Arten nach ihren beflogenen Temperaturbereichen geordnet. *B. alpinus* kam bei den kältesten Temperaturen vor. *B. lapidarius*, *B. humilis*, *B. pascuorum* und *B. sylvarum* beflogen die wärmsten Temperaturbereiche des Gebiets.

Abbildung 75 zeigt die besuchten Temperaturbereiche der Artengruppen. Subalpin-alpine Arten haben ihre Temperaturbandbreite am meisten vergrößert. Arten, die über weite Höhenbereiche vorkommen sowie nicht-alpine Arten haben 2020 ihren Schwerpunkt in wärmeren Temperaturbereichen als 1935-1937. Offenlandarten und Ubiquisten haben ihren Temperaturbereich ebenfalls vor allem in wärmere Bereiche erweitert. Wald- und Saumarten sind die einzige Gruppe, die (Ausreißer ausgeschlossen) ihre Bandbreite nicht hin zu wärmeren Bereichen ausgedehnt hat.

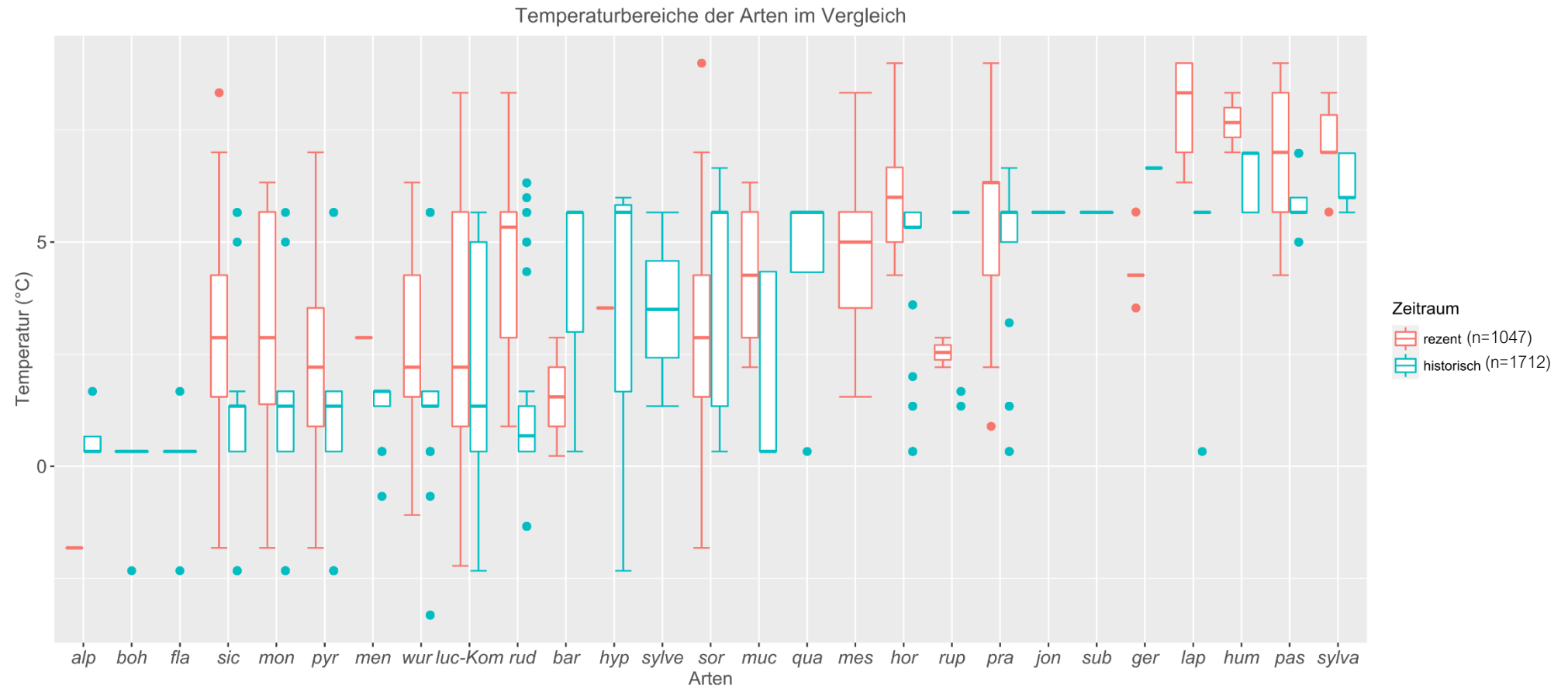


Abbildung 74 Beflogene Temperaturbereiche aller Arten im zeiträumlichen Vergleich (n rezent=1047, n historisch=1712, ohne *Bombus* sp.)

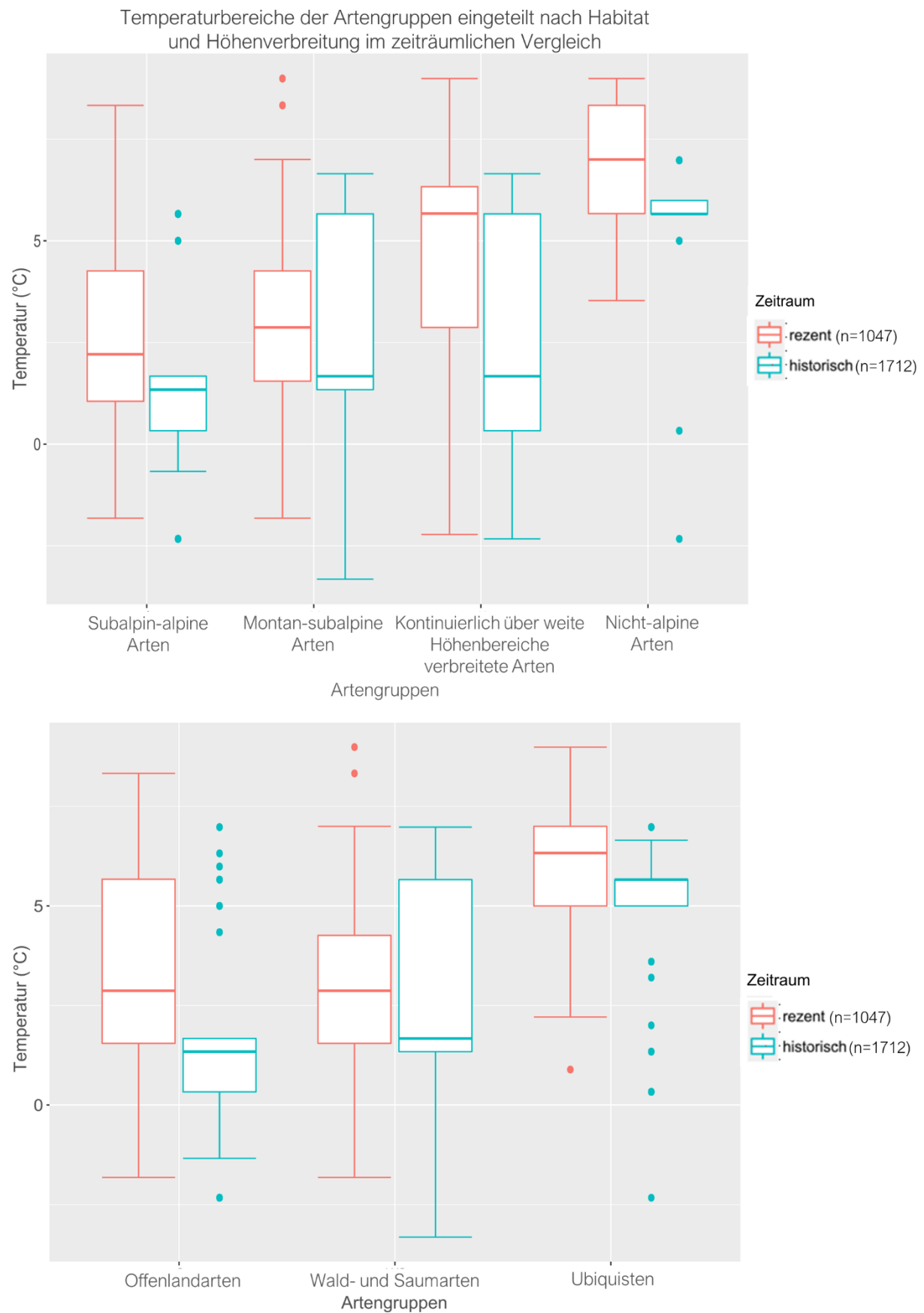


Abbildung 75 Beflogene Temperaturbereiche der Artengruppen im zeiträumlichen Vergleich (n rezent=1047, n historisch=1712, ohne *Bombus* sp.)

Für die Klimaanalyse wurde eine CAP-Ordination (Abbildung 76) erstellt, die auf einer „Chao-distance-matrix“ basiert, die ungleich verteilte Stichprobengrößen (wie im Fall der historischen Daten zu den rezenten Daten) ausgleicht. Bei der Ordination werden daher Häufigkeiten mitberücksichtigt. Die Ordination zeigt die Unterschiedlichkeit der Artengemeinschaften in den Höhenklassen und Temperaturbereichen in den Zeiträumen 1935-1937 und 2020. Die Punkte entsprechen den einzelnen Aufnahmeteilgebieten in der entsprechenden Periode, die nochmals nach Aufnahme-datum innerhalb der Perioden aufgetrennt wurden, um für die Teilgebiete mehr Varianz zu erhalten. Die Punkte wurden in die drei Höhenklassen gruppiert. Je weiter die Punkte bzw. die Gruppen auseinander liegen, desto unähnlicher sind sie zueinander in Bezug auf ihre Artenzusammensetzung.

Über eine Anova (analysis of variance) wurde getestet, welche Faktoren die Artenzusammensetzung am meisten beeinflussen. Heraus kam, dass die Faktoren „Höhe“ und „Temperatur (T mean [°C])“ für die Artengemeinschaften ausschlaggebend sind. Die Permanova (Permutational multivariate analysis of variance) (s. Anhang S. 247) zeigte, dass alle verwendeten Faktoren (Zeitraum, Höhe, Temperatur) einen signifikanten ($p < 0.05$) Einfluss auf die Artenzusammensetzung haben. Die unabhängige Variable, die den größten Einfluss hat, ist die Höhe mit 29,51% ($p = 0.001$, $R^2 = 0.2951$), gefolgt von der Temperatur mit 10,09% ($p = 0.001$, $R^2 = 0.1009$) und dem Zeitraum mit 5,98% ($p = 0.01$, $R^2 = 0.0598$). Das Modell erklärt insgesamt 68,11% der Varianz. Die Varianzhomogenität ist für alle Faktoren gewährleistet (Permutation test: $p > 0.05$).

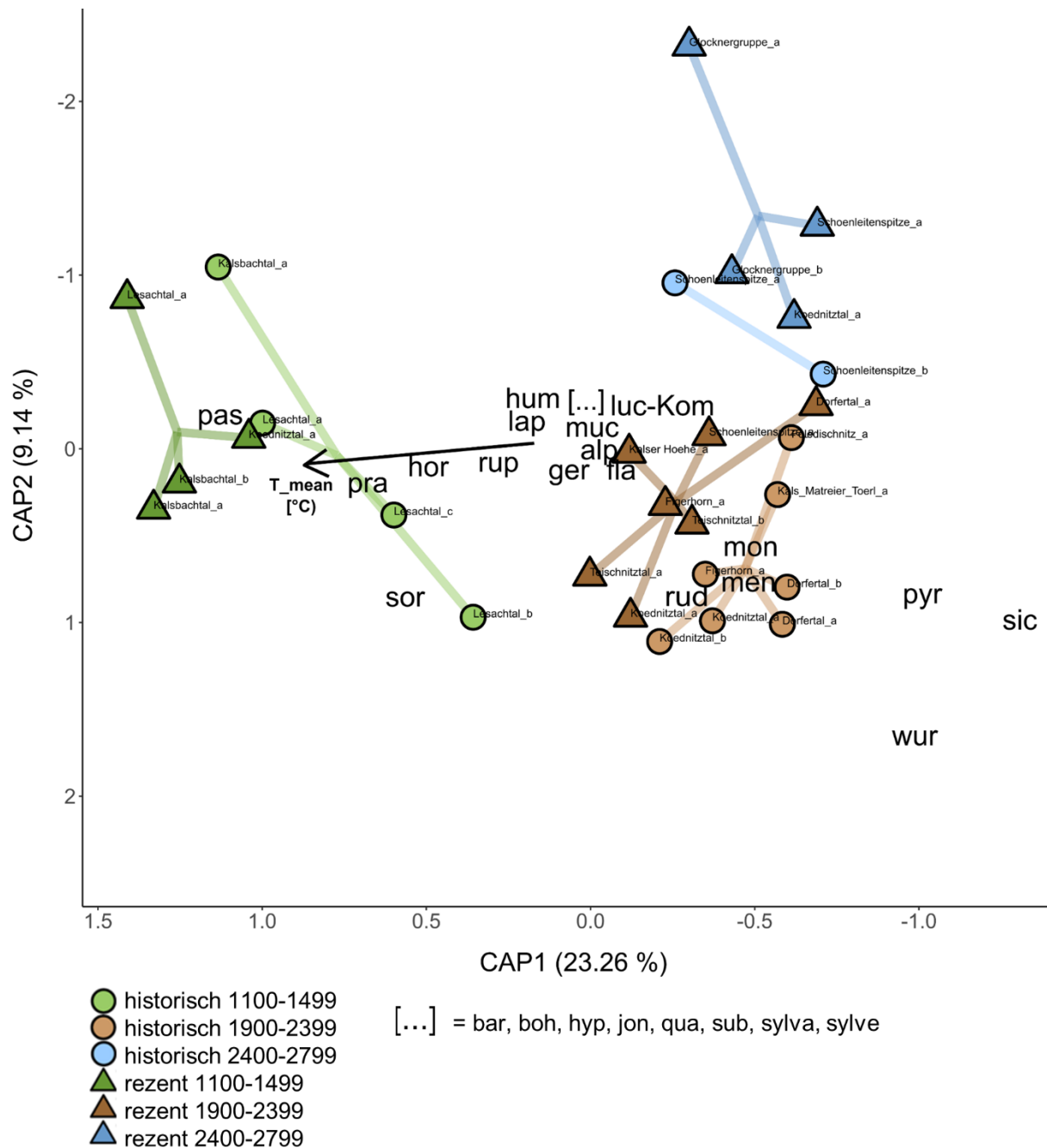


Abbildung 76 Entwicklung der Artenzusammensetzung durch den Faktor „Temperaturerwärmung“ an den Sammelpunkten (Distanz der Punkte zueinander), die innerhalb der Darstellung in definierte Höhenklassen gruppiert wurden (eine Farbe bildet eine Klasse) – 1935-1937 und 2020

Die Artengemeinschaften der drei Höhenklassen trennen sich innerhalb der Abbildung auf. Die niedrigste Höhenklasse ordnet sich mittig links im Bild ein, die mittlere Höhenklasse weiter rechts und die höchste findet sich oberhalb der mittleren Höhenklasse wieder. Die Höhenklasse 2400-2799 m ist aufgrund einer geringen Stichprobengröße, wenig Arten und da die Daten aus wenigen Teilgebieten stammen, nur bedingt zu interpretieren. Als weiterer Faktor ist die Durchschnittstemperatur als Pfeil dargestellt. Die rezenten und historischen Daten bilden innerhalb der Höhenklasse jeweils eigene Cluster. Die rezenten Daten der unteren beiden Höhenklassen liegen etwas weiter

links bzw. bei höheren Werten der x-Achse als die historischen und korrelieren daher mit höheren Temperaturen (s. Pfeil) und niedrigeren Höhen. Die historischen Daten liegen bei niedrigeren Werten auf der x-Achse und werden daher eher mit kühleren Temperaturen und größerer Höhe assoziiert. Daraus lässt sich schließen, dass sich die Artenzusammensetzung der Höhenklassen über die Zeit um die Distanz der Datenpunkte verändert hat und nun in Verbindung mit wärmeren Temperaturbereichen steht. Die Kürzel der Arten in der Abbildung geben an, welche Arten in welchen Höhen und Temperaturbereichen in beiden Zeiträumen eine bedeutende Rolle für die Artenzusammensetzung spielen. Die CAP-Ordination zeigt, dass sich Veränderungen der Artengemeinschaft anhand der Höhe und der Temperaturerwärmung erklären lassen.

Anpassung der Hummeln in den Höhenklassen an die Temperaturerwärmung

Um die Anpassung der Hummelgemeinschaften an die Temperaturerwärmung zu ermitteln, wurde der Community Temperature Index (°C) (CTI) für die Höhenklassen berechnet. Der CTI wird aus dem gewichteten Mittel (community weighted mean) der Species Temperature Indices (°C) (STI), der in einer Höhenklasse vorkommenden Arten, gebildet. Für den Zweck wurden Häufigkeiten berücksichtigt. Der STI stellt den Mittelwert der mittleren Jahrestemperatur der Gebiete dar, in denen die Art verbreitet ist (europaweit). Die STIs für alle Hummelarten wurden von Rasmont et al. (2015) übernommen (s. Anhangs. 248). Für *Bombus lucorum*-Komplex wurde der Mittelwert der STIs von *B. cryptarum* und *B. lucorum* verwendet.

Der CTI der gesamten Hummelgemeinschaft im Untersuchungsgebiet hat sich um 0,94 °C gesteigert bei einer durchschnittlichen Temperaturerwärmung von 1,75°C im Gesamtgebiet. In Abbildung 77 ist die Erhöhung des CTIs in den drei Höhenklassen dargestellt. Die Höhenklasse 2400-2799 m ist aufgrund einer geringen Stichprobengröße, wenig Arten und da die Daten aus wenigen Teilgebieten stammen, nur bedingt zu interpretieren.

In beiden Zeitperioden sinkt der CTI mit steigender Höhe, da sich höhere Gebiete aus Arten mit niedrigen STIs zusammensetzen. Bei dem Vergleich der beiden Zeiträume zeigt sich, dass der CTI in allen drei Höhenstufen 1935-1937 gestiegen ist. Die Artenzusammensetzung in den Höhenklassen hat sich demnach so verändert, dass sich die Klassen im Jahr 2020 aus Arten mit einem höheren STI zusammensetzen. Diese Entwicklung lässt auf einen Arten-Turnover in den Höhenklassen hin zu Wärme-angepassten Arten schließen.

Laut GLM ist der Community Temperature Index (°C) von den Faktoren Zeitraum und Höhenklasse abhängig ($p < 0.01$) (s. Anhang S. 249). 13.2% der Varianz werden durch das Modell erklärt. Die Varianzen sind homogen. Tukey's post hoc test zeigt, dass der CTI der Höhenklassen 1100-1499 m und 1900-2399 m in beiden Zeiträumen signifikant ($p < 0.05$) unterschiedlich ist. Der

CTI der niedrigeren Höhenklasse ist jeweils höher. Zudem ist der CTI in der Höhenklasse 1100-1499 m zwischen 1935-1937 und 2020 signifikant gestiegen ($p < 0.05$). Die CTIs der beiden Zeiträume in den oberen Höhenklassen sind nicht signifikant unterschiedlich ($p > 0.05$).

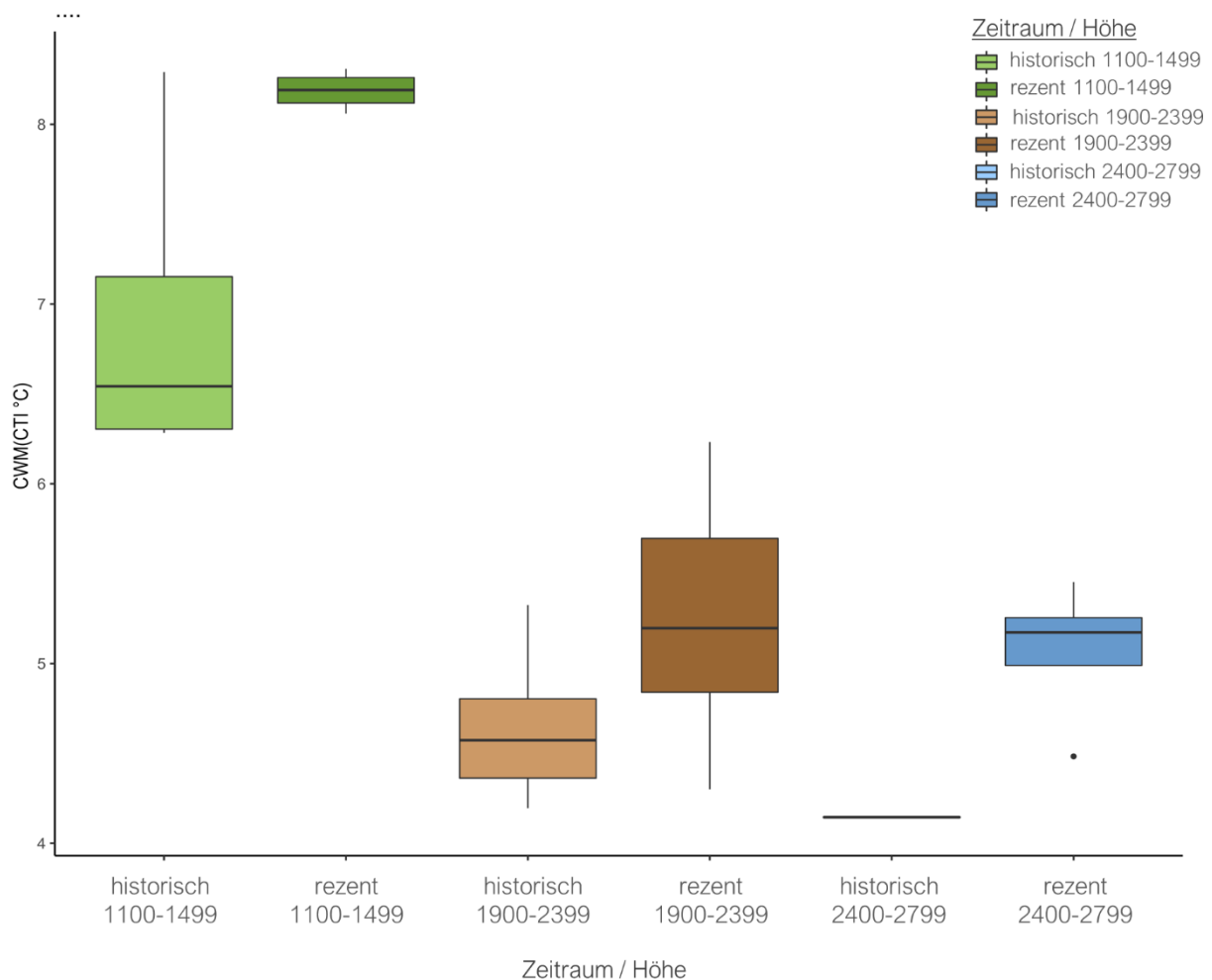


Abbildung 77 Entwicklung des Community Temperature Index (°C) in den Höhenklassen über die Zeit

Das sich der CTI über die Zeit erhöht hat, ist ein Zeichen dafür, dass sich die Hummelgemeinschaft an die Temperaturerwärmung anpasst.

Wenn von einer durchschnittlichen Erwärmung im Gesamtgebiet von 1.75 °C ausgegangen wird und die Temperatur mit einem Höhenanstieg von 100 m um 0.68 °C sinkt, was bedeutet, dass sich die thermischen Verhältnisse um 147 m pro Grad Erwärmung verschieben, dann ist davon auszugehen, dass die Temperaturerhöhung zu einer Verschiebung der Hummelfauna von 257 m in die Höhe zwischen den beiden Perioden geführt hat. Ein gestiegener CTI vom 0.94 °C im Gesamtgebiet bedeutet allerdings, dass sich die Hummelfauna insgesamt nur um 138 m aufwärts verschoben hat. Die Hummelfauna hat sich dementsprechend zu 54% an die Temperaturerwärmung angepasst. Im Umkehrschluss heißt das, dass die gesamte Hummelfauna im Untersuchungsgebiet um 119 m hinter der beobachteten Klimaerwärmung zurückbleibt.

4 Diskussion und Schlussfolgerungen

Zwischen den beiden Perioden wurden eindeutige Änderungen der Hummelfauna festgestellt, sowohl in den Aufnahmegebieten als auch in den Höhenklassen. Ein Effekt der Temperatur auf die Veränderung der Hummelfauna konnte dargelegt werden.

4.1 Art-Belege und nicht mehr nachgewiesene Hummeln

Im Jahr 2020 wurden sieben Hummelarten weniger nachgewiesen als 1935-1937. Fünf der nicht mehr nachgewiesenen Hummeln sind Kuckuckshummeln (*B. bohemicus*, *B. flavidus*, *B. quadricolor*, *B. sylvestris* und *B. campestris*). Das Vorkommen von Kuckuckshummeln steht für eine stabile Wirtspopulation (Kopf, 2003, 2008; Schmid-Egger et al., 1995), denn die Parasiten hängen stark von ihren Wirten ab (Müller et al., 1997) und können nur existieren, wenn diese stabile Populationen bilden. Kuckuckshummeln verringern bei ungünstigen Lebensbedingungen zuerst ihre Bestandsdichte (Wolf, 1985).

Bei welche Wirtsarten sich die Kuckuckshummeln reproduzieren, ist nicht immer genau einzuschätzen (Lhomme & Hines, 2019). Die Hauptwirte sind jedoch bekannt, sodass unstrittig ist, dass *B. bohemicus* bei *B. lucorum* und *B. cryptarum* parasitiert, *B. campestris* bei *B. pascuorum* und *B. humilis* sowie *B. sylvestris* bei *B. pratorum*. *B. quadricolor* hat *B. soroeensis* zur Wirtin und *B. flavidus* sucht sich vor allem *B. monticola* und *B. jonellus* als Wirtshummel (Amiet & Krebs, 2019; Hagen & Aichhorn, 2014; Westrich, 2019; Wiesbauer, 2017). Einige der Wirtshummeln sind 2020 sehr dominant (*B. pratorum*, *B. pascuorum*, *B. lucorum*-Komplex), andere wurden im gesamten Untersuchungsgebiet nicht nachgewiesen (*B. jonellus*) oder waren selten (*B. humilis*, *B. hypnorum*). Die wenigen Individuen von *B. barbutellus* flogen 2020 in größerer Höhe als ihre Wirtin (*B. hortorum*). *B. rupestris* parasitiert vor allem bei *B. lapidarius* (selten im Jahr 2020) im Tal und *B. sichelii* am Berg (Westrich, 2019; Wiesbauer, 2017).

Die ebenfalls nicht mehr nachgewiesene *B. jonellus* wurde 1935-1937 nur einmal dokumentiert und ist insgesamt eher selten. Die Art kommt bis zur Krummholzstufe vor, meist in offenen Landschaften (Wiesbauer, 2017). *B. subterraneus* bevorzugt strukturreiche Wiesenlandschaften bis zur Bergwaldstufe (Hagen & Aichhorn, 2003). Zwei der im Rahmen dieser Arbeit nicht mehr gesichteten Hummeln wurden in den 2000er Jahren noch im Kalsbachtal dokumentiert: *B. bohemicus* (2008), *B. sylvarum* (2011) (Gros, 2007; Datenbank Johann Neumayer). Die nicht mehr nachgewiesenen Hummelarten waren auch zu Pittionis Zeiten nicht häufig, die Artenanzahl aber deutlich höher. Es ist keine neue Art hinzugekommen.

Dass Hummelpopulationen jährlich stark schwanken können, zeigen Untersuchungen, bei denen die gleichen Flächen mehrere Jahre kartiert wurden (Neumayer & Paulus, 1999; Neumayer 2010).

In den Hohen Tauern (Neumayer & Paulus, 1999) zeigten sich einige Arten in einem Jahr sehr dominant, während sie in einem anderen Jahr wesentlich seltener vorkamen. Ein Beobachten der Hummelfauna über mehrere Jahre führt zu aussagekräftigeren Daten sowie einem vollständigen Abbild der Bestandssituation der Hummeln. Einjährige Untersuchungen mit mehrjährigen Erhebungen zu vergleichen, ist daher immer mit der Schwäche verbunden, dass die Daten aus dem einen Jahr einen geringeren zeitlichen Ausschnitt abbilden (s. a. Fourcade et al., 2019). Die rezenten Erhebungen fanden nur in einem Jahr statt und jedes Transekt wurde nur einmal begangen, während bei den drei historischen Referenzjahren verschiedene Teilgebiete in unterschiedlichen Jahren besammelt wurden.

Das Vorkommen und Nicht-Vorkommen von Hummelarten sowie deren Abundanzen und Dominanzen in einer Saison kann verschiedene Gründe haben. Zum einen können klimatische Faktoren des Vorjahres wie Hitzewellen und Trockenheit zu einem Verschwinden von Hummeln führen (Iserbyt & Rasmont, 2012). Temperatur und Niederschlag können die Mortalität und Fruchtbarkeit von Hummeln direkt und indirekt durch Änderungen der Blütenressourcen beeinflussen (Soroye et al., 2020). Andere mögliche Gründe sind Veränderungen in der Landnutzung (Goulson, 2010a; Herrera et al., 2014; Marshall et al., 2018) und Ressourcenverfügbarkeit (Classen et al., 2015; Neumayer & Paulus, 1999). Eine geringe Hummeldichte führt zu geringeren Auffindungsmöglichkeiten, sodass es möglich ist, dass in einem Gebiet mehr Arten vorkommen als gefunden werden konnten. Auch die Witterung innerhalb einer Saison spielt eine Rolle. Nach besonders heißen Tagen ist die Hummelabundanz eher gering, während sie nach Regentagen meist höher ist (Cameron et al., 2011).

Neben der Temperaturerwärmung kam es im Untersuchungsgebiet zu einem Landschaftswandel (s. Kapitel 2.1.1.5). Früher gab es in Kals am Großglockner mehr Bergmähder, die heute nicht mehr gemäht werden. Die Wiesen werden weniger und sind langgrasiger und damit blütenärmer. Es ist davon auszugehen, dass eine Kombination aus klimatischen und landschaftlichen Veränderungen für den Zustand der lokalen Hummelfauna verantwortlich ist (vgl. Fourcade et al., 2019; Marshall et al., 2018, 2020), doch auch der Faktor der einjährigen Erhebung und damit verbundene Unsicherheiten aufgrund natürlicher, saisonaler Schwankungen der Populationen müssen bei den Schlussfolgerungen berücksichtigt werden. Auch wenn es auffällig ist, dass 2020 überwiegend weniger Kuckuckshummeln gesichtet wurden, würde daher ein in Frage stellen der Stabilität der gesamten Wirtshummelpopulationen zu weit gehen.

4.2 Veränderung der Hummelfauna in den Aufnahmeteilgebieten und deren Lebensraumpräferenzen

• Welche Täler wichen 1935-1937 und 2020 vom Gesamtbild ab? • Gab es signifikante Änderungen in einem der Teilgebiete? • Wie homogen ist die Verteilung der Arten in den Aufnahmeteilgebieten? • Wie hat sich die Artenvielfalt verändert? • Gibt es Lebensraumpräferenzen der Hummeln und hat ein Habitattyp eine besondere Bedeutung?

Eine Veränderung der Hummelfauna war in allen Gebieten festzustellen, ob in Form eines Arten-Austauschs oder eines starken Artenverlusts bis hin zur Besiedlung neuer Gebiete. Die Gesamtindividuenzahl ist in einigen Teilgebieten (Transektdaten 2020: Lesachtal, Figerhorn, Raseggbachtal, Kalser Höhe, Schönleitenspitze, Glocknergebiet; 1935-1937: Kalsbachtal, Foledischnitz, Raseggbachtal) gering (Hummelanzahl ≤ 55), sodass die Ergebnisse vorsichtig zu interpretieren sind. Bei den historischen Daten birgt die unbekannte Sammel- und Dokumentationsmethode Pittionis zusätzliche Unsicherheiten, während 2020 alle Teilgebiete methodisch einheitlich kartiert wurden.

1935-1937 wurden im Lesachtal im Vergleich zu den anderen Teilgebieten besonders viele Arten dokumentiert. Hierbei ist anzumerken, dass die Hummelfunde des Lesachtals gesondert auf das Jahr 1936 datiert wurden, während die restlichen Gebiete zum Großteil 1935 und zu einem kleineren Anteil 1937 aufgenommen wurden. Die Hummelpopulation unterliegt oft starken jährlichen Schwankungen (Neumayer, 1999; Iserbyt & Rasmont, 2012), sodass das Aufnahmejahr durchaus Auswirkungen auf den Vergleich der Funde aus verschiedenen Aufnahmeteilgebieten, die in unterschiedlichen Jahren kartiert wurden, haben kann.

2020 zeigte sich die Hummelfauna im Lesachtal artenärmer und im Verhältnis zu den anderen Tälern wurde ebenfalls eine geringe Anzahl an Individuen gesichtet. Im Kalsbach- und Raseggbachtal sind im Gegensatz dazu einige neue Arten hinzugekommen, wobei im Raseggbachtal 1935-1937 nur drei Individuen einer Art gelistet wurden, was gegebenenfalls auf die Sammel- oder Dokumentationsmethode Pittionis zurückzuführen ist.

Eine besondere Entwicklung hat das Teischnitztal durchgemacht. Laut Pittioni (1937) bildete das Teischnitztal das Kältezentrum des gesamten Kalsbachtals. Grund dafür war, dass die von Winden getragenen Kaltluftmassen der Gletscher durch die Felswand zwischen Teischnitztal und Ködnitztal in das Teischnitztal abgeleitet wurden, sodass das Blütenangebot im Teischnitztal gegensätzlich zum Ködnitztal sehr gering gewesen sein muss und dementsprechend kaum Hummeln zu finden waren (Pittioni, 1937). 2020 wies das Tal ein zum Teil sehr hohes Blütenangebot auf und war das Teilgebiet mit den meisten Hummelfunden. Das Teischnitztal und das Ködnitztal sind sich

heute bezüglich ihrer Hummelgemeinschaften sehr ähnlich. Wie die Klimamodellierungen in Kapitel 2.1.1.1 zeigen, kam es zu einer recht eindrucksvollen Temperaturerwärmung in Kals am Großglockner und 2020 kartierte Transekte lagen sowohl im Teischnitztal als auch im Glocknergebiet zum Teil auf ehemaligen Gletscherflächen. Soroye et al. (2020) geben an, dass es in Gebieten, in denen Klimaveränderungen über eine gewisse Zeit häufiger dazu führen, dass das lokale Klima innerhalb der Artentoleranzen liegt, zu einem größeren Hummelvorkommen und höherem Artenreichtum kommen kann. Es ist möglich, dass die Hummeln aufgrund des Gletscherrückgangs durch die Erderwärmung und die damit einhergehenden mikroklimatischen Veränderungen bereits neue Areale erobern konnten.

Die Artengemeinschaften der Hummeln unterscheiden sich in den Gebieten. Starke Einflussfaktoren für die Unterschiedlichkeit der Gebiete sind die Höhenlage sowie die vorkommenden Habitattypen innerhalb eines Teilgebiets. Die Verbreitung einzelner Arten scheint daher mit ihren Lebensraumpräferenzen (Habitattyp) und der Höhe des Aufnahmeteilgebiets in Verbindung zu stehen (s. a. Goulson, 2010a; Viterbi, o.D.). Nicht-alpine Arten fehlen in Gebieten mit großen Höhen, die oberhalb der Baumgrenze liegen, während einige Bergarten wie *B. pyrenaeus* und *B. cryptarum* in tieferen Gebieten nicht vorkommen. Der Anteil an Offenlandarten steigt, je alpiner die Artenzusammensetzung ist und der Anteil an Ubiquisten sinkt in höheren Gebieten. Es ist zu erkennen, dass sich die Anteile der Artengruppen in den Teilgebieten im Vergleich zu den historischen Daten homogener verteilen. Insbesondere montan-subalpine Arten konnten anteilig zunehmen. Der Anteil an alpinen Arten hat in höhergelegenen Gebieten etwas abgenommen. Ubiquisten haben vor allem im Kalsbachtal, Lesachtal und Dorfertal dazugewonnen. *B. pratorum*, *B. pascuorum* und *B. soroeensis* kamen beispielsweise 2020 in mehr Gebieten vor als noch 1935-1937, während *B. mendax* nur in einem Gebiet nachgewiesen wurde. Überraschend alpin setzt sich 2020 das Raseggbachtal zusammen, das von der Höhenlage eher dem Lesachtal ähnlich ist, aber mehr Hochgebirgsarten aufweist als das höhergelegene Teischnitztal.

Die Dominanzen der Arten, sprich die Anteile einer Art an der Gesamtindividuenanzahl in einem Teilgebiet, haben sich zum Teil verschoben. Besonders *B. pascuorum* und *B. pratorum* haben speziell in den niedrigeren Gebieten zugenommen und spielen inzwischen eine bestimmende Rolle in der Hummelfauna des gesamten Kalsbachtals. Die Anteile von *B. sichelii* und *B. wurflenii* sind wiederum gesunken. 1935-1937 waren unter den häufigsten sieben Arten sechs alpine Arten, 2020 waren es nur vier. Interessant zu beobachten, ist die Entwicklung von *B. soroeensis*. Die montan-subalpine Art hat zwar im Gesamtgebiet an Dominanz verloren, ist aber 2020 in mehr Gebieten zu finden und kommt inzwischen in höheren Gebieten häufiger vor als noch im Zeitraum

1935-1937, in dem sie im Lesachtal dominanter war. Insbesondere in den Tälern scheint die Hummelfauna 2020 homogener zusammengesetzt zu sein. Bezugnehmend auf Kapitel „Art-Belege und nicht mehr nachgewiesene Hummeln“ sind auch bei der Verbreitung und den Dominanzen der Hummeln über die Teilgebiete Zufallsschwankungen nicht auszuschließen.

Einige Studien (Casey et al., 2015; Marshall et al., 2020) legen nahe, dass Generalisten aufgrund der Klimaerwärmung an Dominanz zunehmen und spezialisierte, alpine Arten verlieren werden. In Kals am Großglockner ist zwar keine generelle Zunahme der Artenanzahl nicht-alpiner Arten und Ubiquisten zu verzeichnen, aber ein Anstieg derer Dominanzen, insbesondere in tieferen Lagen sowie eine anteilige Abnahme alpiner Arten in höheren Gebieten. Eine entscheidende Rolle scheinen montan-subalpine Arten zu spielen, die ihre Dominanz von niedrigeren in höhere Gebiete verschoben haben (s. *B. soroeensis*). Zudem ist zu erkennen, dass sich die Teilgebiete in ihrer Artenzusammensetzung ähnlicher werden als sie es noch 1935-1937 waren. Da das Aneinander Angleichen der Teilgebiete über das gesamte Untersuchungsgebiet hinweg geschieht, ist durchaus die Temperaturerwärmung als Begründung in Betracht zu ziehen. Die früheren Kältezentren sind heute nur noch in abgemilderter Form vorzufinden, sodass sich die mikroklimatischen Ausprägungen der Teilgebiete möglicherweise weniger stark voneinander unterscheiden. Bei der Veränderung der Landschaftsstruktur in den jeweiligen Teilgebieten werden jedoch zusätzlich Faktoren wie der Landschaftswandel eine Rolle spielen (s. a. Fourcade; 2019; Marshall et al, 2020; Peters 2019), da die in Kapitel „2.1.1.5“ beschriebene Landnutzungsänderung auch in Kals am Großglockner zu strukturärmeren Lebensräumen geführt haben. Es ist zu beachten, dass sich die Annahmen aufgrund geringer Stichprobengröße in manchen Teilgebieten relativieren.

Interessant ist, dass sich 2020 vor allem eine nicht-alpine Art (*B. pascuorum*) in den unteren Gebieten durchzusetzen scheint, während andere Tieflandarten wie *B. sylvarum* und *B. humilis* selten vorkommen. Auch für diese Arten wäre unter den genannten klimatischen Veränderungen eine Zunahme zu prognostizieren, da das Klima in den niedrigeren Gebieten inzwischen regelmäßiger innerhalb ihrer Arttoleranzen liegt. Möglicherweise lässt sich hier die „Core and satellite“-Theorie von Hanski (1982) anwenden, die besagt, dass es in Hummelgemeinschaften durch interspezifische Konkurrenz Kern-Arten („core“) gibt, in diesem Fall *B. pascuorum*, die mit hohen Individuenzahlen in einer Gemeinschaft dominieren. Diese werden von Rand-Arten („satellite“) (*B. sylvarum*, *B. humilis*) ergänzt (Hanski, 1982). Da *B. pascuorum* der einzige Ubiquist unter den genannten Arten ist, könnte möglicherweise auch ihre Anspruchslosigkeit an den Lebensraum eine Bedeutung für ihr inzwischen dominantes Auftreten haben.

Die Diversität hat in einigen Gebieten ab- und in anderen Gebieten zugenommen. Allerdings ist die Shannon-Diversität nur im Ködnitztal signifikant gestiegen – dem Teilgebiet mit dem größten

Höhengradienten. Tendenziell sind mehr Arten in den Gebieten zu finden, die viele Höhenstufen und damit verschiedene Ökosysteme abdecken (Peters et al., 2019). Die Abundanz ist 2020 insbesondere in den hoch gelegenen Gebieten eher niedrig (Glocknergebiet, Schönleiten Spitze, Fiegerhorn).

Ein Großteil der Hummelarten im Jahr 2020 bevorzugt Offenlandschaften. Am häufigsten waren alle Hummeln insgesamt im Offenland unterhalb der Waldgrenze und an Weg-/Straßenrändern. Lebensräume oberhalb der Waldgrenze haben insbesondere für spezialisierte Hochgebirgsarten eine starke Relevanz (s. a. Dirnböck et al., 2011).

4.3 Veränderung der Hummelfauna entlang des Höhengradienten

• Ist eine Höhenverschiebung der Verbreitungsgrenzen der Hummelarten erkennbar? • Kam es zu einem Arten-Turnover in den Höhenklassen? • Bei welchen Arten ist eine Wanderaktivität zu beobachten und welche ökologischen Eigenschaften haben sie? • Spielt eine mögliche Höhenverschiebung der Waldgrenze eine Rolle? • Gibt es einen neuen Diversitäts-Hotspot?

Die Höhenlage ist ein maßgeblicher Faktor für die Artenzusammensetzung der Hummeln (vgl. Neumayer & Paulus, 1999; Hodkinson, 2005; Marshall, 2020).

Die Hummelfauna des Kalsbachtals teilt sich entlang des Höhengradienten auf. Dies machen insbesondere die Hummelfunde aus dem Jahr 2020 deutlich. Die Arten greifen entlang der Höhe ineinander, überlappen und lösen sich gegenseitig ab. Die meisten Individuen pro Kilometer traten zwischen 1100-1200 m und 1800–2300 m Seehöhe auf. *B. pratorum* war 2020 insgesamt die abundanteste Art. *B. pyrenaicus* nimmt an der oberen Verbreitungsgrenze von *B. pratorum* an Abundanz zu, während *B. pascuorum* in niedrigeren Höhen die meisten Individuen pro Kilometer zählt. Es ergeben sich vier deutlich voneinander abgegrenzte Artengemeinschaften über die Höhenstufen (1100-1499 m, 1500-1999 m, 2000-2499 m, 2500-2900 m), deren Gruppierung stark an die „Höhenstufen der Vegetation“ (Forkel, 2005) erinnert (s. Abbildung 6 und Abbildung 7). Die unterste Artengemeinschaft (u.a. *B. pascuorum*, *B. pratorum*, *B. ruderarius*) clustert in der montanen Stufe (Bergwaldstufe: Laub-Mischwälder und Bergfichtenwälder), die zweite Gemeinschaft (u.a. *B. pratorum*, *B. soroeensis*, *B. mesomelas*) gruppiert sich in der hochmontan-subalpinen Stufe (Zirben-Lärchenwälder) und die dritte Artengemeinschaft (u.a. *B. monticola*, *B. soroeensis*, *B. wurflenii*) ordnet sich in der subalpin-alpinen Stufe (Krummholzstufe) ein, zwischen der Waldgrenze (2000 m) und der Grenze des Zwergstrauchgürtels. Die oberste Artengemeinschaft (u.a. *B. cryptarum*, *B. pyrenaicus*, *B. sichelii*) lebt in der alpinen Stufe (Fels-, Schuttflur-, Polster-

gesellschaften, alpine Rasen). Aufgrund der anthropogenen Nutzungen existieren auch Offenlandschaften unterhalb der Waldgrenze. Der Anteil an Offenlandarten nimmt oberhalb der Baumgrenze (Höhenklasse 2000-2499 m) sprunghaft zu.

Auch im Vergleich zwischen den beiden Zeiträumen mit der Höhenklassifizierung, die sich an Pittionis Einteilung orientiert (1100-1499 m, 1500-1899 m (ausgeschlossen), 1900-2399 m, 2400-2700 m), ist für die rezenten Daten eine Aufspaltung der Artenzusammensetzung der drei Höhenklassen deutlich zu erkennen. Die historischen Daten weisen eine starke Streuung vor allem für die mittlere und höchste Höhenklasse auf, zudem stammen die Daten aus den Höhenklassen 1100-1499 m und 2400-2799 m schwerpunktmäßig aus einem Gebiet, sodass eine Höhenklasse nicht immer für die Höhe im gesamten Gebiet, sondern nur für die Höhe in gewissen Teilgebieten repräsentativ ist. Dennoch ist eine Aufspaltung der Artenzusammensetzung der untersten (1100-1499 m) und mittleren (1900-2399 m) Höhenklassen zu erkennen. Die Artenzusammensetzung auf 2400–2799 m unterscheidet sich nicht besonders stark von der mittleren Höhenstufe – was unter anderem mit der geringen Strichprobengröße der höchsten Klasse zusammenhängen dürfte.

Weshalb Pittioni die Höhen 1900-2400 m zu solch einer breiten Stufe zusammengefasst hat, ist nicht sicher zu rekonstruieren. In seiner Publikation (1937) berichtet er allerdings davon, dass sich zwei verschiedene Formen des Hummelvorkommens unterscheiden ließen – die Vorgebirgsarten, die in den Tälern bis 1400 m und an den Hängen bis 1700 m vorkommen sowie die Hochgebirgsarten, die an den Hängen ab 1900 m oberhalb der Waldgrenze auf sonnigen Bergmatten fliegen und seltener ins Tal bis 1600 m herabsteigen. Dieser Übermittlung und den Ergebnissen der Höhenauswertung des Zeitraums 1935-1937 ist zu entnehmen, dass sich ab der damaligen Waldgrenze (1900 m) eine neue Artengemeinschaft gebildet hat. 2020 spaltet sich (s. Kapitel „Artenzusammensetzung der Hummeln in den Höhenstufen im Jahr 2020“) bei 2000 m eine weitere Artengemeinschaft ab. Diese Höhe wird vom Nationalpark Hohe Tauern (o.D.b) (s. Abbildung 7) als heutige Waldgrenze angegeben und auch der Vergleich der Baumgrenzen der beiden Zeiträume in Kapitel 2.1.1.5 zeichnet ein ähnliches Bild. Daher ist davon auszugehen, dass sich die Waldgrenze zwischen 1935-1937 um ca. 100 Hm verschoben hat und mit ihr die Aufspaltung der Arten in Gemeinschaften oberhalb und unterhalb der Waldgrenze. Für eine Waldausdehnung kann es verschiedene Gründe geben. Verantwortlich können sowohl Nutzungsaufgaben in Ungunstlagen sein (Kreisch & Abl, 2006) sowie die Klimaerwärmung (Tinner & Kaltenrieder, 2005). Die Verschiebung der Baumgrenze als Reaktion auf die Klimaerwärmung kann zu einem überproportionalen Verlust von geeigneten Lebensräumen von Arten führen, die auf Offenland oberhalb der Baumgrenze angewiesen sind. Denn neben dem Verlust klimatisch geeigneter Gebiete werden

diese offenen Lebensräume verkleinert, was zu einem Verschwinden der Populationen an den unteren Höhenverbreitungsgrenzen von Bergarten führen kann (Dirnböck et al., 2011, Parmesan & Yohe, 2003). Die prognostizierte globale Erwärmung kann laut Tinner & Kaltenrieder (2005) innerhalb des nächsten Jahrhunderts schnelle Aufwärtswanderungen der Baumgrenze von bis zu 800 m auslösen.

Mit der Zeit kam es zwischen 1935-1935 und 2020 zu einem Arten-Turnover in den Höhenklassen. In jeder Höhenstufe wurden neue Arten nachgewiesen (1100-1400 m: *B. mesomelas*; 1900-2399 m: *B. hypnorum*, *B. gerstaeckeri*; 2400-2900 m: *B. alpinus*, *B. soroensis*, *B. barbutellus*), allerdings wurden pro Höhenklasse gleichzeitig eine größere Anzahl an Arten nicht mehr nachgewiesen. Abgesehen davon haben sich auch die Dominanzen der bestehenden Arten verändert. *B. soroensis* ist nicht mehr die dominanteste Art in der untersten Höhenklasse. Sie wurde von *B. pascuorum* abgelöst, überwiegt nun allerdings in der Klasse 1900-2399 m als zweithäufigste Art und kommt auch in der obersten Höhenklasse öfter vor. *B. wurflenii*, die 1935-1937 in der mittleren Höhenklasse die bestimmende Art war, verlor in dieser Höhenklasse an Anteilen und kommt 2020 in der untersten Höhenklasse gar nicht mehr vor. In der obersten Höhenklasse hat sie zugelegt. *B. wurflenii* und *B. soroensis* haben somit gemeinsam, dass sie beide montan-subalpine Arten sind, der Gruppe der Wald- und Saumarten angehören und in ihren jeweiligen früheren Dominanzbereichen stark an relativen Anteilen verloren haben und nun in höheren Bereichen mehr Anteile einnehmen. Zudem haben manch alpine Arten (s. *B. mendax*, *B. monticola*) insgesamt an relativen Anteilen abgenommen, was besonders in der mittleren Höhenklasse ins Gewicht fällt. *B. alpinus* konnte in dieser Klasse nicht mehr nachgewiesen werden und kam 2020 nur noch im hochalpinen Bereich vor. Ein weiteres erkennbares Muster zeichnen *B. pascuorum* und *B. pratorum*. Als Ubiquisten und nicht-alpine Arten, bzw. über weite Höhenbereiche verbreitet, bestimmen sie 2020 mit Abstand die unterste Höhenstufe. Diese war 1935-1937 wesentlich heterogener in Bezug auf die Artenzusammensetzung aufgebaut. Auch in der mittleren Höhenstufe hat *B. pratorum* an Dominanz zugenommen. Diese Muster belegen, dass gewisse Arten ihre Dominanzen nach oben schieben. Generalisten nehmen im unterem Höhenbereich zu, montan-subalpine schieben ihren Schwerpunkt in größere Höhen. Dass montan-subalpinen Arten gleichzeitig den Dominanzbereich subalpin-alpiner Arten nach oben drücken, wäre bei dem Ausmaß der Streuung in der obersten Höhenklasse sehr spekulativ, auch wenn einige Hinweise darauf hindeuten. MacLean & Beissinger (2017) beschreiben eine Dominanzzunahme von Generalisten, wenn diese entlang des Höhengradienten nach und nach die Gebiete von spezialisierten Arten einnehmen. Weshalb insbesondere *B. pascuorum* und keine anderen nicht-alpinen Ubiquisten in dem Maß zugenommen haben, lässt sich nicht feststellen. Interessanterweise haben sich *B. pyrenaeus* und

B. sichelii über 2400 m entgegengesetzt entwickelt. 2020 bestimmte *B. pyrenaicus* die Hummel-fauna in der Höhe – damals war es *B. sichelii*. Generell hat *B. sichelii* einige relativen Anteile verloren. In den Höhen wurden übrige Ubiquisten von Offenlandarten abgelöst, während in der untersten Höhenklasse Wald- und Saumarten anteilig von Generalisten ersetzt wurden.

Die absolute Häufigkeit einer Art ist nicht immer in der Höhenklasse am höchsten, in der sie dominant ist. *B. cryptarum* hat ihr Optimum bei 2200 – 2300 m Seehöhe, ist aber sowohl in der Höhenstufen 2600 – 2700 m als auch bei 2800 – 2900 m dominant. Es fällt auf, dass in ihren Dominanzbereichen keine bis kaum andere Arten vorkommen. Pittioni (1937) beschreibt das gleiche Vorkommen für *B. sichelii*, deren absolute Häufigkeit 1935-1937 zwischen 1900 und 2400 m am größten war, ihre relative Häufigkeit hingegen zwischen 2400-2700 m Seehöhe alle anderen Arten überbietet. Er argumentiert, dass das starke Überwiegen einer Art darauf schließen lässt, dass sie in diesem Bereich die am besten angepasste Art sei (Pittioni, 1937).

Da sich, wie bereits festgestellt wurde, der Schwerpunkt mancher Arten in die Höhe verschiebt, stellt sich die Frage, ob sich ebenfalls die Verbreitungsgrenzen der Hummeln geändert haben. Je nach Art ist die Höhenverschiebung der Verbreitungsgrenzen unterschiedlich. Dies war zu erwarten, da jede Art verschieden auf veränderte Lebensbedingungen und Temperaturerwärmung reagiert sowie unterschiedliche Ausbreitungsfähigkeiten besitzt (Chen et al., 2011; Rasmont et al., 2015; Thuiller, 2004). Es lassen sich allerdings keine Muster diesbezüglich erkennen, dass sich die Grenzen von Hummeln bestimmter ökologischer Artengruppen besonders stark oder schwach nach oben oder unten verändert hätten. Ein grundlegender Trend, dass die Hummeln ihre Verbreitungsgrenzen insgesamt in höhere Lagen verschieben, ist nicht zu erkennen. Einige Arten erweiterten ihre Verbreitung, andere verringerten sie. Die Hälfte der Arten, die ihre obere Verbreitungsgrenze verschoben haben, haben sie nach oben verschoben. Besonders erwähnenswert ist, dass sich die obere Verbreitungsgrenze einiger alpinen Arten (*B. sichelii*, *B. mesomelas*, *B. monticola*) mit jeweils 100 Hm weniger stark nach oben verschoben hat als die untere Verbreitungsgrenze herunterkletterte (bis zu 500 Hm). Andere Arten haben sich gegensätzlich der Erwartungen entwickelt und haben ihre Verbreitungsgrenzen ausschließlich bergab verschoben (*B. hortorum*, *B. lapidarius* sowie *B. pratorum*). Die Annahme, dass Generalisten insgesamt ihre obere Verbreitungsgrenze nach oben verschieben (Marshall et al., 2020; Rasmont et al., 2015; Wilson et al., 2007) kann (noch) nicht belegt werden. Mit der starken beobachteten Dominanzentwicklung einiger Generalisten in den unteren Höhen gilt es die Gültigkeit dieser Annahme zu überprüfen. *B. alpinus* hat seine untere Verbreitungsgrenze mit 800 Hm von 1900 m auf 2700 m am weitesten verschoben, während seine obere Verbreitungsgrenze gleichblieb. Biella et al. (2017) sind bei der Untersuchung dieser Art zu einem ähnlichen Ergebnis gekommen. Die obere Verbreitungsgrenze

ist ebenfalls unverändert geblieben, während sich die untere um über 400 Hm verschoben hat. Diese Resultate zeigen eindrücklich, dass Hummeln, die bereits in den höchsten Gebieten leben, nicht weiter nach oben wandern können, da irgendwann unbelebbares Eis oder der Berggipfel erreicht ist (Biella et al., 2017; Rasmont et al., 2015). Zu beachten ist allerdings, dass sowohl 1935-1937 als auch 2020 nur sehr wenige Individuen dieser Art überhaupt dokumentiert wurden und ein Vorkommen bei 1900 m auch zu damaligen Verhältnissen niedrig war. Dies steht möglicherweise damit in Zusammenhang, dass die Tiere auf dieser Höhe damals im Dorfertal gesichtet wurden – eines der Kältezentren des Kalsbachtals (Pittioni, 1937).

Generell scheint es, als ob 1935-1937 einige alpine Arten recht weit unten und manche Tieflandarten weit oben flogen - so zum Beispiel *B. lapidarius* (bis 2400 m) und *B. hypnorum* (bis 2700 m). Pittioni (1937) übermittelte, dass der hohe Fund von *B. hypnorum* von der Schönleiten Spitze stammt und, da diese schon damals sehr wärmebegünstigt war, für ihn keine große Aussagekraft hat. Für das Vorkommen von *B. lapidarius* in diesen Höhen fand allerdings auch er keine eindeutige Begründung und schloss aufgrund seiner meteorologischen Aufzeichnungen aus, dass die Tiere durch Winde verschlagen worden waren (Pittioni, 1937). *B. pyrenaicus* und *B. sichelii* kamen in beiden Zeiträumen 500 Hm tiefer vor, als ihre untere Verbreitungsgrenze üblicherweise angegeben ist (s. „Eigenschaften der Hummelarten“). Neumayer (1998) dokumentierte die beiden Arten allerdings auch ab 1500 m in den Hohen Tauern. Ein Vorkommen der beiden Arten in niedrigeren Höhen scheint daher keine Ausnahme zu sein. *B. soroeensis* ist die Art, die 1935-1937 und 2020 am weitesten über alle Höhenbereiche hinweg verbreitet war. Marshall et al. (2020) beschreiben, dass die Art in den Pyrenäen erst im letzten Jahrhundert über einen größeren Höhengradienten hinweg häufiger geworden ist.

Aus dem Gesamtbild ergibt sich, dass nicht die Tieflandarten und Generalisten „hochgewandert“ sind, sondern, dass diese ihre Dominanz in den unteren Höhenklassen gestärkt haben und sich gleichzeitig der Anteil montan-subalpiner Arten entlang des Höhengradienten nach oben verschoben hat.

Bei dem Vergleich der Shannon-Diversität der drei Höhenklassen wurde deutlich, dass die Diversität in der untersten Klasse massiv gesunken ist. Sie sank so stark, dass, obwohl die Artenvielfalt auf 1900-2399 m stabil geblieben ist, die zweite Klasse im Jahr 2020 die diverseste ist. Es ergab sich ein leichter Trend hin zu mehr Vielfalt in der obersten Höhenklasse. Wird nun die isolierte Diversitätsanalyse für das Jahr 2020 über alle Höhenstufen hinweg betrachtet (s. Abbildung 25 und Tabelle 12), dann fällt auf, dass der tatsächliche Höhepunkt der Artenvielfalt im Jahr 2020 in der Höhenklasse 1500-1999 m liegt – oder genauer gesagt zwischen 1600 m und 2100 m. Der

Diversitäts-Hotspot liegt 2020 dementsprechend räumlich höher als 1935-1937. Werden die Indices der Hotspots der beiden Zeiträume miteinander verglichen, so ist die Diversität 1935-1937 höher. Das bedeutet, dass der Diversitäts-Hotspot im Jahr 2020 nicht mehr so vielfältig ist wie der Höhepunkt der Artenvielfalt 1935-1937 war und dass der Diversitäts-Hotspot in der räumlichen Höhe gestiegen ist. Diversitätsverlust ist eine von vielen Klimawandelfolgen (Thomas et al., 2004). In verschiedenen Studien wurde ein Diversitätsanstieg in höheren Gebieten beobachtet (Bellard et al., 2012; Chen et al., 2009; Fourcade et al., 2019), was mit einer Höhenverschiebung der Arten in Zusammenhang gebracht wurde. Im Kalsbachtal liegt der Diversitäts-Hotspot 2020 vor allem deshalb höher, weil die Artenvielfalt in der unteren Höhenklasse stark abgenommen hat. Daher ist zum einen die ansteigende Dominanz von Generalisten in der unteren Höheklasse für den Verlust der Artenvielfalt verantwortlich zu machen und zum anderen die Verschiebung der Dominanzen von montan-subalpinen Arten in die Höhe. Untersuchungen, die historische und aktuelle Daten von Insektenverbreitungen in hohen Lagen vergleichen, zeigen langfristig einen Artenrückgang mit steigender Erhöhung, insbesondere an Verbreitungsgrenzen (Cameron et al., 2011; Chen et al., 2009; Iserbyt & Rasmont, 2012).

Nicht nur der mögliche Einfluss der Klimaerwärmung, sondern auch der Landschaftswandel ist ein bedeutender Grund für den Verlust der Artenvielfalt in niedrigeren Lagen. Artenrückgänge von Hummeln sind durch Landnutzungsänderungen (Marshall et al., 2018) insbesondere durch die Intensivierung der Landwirtschaft zu erklären (Goulson, 2010a; Le Féon, 2010). Iserbyt et al. (2016) zeigten, dass Hummeln vor allem eine Mischung aus Weiden und verschiedenen Anbaukulturen als Lebensräume präferieren, während bewaldete Flächen und Siedlungen eine weniger vielfältige Hummelfauna aufweisen. Daher ist davon auszugehen, dass sich die Umwandlung von Weiden und verschiedenen Anbaukulturen hinzu reinen Heuwiesen und bewaldeten Flächen ungünstig auf die Diversität der Hummeln auswirkt. Die Hauptfaktoren für eine hohe Hummeldiversität sind Habitatvielfalt und extensive Landwirtschaft (Oertli et al., 2005). In Kals am Großglockner kam es zum einen zum Verlust von Offenland unter anderem durch Nutzungsaufgabe in Ungunstlagen (Kreisch & Abl, 2006), zum anderen sind mit der Zeit durch Flurbereinigung und Flächenverlust durch Bautätigkeiten kleinstrukturierte Grünland- und Ackerflächen verloren gegangen (s. Kapitel „2.1.1.5“). In Kals kam es zu einer Monotonisierung der Landschaft und zu einem Verlust von Bergmähdern und Almen sowie zu mehr verbuschten oder bewaldeten Flächen (Statistik Austria, 2010). Landwirtschaftliche Flächen in den Talräumen werden heute primär als Grünland genutzt, während sich Landschaft früher vielfältiger durch verschiedene Nutzungstypen gestaltete. Daher kann der Verlust landwirtschaftlicher Vielfalt als Grund für den Rückgang der Hummeln in den niedrigeren Lagen angenommen werden.

4.4 Veränderung der Temperatur als Erklärung für die Veränderungen in der Hummelgemeinschaften und Anpassung an den Klimawandel

• *In welchen Temperaturbereichen kamen die Hummeln 1935-1937 und 2020 vor?* • *Lassen sich Veränderungen der Hummelfauna anhand von Temperaturveränderungen erklären?* • *Passt sich die Hummelfauna an die Temperaturveränderung an?*

Die Frühjahrstemperatur im Kalsbachtal hat sich über die Zeit beträchtlich erwärmt. In dieser Arbeit konnte nachgewiesen werden, dass die Temperaturerwärmung zur Veränderung der Hummelfauna beigetragen hat.

Abbildung 76 zeigt die Auftrennung der Artengemeinschaften der drei Höhenklassen aus beiden Zeiträumen samt Temperaturfaktor. Die Daten reihen sich in diesem Fall in Form eines Hufeisens („horseshoe-effect“, Podani & Miklós, 2002) auf. Dies bedeutet, dass die Daten grundsätzlich diesem einen dominanten Gradienten folgen, aber durch gewisse Faktoren auch Varianzen entlang der y-Achse entstehen (Podani & Miklós, 2002). Die Varianzen können z.B. aufgrund einer Änderung der Artenvielfalt entlang des Gradienten erzeugt werden aber auch andere Gründe haben (Podani & Miklós, 2002), die in dieser Ordination nicht identifizierbar sind. Die Hauptinformation, die die Datenanordnung gibt, ist daher die, dass die Daten eine dominante Varianzrichtung (Gradienten) aufweisen. In diesem Sinne kann, aufgrund der Anordnung der Höhenklassen in der Darstellung, das „Hufeisen“ als Höhengradient interpretiert werden. Die Durchschnittstemperatur sinkt mit steigender Höhe. Dass die rezenten Daten der unteren beiden Höhenklassen etwas weiter links bzw. bei höheren Werten der x-Achse liegen als die historischen und daher mit wärmeren Temperaturen und niedrigeren Höhen korrelieren, lässt schlussfolgern, dass sich die Artenzusammensetzungen der Höhenklassen über die Zeit entlang des Höhengradienten verändert haben und nun in wärmeren Bereichen liegen. Aufgrund der Verschiebung der Datenpunkte aus der Klasse 1900-2400 m über die Zeit in Richtung der Datenpunkte aus dem Jahr 1935-1937 auf 1100-1499 m, lässt sich eine Annäherung der Artenzusammensetzung der Klasse 1900-2400 m aus dem Jahr 2020 an die Hummelgemeinschaft aus dem Jahr 1935-1937 auf 1100-1499 m ableiten. Daher ist davon auszugehen, dass Hummeln mit vorschreitender Erwärmung der Umgebungstemperatur aus der damaligen unteren Höhenklasse in die rezente mittlere Höhenklasse gewechselt bzw. sich dahingehend verschoben haben. Vor allem die Dominanz gewisser Arten hat sich entlang des Höhengradienten und damit in kühlere Bereiche verschoben. Die Artenzusammensetzung aus dem Jahr 2020 auf 1100-1499 m Seehöhe wird inzwischen mit niedrigeren Höhen und wärmeren Temperaturen assoziiert als 1935-1937. Daraus lässt sich schlussfolgern, dass solche Arten in dieser Klasse zugenommen, die besser an diese Bedingungen angepasst

sind (nicht-alpine Arten, Arten mit weiter Höhenverbreitung, Ubiquisten). Die Ergebnisse aus Kapitel 3.4.2 haben gezeigt, dass in der unteren Höhenklasse Generalisten an Dominanz zugenommen und montan-subalpine Wald- und Saumarten abgenommen haben. Die Höhenklasse 2400-2799 m ist aufgrund einer geringen Stichprobengröße, wenigen Arten und da die Daten aus wenigen Teilgebieten stammen, nur bedingt zu interpretieren.

Die Temperaturerwärmung hat also eine gewisse Wanderbewegung von montan-subalpinen Arten (s. *B. soroeensis*, *B. wurflenii*) angestoßen und es Generalisten (s. *B. pascuorum*, *B. pratense*) ermöglicht, sich in der unteren Höhenklasse weiter auszubreiten. Wilson et al. (2007) warnen, dass eine Verstärkung dieser Entwicklung durch den Klimawandel dazu führen kann, dass Generalisten über alle Höhenstufen dominieren.

Die Verschiebung von Artengemeinschaften in Richtung kühlerer Gebiete ist eine weit verbreitete Folge des Klimawandels (Chen et al., 2011; Marshall et al., 2020; Parmesan, 2006). Unter dieser Annahme, dass Arten auf diese Weise ihre klimatischen Nischen verfolgen, wurden bereits starke Veränderungen der Hummelverbreitung vorhergesagt (Rasmont et al., 2015) und beschrieben (Kerr et al., 2015). Auf lokaler Ebene führt dies dazu, dass Kälte-angepasste Arten durch Wärme-angepasste Arten ersetzt werden (Fourcade et al., 2019). Dieser Arten-Turnover zeigt sich häufig in einem Anstieg des Community Temperature Index (CTI) (Devictor et al. 2008; Devictor et al. 2012; Fourcade et al., 2019). Im Kalsbachtal setzen sich inzwischen alle drei Höhenklassen aus Arten mit einem höheren Species Temperature Index (STI) zusammen als 1935-1937. Der CTI hat sich dementsprechend erhöht. Diese Entwicklung ist in der untersten und mittleren Höhenstufe signifikant. Daraus lässt sich ein Arten-Turnover in den Höhenklassen hin zu Wärme-angepassten Arten ableiten, was als Anpassungsprozess der Hummelgemeinschaft an die Klimaerwärmung zu werten ist (EEA, 2017; Fourcade et al., 2019).

Laut des „space-for-time“-approachs (Pickett, 1989) deckt sich die räumliche Veränderung der Temperatur entlang eines Höhengradienten mit der zeitlichen Veränderung der Temperatur an einem Punkt. Dieser Ansatz dient oft zur Vorhersage ökologischer Abfolgen, wie der Wanderaktivität von Organismen entlang eines Höhengradient bei klimatischer Veränderung (Pickett, 1989; s. a. Rasmont et al., 2012). Gemäß dieser Regel würde dies für das Untersuchungsgebiet eine Verschiebung der Hummelfauna von 257 m in die Höhe zwischen den beiden Perioden bedeuten. Der CTI ist im Gesamtgebiet um 0.94 °C gestiegen, was eine Verschiebung der Hummelfauna um 138 m (anstatt 257 m) aufwärts und dementsprechend eine Anpassung an die Temperaturerwärmung um 54% bedeutet (s. Kapitel „3.5“). Die Hummelfauna im Kalsbachtal hängt dem Klimawandel also um 119 m hinterher. Fourcade et al. (2019) haben ebenfalls festgestellt, dass sich der CTI aller Hummeln nur um ca. die Hälfte der Temperaturerwärmung verändert hat. Marshall

et al. (2020) haben eine Höhenverschiebung aller Hummeln von 129 m in den Pyrenäen beobachtet.

Aufgrund der vorausgegangenen Ergebnisse ist nicht davon auszugehen, dass sich die Artenzusammensetzung aus 1935-1937 in gleicher Formation um genau die berechnete Höhe verschoben hat, sondern, dass sich die Dominanzen einzelner Arten in den Höhenklassen verändert haben und es zu einem Arten-Austausch zwischen den Höhenklassen kam sowie zu einem Verlust der Artenvielfalt in der niedrigsten Höhenklasse.

Dass sich der CTI in der Höhenklasse 1100-1499 m am stärksten verändert hat, weist darauf hin, dass die Hummelgemeinschaft in niedrigen Höhen am anpassungsfähigsten ist (Casey et al., 2015). Dieses Ergebnis würde Thuillers et al. (2005) Hypothese bestätigen, dass Generalisten, die innerhalb eines breiten Temperaturgradienten vorkommen, eine größere Toleranz gegenüber dem Klimawandel aufweisen als spezialisierte Arten mit einer kleinen klimatischen Nische (Brown, 1995; Thuiller et al., 2005). Spezialisierte Arten und Arten mit geringen Ausbreitungsfähigkeiten reagieren mit größerer Wahrscheinlichkeit empfindlicher auf den Klimawandel als weit verbreitete Arten (Johnson, 1998; Thuiller et al., 2005) und hinken dem Klimawandel hinterher (Chen et al., 2011). Die Hummelgemeinschaft der unteren Höhenklasse besteht zum Großteil aus nicht-alpinen Arten, Arten mit weiter Höhenverbreitung und Offenlandarten sowie Ubiquisten, darunter *B. hortorum*, *B. humilis*, *B. lapidarius*, *B. sylvarum*, Erdhummeln, *B. pascuorum*, *B. pratorum*, *B. ruderals* aber auch *B. pyrenaeus*, *B. sichelii* und *B. soroeensis* (s. Kapitel 3.4.2.4). Da *B. pascuorum* und *B. pratorum* in der Höhenklasse besonders dominant geworden sind und beide einen hohen STI aufweisen, ist davon auszugehen, dass die beiden Arten den signifikanten Unterschied in der Höhenklasse ausmachen.

Wald- und Saumarten haben ihren Temperaturbereich nicht hin zu wärmeren Gebieten ausgedehnt, sie haben in der untersten Höhenklasse an Anteilen verloren und in den oberen dazu gewonnen. Es scheint, als ob diese Artengruppe den erhöhten Temperaturen ausgewichen ist und vor allem *B. soroeensis* und *B. wurflenii* ihre Dominanzen hinzu kühleren Temperaturen verschoben haben.

4.5 Conclusio

Die Aspekte, dass Temperaturveränderung und Landnutzung (Fourcade et al., 2019; Marshall et al., 2020) sowie der Rückgang der Gletscher (EEA, 2017) und die Ausdehnung der Waldgrenze (Dirnböck et al., 2011; Kerr et al., 2015; Tinner & Kaltenrieder, 2005) eine Rolle spielen, dass Generalisten künftig in allen Höhenstufen dominieren werden (Wilson, 2007) sowie resilienter gegenüber dem Klimawandel sind als Spezialisten (Brown, 1995; Johnson, 1998; Thuiller et al.,

2005), dass sich die untere Verbreitungsgrenze von Spezialisten nach oben verschiebt, während die obere gleichbleibt (Biella et al., 2017), können im Kalsbachtal entweder eingeschränkt oder zum Teil vollumfänglich belegt werden. Gleiches gilt für die Annahmen, dass der Klimawandel zu einer instabilen Population (Dullinger et al., 2012) sowie zu einem allgemeinen Rückgang der Hummeln führt (Hallmann et al., 2017) und sich der Diversitätshotspot in die Höhe verschiebt (Cameron et al., 2011; Chen et al., 2009; Iserbyt & Rasmont, 2012). Auch wenn nicht alle Punkte im Ausmaß der zitierten Literatur gezeigt werden können, sind im Untersuchungsgebiet Trends dahingehend zu beobachten, dass sich die Hummelfauna im Kalsbachtal entsprechend ähnlicher Untersuchungen aus der Literatur verändert (Parmesan, 2006; Rasmont et al., 2015, Soroye et al., 2020; Thuiller et al., 2005).

Alpine Gegenden zeichnen sich durch hohe klimatische Variabilität bei unvorhersehbarer Witterung und natürlich fragmentierte Lebensräume aus. Häufig sind die Arten auf eine bestimmte Höhe beschränkt und eingeschränkt verbreitet. Arten, die in diesen Gebieten leben, werden meist mit erhöhter Vulnerabilität und erhöhtem Aussterberisiko assoziiert (Franzén & Molander, 2011). Die Reaktion einer Art auf den Klimawandel hängt von Position und Breite ihrer jeweiligen klimatischen Nische (Settele et al., 2008), ihrer ökologischen Eigenschaften (MacLean & Beissinger, 2017) sowie ihrer Ausbreitungsfähigkeit (Rasmont et al., 2015) ab. Auch Gebirgsarten haben unterschiedliche Vorlieben bezüglich der Temperatur, Sonnenexposition und Feuchtigkeit (s. „Eigenschaften der Hummelarten“). Bekannte Anpassungsmechanismen sind Veränderungen in der Verbreitung sowie in Phänologie und Physiologie (Bellard et al., 2012). Die Reaktion der Arten in Form von geographischer Verbreitungsänderung auf sich ändernde klimatische Bedingungen hängt entscheidend davon ab, ob die Arten mit den Veränderungen der Umweltbedingungen Schritt halten können sowie, ob die Arten in der Lage sein werden, neue klimatisch geeignete Gebiete zu besiedeln und dafür die zu überwindenden Landschaftsstrukturen kreuzen zu können oder zumindest für eine Weile in Gebieten mit zunehmend ungeeigneten klimatischen Bedingungen zu überleben. Für die meisten Arten liegen keine detaillierten Daten zur Ausbreitungsfähigkeit vor. Allerdings ist davon auszugehen, dass Arten, die an große Höhen angepasst sind, eher geringe Ausbreitungsfähigkeiten in einem wärmer werdenden Klima besitzen und an spezielle Habitate angepasst sind (Dirnböck et al., 2011; Rasmont et al., 2015). Bei ca. 30% der Hummelarten, insbesondere bei kälteangepassten Arten in alpinen oder arktischen Regionen (wie z. B. *Bombus alpinus*), ist eine Betrachtung der Ausbreitungsfähigkeit irrelevant, da der Klimawandel nur zu einer Verringerung der Gebiete mit geeigneten klimatischen Bedingungen führen wird, während keine besonders geeigneten Regionen entstehen werden (Rasmont et al., 2015). Hohe und kalte

Gebiete bieten für Arten mit kleinen Verbreitungsarealen (s. *B. alpinus*) Klima-Refugien (Ohlemüller et al., 2008). Die zunehmende Erwärmung führt zu einer Verkleinerung (Biella et al., 2017) aber auch zu einer Fragmentierung der für alpine Arten bespielbaren Gebiete.

Da davon ausgegangen wird, dass höhere Gebiete von Arten aus niedrigeren Lagen besiedelt werden, wird der Anteil alpiner Arten im Verhältnis geringer (Franzén & Molander, 2011). Zudem besteht auf Grund des Klimawandels ein überproportionales Risiko für den Verlust des Lebensraums von Gebirgsarten (Dirnböck et al., 2011; Ohlemüller et al., 2008). Folglich würde es Sinn ergeben, Arten mit enger klimatischer Einnischung (Rasmont et al., 2015), Habitatspezialisten (MacLean & Beissinger, 2017) sowie Arten mit besonderen Blütenpräferenzen – insbesondere mit langer Proboscis (Neumayer & Paulus, 1999) eine größere Aufmerksamkeit einzuräumen und bei Naturschutzmaßnahmen vorrangig zu berücksichtigen (Franzén & Molander, 2011).

Auch wenn manche Studien (Fitzpatrick et al., 2006) vorrangig einem Faktor für die Entwicklung von Hummelpopulationen eine besondere Bedeutung zuweisen, ist inzwischen hinreichend belegt, dass Klima (Temperaturerwärmung, Trockenheit, Hitze), Landnutzung und Ressourcenverfügbarkeit sowie Wechselwirkungen zwischen den Faktoren für die beobachteten Veränderungen verantwortlich sind (Fourcade et al., 2019; Iserbyt & Rasmont, 2012; Marshall et al., 2020; Peters et al., 2015; Rasmont et al., 2015; Soroye et al., 2020).

Das Untersuchungsgebiet steht bereits heute unter dem Einfluss des Klimawandels und es wird es auch in Zukunft unter dessen Einfluss stehen. Aus den Änderungen von Temperatur und Artenzusammensetzung im Kalsbachtal kann geschlussfolgert werden, dass die Hummelgemeinschaft auf den Klimawandel reagiert. Bei den Klimamodellierungen wurden kleinklimatische Aspekte nicht berücksichtigen, sodass sich nur vermuten lässt, wie groß die klimatische Veränderung in den früheren Kältezentren Dorfer- und Teischnitztal (Pittioni, 1937) tatsächlich waren.

Mit einer zukünftigen Wiederholung der Erhebungen ließe sich die Gültigkeit dieser Annahmen prüfen und ein vollständigeres Bild der Bestandssituation der Hummelfauna im Kalsbachtal zeichnen.

Für die Erhaltung einer stabilen Hummelfauna und resilienter Ökosysteme in dem Untersuchungsgebiet und weltweit sind entsprechende Maßnahmen zum Schutz klimatisch geeigneter und qualitativ hochwertiger Lebensräume sowie Maßnahmen zu Klimaschutz und -anpassung unerlässlich, um die prognostizierten Auswirkungen des Klimawandels so gut es geht zu verhindern und zu minimieren.

Literaturverzeichnis

- Alford, D. V. (1969): A Study of the Hibernation of Bumblebees (Hymenoptera: Bombidae) in Southern England. *Journal of Animal Ecology* 38 (1), S. 149-170.
- Amiet, F. (1996): Hymenoptera – Apidae, 1. Teil, allgemeiner Teil Gattungsschlüssel, die Gattungen *Apis*, *Bombus* und *Psithyrus*. *Insecta Helvetica Fauna*. Schweizerische Entomologische Gesellschaft. Zürich.
- Amiet, F., Krebs, A. (2019): Bienen Mitteleuropas. Gattungen, Lebensweise, Beobachtung. 3. Auflage. HauptVerlag. Bern.
- Andrewartha, H.-G., Birch, L.-C. (1954): *The Distribution and Abundance of Animals*. University of Chicago Press. Chicago.
- Ashton, S., Gutierrez, D., Wilson, R. (2009): Effects of temperature and elevation on habitat use by a rare mountain butterfly: Implications for species responses to climate change. *Ecological Entomology* 34 (4), S. 437-446.
- Barth, F.G. (1982): *Biologie der Begegnung*. Deutsche Verlagsanstalt GmbH. Stuttgart.
- Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., Courchamp, F. (2012): Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters* 15 (4), S. 365–377.
- Biella, P., Bogliani, G., Cornalba, M., Manino, A.; Neumayer, J.; Porporato, M.; Rasmont, P., Milanesi, P. (2017): Distribution patterns of the cold adapted bumblebee *Bombus alpinus* in the Alps and hints of an uphill shift (Insecta: Hymenoptera: Apidae). *Journal of Insect Conservation* 21 (2), S. 357-366.
- Biesmeijer, J. C., Roberts, S. P. M., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A. P., Potts, S. G., Kleukers, R., Thomas, C. D., Settele, J. & Kunin, W. E. (2006): Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313 (5785), S. 351–354.
- Blüthgen, N. (2014): Auswirkung der Landnutzung auf Bestäubernetzwerke. Rundgespräche der Kommission für Ökologie. Bd. 43 „Soziale Insekten in einer sich wandelnden Welt“. S. 99-109. Verlag Dr. Friedrich Pfeil. München.
- Boeckli, L., Brenning, A., Gruber, S., & Noetzli, J. (2012): Permafrost distribution in the European Alps: Calculation and evaluation of an index map and summary statistics. *Cryosphere* 6 (4), S. 807-820.
- Böhm, R. (2008): Harte und weiche Fakten zum Klimawandel – ein Überblick. In: Böhm, R., Godina, R., Nachtnebel, H.P. et al. (2010): Auswirkungen des Klimawandels auf die österreichische Wasserwirtschaft. S. 53–70. Bundesministerium für Land- u. Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien.
- Brown, J. H. (1995): Macroecology. *Journal of Mammalogy* 78 (1), S. 25-260. The University of Chicago Press. Chicago.
- Brugger, B. (2014): Biotopkartierung der Gemeinde Kals am Großglockner. Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz. Innsbruck.
- Brunetti, M., Lentini, G., Maugeri, M., Nanni, T., Auer, I., Böhm, R., Schöner, W. (2009): Climate variability and change in the Greater Alpine Region over the last two centuries based on multi-variable analysis. *International Journal of Climatology*, 29 (15), S. 2197–2225.

- Cameron, S. A., Lozier, J. D., Strange, J. P., Koch, J. B., Cordes, N., Solter, L. F., Griswold T. L. (2011): Patterns of widespread decline in North American bumble bees. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108 (2), S. 662-667.
- Cannone, N., Pignatti, S. (2014): Ecological responses of plant species and communities to climate warming: Upward shift or range filling processes?. *Climatic Change* 123 (2), S. 201-214.
- Casey, L. M., Rebelo, H., Rotheray, E., Goulson, D. (2015): Evidence for habitat and climatic specializations driving the long-term distribution trends of UK and Irish bumblebees. *Diversity and Distributions* 21 (8), S. 864–875.
- Chao, A., Gotelli, N.J., Hsieh, T.C., Sander, E.L., Ma, K.H., Colwell, R.K. & Ellison, A.M. (2014): Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs* 84 (1), S. 45–67.
- Chen, I.-C., Hill, J. K., Ohlemüller, R., Roy, D. B., Thomas, C. D. (2011): Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science* 333 (6045), S. 1024-1026.
- Chen, I.-C., Shiu, H.-J., Benedick, S., Holloway, J. D., Chey, V. K., Barlow, H. S., Hill, J. K., Thomas, C. D. (2009): Elevation increases in moth assemblages over 42 years on a tropical mountain. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106 (5), S. 1479-1483.
- Classen, A., Peters, M. K., Kindeketa, W. J., Appelhans, T., Eardley, C. D., Gikungu, M. W., Hemp, A., Nauss, T., Steffan-Dewenter, I. (2015): Temperature versus resource constraints: which factors determine bee diversity on Mount Kilimanjaro, Tanzania? *Global Ecology and Biogeography* 24 (6), S. 642–652.
- Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D., Jiguet, F. (2008): Birds are tracking climate warming, but not fast enough. *Proceedings of the Royal Society B* 275 (1652), S. 2743–2748.
- Devictor, V., van Swaay, C., Brereton, T., Brotons, L., Chamberlain, D., Heliölä, J., Herrando, S., Julliard, R., Kuussaari, M., Lindström, Å., Reif, J., Roy, D.B., Schweiger, O., Settele, J., Stefanescu, C., Van Strien, A., Van Turnhout, C., Vermouzek, Z., WallisDeVries, M., Wynhoff, I., Jiguet, F. (2012): Differences in the climatic debts of birds and butterflies at a continental scale. *Nature Climate Change* 2 (2), S. 121–124.
- Dietl, W., Jorquera, M., Bassetti, P. (2012): Wiesen- und Alpenpflanzen. Erkennen an den Blättern, Freuen an den Blüten. 4. Aufl., durchges., verb. und erg. Zürich: Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART (AV-Buch).
- Dirnböck, T., Essl, F., Rabitsch, W. (2011): Disproportional risk for habitat loss of high-altitude endemic species under climate change. *Global Change Biology* 17 (2), S. 990-996.
- Dullinger, S., Gattringer, A., Thuiller, W., Moser, D., Zimmermann, N.E., Guisan, A., Willner, W., Plutzer, C., Leitner, M., Mang, T., Caccianiga, M., Dirnböck, T., Ertl, S., Fischer, A., Lenoir, J., Svenning, J.-C., Psomas, A., Schmatz, D.R., Silc, U., Vittoz, P. & Hülber, K. (2012): Extinction debt of high-mountain plants under twenty-first-century climate change. *Nature Climate Change* 2 (8), S. 619–622.
- EEA - European Environment Agency (2017): Climate change, impacts and vulnerability in Europe 2016 - An indicator-based report. EEA Report No 1/2017. Publications Office of the European Union. Luxembourg.
- Fischer, M. A., Adler, W., Oswald, K. (2008): Exkursionsflora für Österreich, Lichtenstein und Südtirol. Bestimmungsbuch für alle in der Republik Österreich. 3. Auflage.

- Fischer, A. (2015): Sammelbericht über die Gletschermessungen des Österreichischen Alpenvereins im Jahre 2015. *Bergauf* 70 (140), S. 26–33.
- Fitzpatrick, U., Murray, T. E., Paxton, R. J., Breen, J., Cotton, D., Santorum, V., Brown, M. J. F. (2006): Rarity and decline in bumblebees – A test of causes and correlates in the Irish fauna. *Biological Conservation* 136 (2), S. 185–194.
- Fourcade, Y., Åström, S., Öckinger, E. (2019): Climate and land-cover change alter bumblebee species richness and community composition in subalpine areas. *Biodiversity and Conservation* 28 (3), S. 639–653.
- Franz, H. (1943): Die Landtierwelt der mittleren Hohen Tauern – Ein Beitrag zur tiergeographischen und -soziologischen Erforschung der Alpen. Denkschriften 107. Band. Springer Verlag. Staatsdruckerei. Wien.
- Franzén, M., Molander, M. (2011): How threatened are alpine environments? A cross taxonomic study. *Biodiversity and Conservation* 21 (2), S. 517–526.
- Franzén, M., Öckinger, E. (2011): Climate-driven changes in pollinator assemblages during the last 60 years in an Arctic mountain region in Northern Scandinavia. *Journal of Insect Conservation* 16 (2), S. 227–238.
- Gehrig-Fasel, J., Guisan, A., Zimmermann, N.E. (2007): Treeline shifts in the Swiss Alps: climate change or land abandonment? *Journal of Vegetation Science* 18 (4), S. 571–582.
- Geologische Bundesanstalt (2003): Hydrogeologische Karte von Österreich 1:500.000. Wien.
- Gokcezade, J. F.; Gereben-Krenn, B.-A.; Neumayer, J., Krenn, H. W. (2010): Feldbestimmungsschlüssel für die Hummeln Österreichs, Deutschlands und der Schweiz (Hymenoptera, Apidae). Biologiezentrum Linz/Austria.
- Gould, S. J. (1970): Dollo on Dollo's Law: Irreversibility and the Status of Evolutionary Laws. *Journal of the History of Biology* 3 (2), S. 189–212.
- Goulson, D. (2010a): Bumblebees. In: Maclean N (2010): *Silent Summer: The State of Wildlife in Britain and Ireland*. S. 415–429. Cambridge University Press. Cambridge.
- Goulson, D. (2010b): *Bumblebees: behaviour, ecology, and conservation*. 2. Edition. Oxford University Press. New York.
- Goulson, D., Hanley, M. E., Darvill, B., Ellis, J. S. & Knight, M. E. (2005): Causes of rarity in bumblebees. *Biological Conservation* 122 (1), S. 1–8.
- Goulson, D., Lye, G.C., Darvill, B. (2008): Decline and Conservation of Bumble Bees. *Annual Review of Entomology* 53 (1), S. 191–208.
- Goulson, D., Lepais, O., O'connor, S., Osborne, J. L., Sanderson, R. A., Cussans, J., Goffe, L., Darwill, B. (2010): Effects of land use at a landscape scale on bumblebee nest density and survival. *Journal of Applied Ecology* 47 (6), S. 1207–1215.
- Grinnell, J. (1917): Field tests of theories concerning distributional control. *The American Naturalist* 51 (6), S. 115–128.
- Gros, P., Dämon, W., Medicus, C. (2007): Nationalpark Hohe Tauern - Tag der Artenvielfalt 2007 (Kalser Dorfertal, Osttirol). Endbericht im Auftrag des Nationalparks Hohe Tauern. 66 Seiten. Haus der Natur. Salzburg.
- Hagen, E., Aichhorn, A. (2014): *Hummeln bestimmen, ansiedeln, vermehren, schützen*. 6. Edition. Fauna Verlag. Nottuln.

- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., et al. (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *Public Library of Science ONE* 12 (10), S. 1-21.
- Hanski, I. (1982): Communities of bumblebees: testing the core-satellite species hypothesis. *Annales Zoologici Fennici* 19 (2), S. 65-73.
- Heinrich, B. (1975): Thermoregulation in Bumblebees II. Energetics of Warm-up and Free Flight. *Journal of comparative physiology* 96, S. 155-166.
- Heinrich, B. (1976a): The foraging specializations of individual bumblebees. *Ecological Monographs* 46 (2), S. 105-128.
- Heinrich, B. (1976b): Resource partitioning among some eusocial insects: bumblebees. *Ecology* 57 (5), S. 874-889.
- Heinrich, B. (1979a): Bumblebee economics. Harvard University Press. Cambridge, Massachusetts.
- Heinrich, B. (1979b): "Majoring" and "minoring" by foraging bumblebees, *Bombus vagans*. An experimental analysis. *Ecology* 60 (2), S. 245-255.
- Herrera, J. M., Ploquin, E. F., Rodríguez-Pérez, J., Obeso, J. R. (2014): Determining habitat suitability for bumblebees in a mountain system: a baseline approach for testing the impact of climate change on the occurrence and abundance of species. *Journal of Biogeography* 41 (4), S. 700-712.
- Hiebl, J., Frei, C. (2016). Daily temperature grids for Austria since 1961-concept, creation and applicability. *Theoretical and Applied Climatology* 124 (1), S. 161-178.
- Hines, H. M. (2008): Historical biogeography, divergence times, and diversification patterns of bumble bees (Hymenoptera: Apidae: *Bombus*). *Systematic Biology* 57 (1), S. 58-75.
- Hodkinson, I. D. (2005): Terrestrial insects along elevation gradients: species and community responses to altitude. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society* 80 (3), S. 489-513.
- Hoffmann, A. A., Sgrò, C. M. (2011): Climate change and evolutionary adaptation. *Nature* 470 (7335), S. 479-485.
- Höttinger, H. (2000): Tagfalter in Wiener Parkanlagen - Förderungsmöglichkeiten durch naturnahe Anlage, Gestaltung und Pflege. Studie im Auftrag des Magistrates der Stadt Wien. Magistratsabteilung 22 (Umweltschutz). Wien.
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., Chao, A. (2016): iNEXT: An R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution* 7 (12), S. 1451-1456.
- Ims, R. A., Henden, J. A., Killengreen, S. T. (2008): Collapsing population cycles. *Trends in Ecology & Evolution* 23 (2), S. 79-86.
- IPBES - Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (2016): Bestäuber: Unverzichtbare Helfer für weltweite Ernährungssicherheit und stabile Ökosysteme. Eine Erläuterung zur Zusammenfassung für politische Entscheidungsträger des Berichts zu Bestäubern, Bestäubung und Nahrungsmittelproduktion der zwischenstaatlichen Plattform für Biodiversität und Ökosystemleistungen (IPBES). Deutsche IPBES-Koordinierungsstelle. Bonn.

- IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change (2014): Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. 151 Seiten. IPCC, Geneva, Switzerland.
- IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change (2018): Summary for Policymakers. In: Global Warming of 1.5 °C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5 °C above preindustrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. 32 Seiten. World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland.
- Iserbyt, S., Rasmont, P. (2012): The effect of climatic variation on abundance and diversity of bumblebees: A ten years survey in a mountain hotspot. *Annales de la Société Entomologique de France* (N.S.) 48 (3-4), S. 261–273.
- Iserbyt, S., Vray, S., Dendoncker, N., Viart, S., Rasmont, P. (2016): High-resolution distribution of bumblebees (*Bombus* spp.) in a mountain area marked by agricultural decline. *Annales de la Société entomologique de France* (N.S.) 51 (5-6), S. 375–391.
- Johnson, C. N. (1998): Species extinction and the relationship between distribution and abundance. *Nature* 394 (6690), S. 272–274.
- Kastner, K. (2010): Blütenbesuchende Nutzinsekten (Diptera: Syrphidae, Hymenoptera: Apis mellifera, *Bombus* sp.) in Brachen unterschiedlichen Alters. Departement für integrative Biologie und Biodiversitätsforschung. Institut für Zoologie. Universität für Bodenkultur, Wien.
- Kerr, J. T., Pindar, A., Galpern, P., Packer, L., Potts, S. G., Roberts, S. M., Pantoja, A. (2015): Climate change impacts on bumblebees converge across continents. *Science* 349 (6244), S. 177–180.
- Kevan, P. G. (1999): Pollinators as bioindicators of the state of the environment: species, activity and diversity. *Agriculture Ecosystem & Environment* 74 (1-3), S. 373- 393.
- Kopf, T. & Schiestl, F. (2000): Wildbienen (Hymenoptera, Apoidea) an Hochwasserdämmen des Vorarlberger Rheintals (Austria). *Vorarlberger Naturschau* 8, S. 63-96.
- Kopf, T. (2003): Die Wildbienen (Hymenoptera: Apidae) des Frastanzer Riedes und der angrenzenden Illaue (Vorarlberg, Österreich). *Vorarlberger Naturschau* 13, S. 311-328.
- Kopf, T. (2008): Die Bienenfauna (Hymenoptera: Apidae) des Schlerngebietes (Südtirol, Italien) mit Angaben zu den Artengemeinschaften ausgewählter Lebensräume. *Gredleriana* 8, S. 429-466.
- Kreisch, W. F., Abl, M. (2006): Monitoring des Bergmähder-Ökosystems der „Pockhorner Wiesen“ im Nationalpark Hohe Tauern (Kärnten). *Landschaft im Wandel. Sauteria* 14, S. 185-203.
- Kudo, G. (2013): Vulnerability of phenological synchrony between plants and pollinators in an alpine ecosystem. *Ecological Research* 29 (4), S. 571–581.
- Kühn, E. (2020): Tagfalter als Indikatoren für den Biodiversitätsverlust im Grünland. Earth System Knowledge Platform. Biodiversität im Meer und an Land. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung UFZ. Leipzig.
- Le Féon, V., Schermann-Legionnet, A., Delettre, Y., Aviron, S., Billeter, R., Bugter, R., Hendrickx, F., Burel, F. (2010): Intensification of agriculture, landscape composition and wild bee communities: A large scale study in four European countries. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 137 (1-2), S. 143–150.

- Lenoir, J., Svenning, J. C. (2015): Climate-related range shifts - a global multidimensional synthesis and new research directions. *Ecography* 38 (1), S. 15–28.
- Lhomme, P., Hines H. M. (2019): Ecology and Evolution of Cuckoo Bumble Bees. *Annals of the Entomological Society of America* 112 (3), S. 122–140.
- MacArthur, R. M. (1972): *Geographical Ecology: Patterns in the Distribution of Species*. 288 Seiten. Harper & Row. New York.
- MacLean, S. A., Beissinger, S. R. (2017): Species' traits as predictors of range shifts under contemporary climate change: a review and meta-analysis. *Global Change Biology* 23 (10), S. 4094–4105.
- Manino, A., Patetta, A., Porporato, M., Quaranta, M., Intoppa, F., Piazza, M. G., Frilli, F. (2007): Bumblebee (*Bombus Latreille*, 1802) distribution in high mountains and global warming. *RE-DIA* 90, S. 125-129.
- Marshall, L., Biesmeijer, J. C., Rasmont, P., et al. (2018): The interplay of climate and land use change affects the distribution of EU bumblebees. *Global Change Biology* 24 (1), S. 101–116.
- Marshall, L., Perdijk, F., Dendoncker, N., Kunin, W., Roberts, S., Biesmeijer, J. C. (2020): Bumblebees moving up: shifts in elevation ranges in the Pyrenees over 115 years. *Proceedings of the Royal Society B* 287 (1938), 20202201.
- Martinet, B., Lecocq, T., Smet, J., Rasmont, P. (2015): A Protocol to Assess Insect Resistance to Heat Waves, Applied to Bumblebees (*Bombus Latreille*, 1802). *Public Library of Science ONE* 10 (3), S. 1-9.
- Martins, A. C., Silva, D. P., Marco Jr., P., Melo, G. A. R. (2015): Species conservation under future climate change: the case of *Bombus bellicosus*, a potentially threatened South American bumblebee species. *Journal of Insect Conservation* 19 (1), S. 33–43.
- Matthias Forkel (2005): *Höhenstufen der Vegetation*. Klett Verlag. Leipzig.
- Mayer, H. (1977): Karte der natürlichen Wälder des Ostalpenraumes. *Zentralblatt für das gesamte Forstwesen* 3, S. 147–153.
- Memmott, J., Craze, P. G., Waser, N. M., Price, M. V. (2007): Global warming and the disruption of plant–pollinator interactions. *Ecology Letters* 10 (8), S. 710–717.
- Minachilis, K., Kantsa, A., Devalez, J., Trigas, P., Tscheulin, T., Petanidou, T. (2020): Bumblebee diversity and pollination networks along the elevation gradient of Mount Olympus, Greece. *Diversity and Distribution* 26 (11), S. 1566-1581.
- Müller, A., Krebs, A., Amiet, F. (1997): *Bienen - Mitteleuropäische Gattungen, Lebensweise, Beobachtung*. Naturbuch Verlag, Augsburg.
- Neumayer, J. (1998): Habitatpräferenzen alpiner Hummelarten (Hymenoptera, Apidae, *Bombus*, *Psithyrus*): Meereshöhe und Lage im Gebirgsrelief als Faktoren der Nischentrennung. *Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Nationalpark Hohe Tauern* 4, S. 159-174.
- Neumayer, J. (2003): Die Hummelfauna Österreichs, Stand der Datenerhebung - erste Ergebnisse. *Beiträge zur Entomofaunistik* 4, S. 138–140.
- Neumayer, J. (2005): Biodiversity of flower visitors: Enabling and threatening factors for the existence of species - rich communities. 3rd Symposion of the Hohe Tauern National Park Conference Volume for Research in Protected Areas, S. 163-166. Castle of Kaprun.

- Neumayer, J. (2010): Die Hummeln des Nationalparks Thayatal – überarbeitete Fassung. Salzburg: im Auftrag des Nationalparks Thayatal. Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Niederösterreichischen Landesmuseum. St. Pölten.
- Neumayer, J., Kofler, A. (2005): Zur Hummelfauna des Bezirkes Lienz (Osttirol, Österreich) (Hymenoptera: Apidae, Bombus). Biologiezentrum Linz/Austria.
- Neumayer, J., Paulus, H.F (1999): Ökologie alpiner Hummelgemeinschaften. Blütenbesuch, Ressourcenaufteilung und Energiehaushalt. Untersuchungen in den Ostalpen Österreichs. Stapfia 67. Linz.
- Novacek, M. J., Cleland, E. E. (2001): The current biodiversity extinction event: scenarios for mitigation and recovery. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 98 (10), S. 5466-5470.
- Oertli, S., Müller, A, Dorn, S. (2005): Ecological and seasonal patterns in the diversity of a species-rich bee assemblage (Hymenoptera: Apoidea: Apiformes). *European Journal of Entomology* 102 (1), S. 53–63.
- Ohlemüller, R., Anderson, B., Araújo, M., Butchart, S., Kudrna, O., Ridgely, R., Thomas, C. (2008): The coincidence of climatic and species rarity: High risk to small-range species from climate change. *Biology letters* 4 (5), S. 568-572.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., Mclinn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs E., Wagner, H. (2020): *vegan: R package version 2.5-7. Community Ecology Package* 2 (9), S. 1-295.
- Oliver, T., Hill, J. K., Thomas, C. D., Brereton, T. & Roy, D. B. (2009): Changes in habitat specificity of species at their climatic range boundaries. *Ecology Letters* 12 (10), S. 1091–102.
- Park, M. G., Raguso, R. A., Losey, J. E., Danforth, B. N. (2015): Per-visit pollinator performance and regional importance of wild *Bombus* and *Andrena* (*Melandrena*) compared to the managed honey bee in New York apple orchards. *Apidologie* 47, S. 145–160.
- Parmesan, C. (2006): Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 37 (1), S. 637–69.
- Parmesan, C., Yohe, G. (2003): A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421 (6918), S. 37–42.
- Peters, G. (1972): Ursachen für den Rückgang der seltenen heimischen Hummelarten (Hym., *Bombus* et *Psithyrus*). *Entomologische Berichte* 9, S. 85–90.
- Peters, M. K., Hemp, A., Appelhans, T., Classen, A., et al. (2019): Climate–land-use interactions shape tropical mountain biodiversity and ecosystem functions. *Nature* 568 (7750), S. 88–92.
- Pickett, S. T. A. (1989): Space-for-Time Substitution as an Alternative to Long-Term Studies. In: Likens, G.E. (1989): *Long-Term Studies in Ecology*. Springer. New York.
- Pittioni, B. (1937): Die Hummelfauna im Kalsbachtal in Ost-Tirol. Ein Beitrag zur Ökologie und Systematik der Hummeln Mitteleuropas. *Festschrift für Prof. Dr. Embrik Strand* 3.
- Ploquin, E.F., Herrera, J. M., Obeso, J. R. (2013): Bumblebee community homogenization after uphill shifts in montane areas of northern Spain. *Oecologia* 173 (4), S. 1649–1660.
- Podani, J., Miklós, I. (2002): Resemblance Coefficients and the Horseshoe Effect in Principal Coordinates Analysis. *Ecology* 83 (12), S. 3331–3343.

- Pradervand, J.-N., Pellissier, L., Randin, C., Guisan, A. (2014): Functional homogenization of bumblebee communities in alpine landscapes under projected climate change. *Climate Change Responses* 1 (1), S. 1–10.
- Pritsch, G. (2007): Bienenweide. 200 Trachtpflanzen erkennen und bewerten. Kosmos. Stuttgart.
- Rabitsch, W., Zülka, K.P. & Götzl, M. (2020): Insekten in Österreich. Artenzahlen, Status, Trends, Bedeutung und Gefährdung. Reports, Bd. REP-0739. Umweltbundesamt, Wien.
- Ranta, E., K. Vepsäläinen (1981): Why are there so many species? Spatio-temporal heterogeneity and northern bumblebee communities. *Oikos* 36 (1), S. 28-34.
- Rasmont, P., Iserbyt, S. (2014): Atlas of the European bees: genus *Bombus*. STEP Project. Status and Trends of European Pollinators, Atlas Hymenoptera. 3rd Edition. Mons, Gembloux (Belgium).
- Rasmont, P., Mersch, P. (1988): First estimation of faunistic drift by bumblebees of Belgium, (Hymenoptera: Apidae) - Première estimation de la dérive faunique chez les bourdons de la Belgique (Hymenoptera: Apidae). *Annales de la Société Royale Zoologique de Belgique*, 118 (2), S. 141–147.
- Rasmont, P., Scholl, E. (1986): Identification and variability of males of the genus *Bombus* LATR. S. str. *Revue suisse de Zoologie* 93 (3), S. 661-682.
- Rasmont, P. (1984): Le bourdons du genre *Bombus* LATREILLE sensu stricto en Europe Occidentale et Centrale. *Spixiana* 7 (2). S. 135-160.
- Rasmont, P., Franzén, M., Lecocq, T., Harpke, A., Roberts, S. P. M., Biesmeijer, J. C., Castro, L., Cederberg, B., Dvůrák, L., Fitzpatrick, Ú., Gonthier, Y., Haubruge, E., Mahé, G., Manino, A., Michez, D., Neumayer, J., Ødegaard, F., Paukkunen, J., Pawlikowski, T., Potts, S.G., Reemer, M., Settele, J., Straka, J., Schweiger, O. (2015): Climatic Risk and Distribution Atlas of European Bumblebees. 246 Seiten. *Biorisk* 10 (Special Issue).
- Rat der Europäischen Union (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (ABl. L 206 vom 22.7.1992, S. 7).
- Ries, M., Reinhardt, T., Nigmann, U., Balzer, S. (2019): Analyse der bundesweiten Roten Listen zum Rückgang der Insekten in Deutschland - Analysis of the German Red Lists to determine the decline of insect species. *Natur und Landschaft* 97 (6-7), S. 236-244.
- Sauberer, N., Prinz, M., Essl, F. (2017): Österreichs Klima, Geographie und Landbedeckung im Überblick. In: Zuna-Kratky et al. (2017): Die Heuschrecken Österreichs. S. 24-34. Biologiezentrum des Oberösterreichischen Landesmuseums. Linz.
- Schindler, M., Diestelhorst, O., Härtel, S., Saure, C., Schanowski, A., Schwenninger, H. R. (2013): Monitoring agricultural ecosystems by using wild bees as environmental indicators. *Biorisk* 8, S. 53–71.
- Schmid-Egger, C., Risch, S. & Niehuis, O. (1995): Die Wildbienen und Wespen in Rheinland-Pfalz (Hymenoptera, Aculeata) - Verbreitung Ökologie und Gefährdungssituation. *Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz*, Beiheft 16. Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz. Landau.
- Schneller, B., Gereben-Krenn, B.-A., Neumayer, J., Bossert, S., Krenn, H. W. (2014): Diversität, Lebensraumpräferenzen und Blütenbesuch der Hummeln (Hymenoptera: Apidae: *Bombus*) in Vorarlberg (Österreich). *Acta ZooBot Austria* 150/151, S. 135–156.

- Scholl, A., Obrecht, E. (1983): Enzymelektrophoretische Untersuchungen zur Artabgrenzung im *Bombus lucorum*-Komplex (Apidae, Bombini). *Apidologie* 14 (2), S. 65-78.
- Sedy, K., Götzl, M. (2015): Wildbienenparadies Österreich? Aktuelle Umweltsituation – Identifikation von Gefahren und Lösungen bei der Landbewirtschaftung. Umweltbundesamt. Wien.
- Settele, J., Kudrna, O., Harpke, A., Kühn, I., Van Swaay, C., Verovnik, R., Warren, M., Wiemers, M., Hanspach, J., Hickler, T., Kühn, E., Van Halder, I., Veiling, K., Vliegenthart, A., Liegenthart, A., Wyhhoff, I., Schweiger O. (2008): Climatic Risk Atlas of European Butterflies. 710 Seiten. *Biorisk* 1 (Special Issue).
- Soroye, P., Newbold, T., Kerr, J. (2020): Climate change contributes to widespread declines among bumble bees across continents. *Science*. 367 (6478), S. 685-688.
- Spohn, M., Golte-Bechtle, M.; Spohn, R. (2008): Was blüht denn da? Das Original; sicher nach Farbe bestimmen; extra: Bäume, Sträucher, Gräser. 58., völlig Neubearb. und erw. Auflage. Kosmos. Stuttgart.
- Theurillat, J. P., Guisan, A. (2001): Potential impact of climate change on vegetation in the European Alps: a review. *Climatic Change* 50 (1), S. 77-109.
- Thomas, C. D., Cameron, A., Green, R. E., Bakkenes, M., Beaumont, L. J., Collingham, Y. C., Erasmus, B. F. N., de Siqueira, M. F., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A. S., Midgley, G. F., Miles, L., Ortega-Huerta, M. A., Peterson, A. T., Phillips, O. L., Williams, S. E. (2004): Extinction risk from climate change. *Nature* 427 (6970), S. 145-148.
- Thuiller, W. (2004): Patterns and uncertainties of species' range shifts under climate change. *Global Change Biology* 10 (12). S. 2020-2027.
- Thuiller, W., Lavorel, S., Araújo, M. (2005): Niche Properties and Geographical Extent as Predictors of Species Sensitivity to Climate Change. *Global Ecology and Biogeography* 14 (4), S. 347-357.
- Tinner, W., Kaltenrieder, P. (2005): Rapid responses of high-mountain vegetation to early Holocene environmental changes in the Swiss Alps. *Journal of Ecology* 93 (5). S. 936-947.
- Urban, M. C., Bocedi, G., Hendry, A. P., Mihoub, G., Peter, A., Singer, J. R., Bridle, L. G., Crozier, L., De Meester, W., Godsoe, A., Gonzales, J. J., Hellmann, R. D., Holt, A., Huth, K., Johst, C. B., Krug, P. W., Leadley, S. C. F., Palmer, J. H., Pantel, A., Schmitz, P. A., Zollner, J. M., Travis, J. (2016): Improving the forecast for biodiversity under climate change. *Science* 353 (6304), S. 1113-1124.
- Velthuis, H. H. W., van Doorn, A. (2006): A century of advances in bumblebee domestication and the economic and environmental aspects of its commercialization for pollination. *Apidologie* 37 (4), S. 421-451.
- Viterbi, R. (o.D.): Climate and animal biodiversity: analysis of risk factors in western Alpine protected areas. Università Degli Studi Di Genova.
- Walther, G. R., Beißner, S., Burga, C. A. (2005): Trends in upward shift of alpine plants. *Journal of Vegetation Sciences* 16 (5), S. 541-548.
- Werner, M. (2016): Welche Alpenblume ist das? 168 Alpenblumen einfach bestimmen. Kosmos-Naturführer. Das Pocket-Format. Stuttgart.
- Westrich, P. (2019): Die Wildbienen Deutschlands. Eugen Ulmer KG. Stuttgart.

- Wiesbauer, H. (2017): Wilde Bienen. Biologie – Lebensraumdynamik am Beispiel Österreich – Artenporträts. Eugen Ulmer KG. Stuttgart.
- Williams, P., Osborne, J. (2009): Bumblebee vulnerability and conservation world-wide. *Apidologie*. 40 (3), S. 367-387
- Williams, P. H. (1968): Environmental change and the distributions of British bumble bees (*Bombus* Latr.). *Bee World* 67 (2), S. 50–61.
- Williams, P. H. (1982): The distribution and decline of British bumble bees (*Bombus* Latr.). *Journal of Apicultural Research*, 21 (4), S. 236–245.
- Williams, P. H. (1998): An annotated checklist of bumble bees with an analysis of patterns of description (Hymenoptera: Apidae, Bombini). *Bulletin of the Natural History Museum (Entomology)* 67 (1), S. 79–152.
- Wilson, R. J., Gutiérrez, D., Gutiérrez, J., Monserrat Víctor, J. (2007): An elevational shift in butterfly species richness and composition accompanying recent climate change. *Global Change Biology* 13 (9), S. 1873 – 1887.
- Wimmer, R., Wintersberger, H., Pathl, G. (2012a): Hydromorphologische Leitbilder: Fließgewässertypisierung in Österreich, Band 1: Einführung, Definitionen und Parameter. Lebensministerium - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien.
- Wimmer, R., Wintersberger, H., Pathl, G. (2012b): Hydromorphologische Leitbilder: Fließgewässertypisierung in Österreich, Band 2: Naturraumbeschreibungen, Bioregionen und Typologie. Lebensministerium - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien.
- Wolf, H. (1985): Veränderungen der Hummelfauna (Hymenoptera: Apidae) des Siegerlandes, Bemerkungen zum Artenschutz und Bestimmungsschlüssel der in Nordrhein-Westfalen vorkommenden Arten. *Natur und Heimat* 45. Jahrgang. Floristische, faunistische und ökologische Berichte. Westfälisches Museum für Naturkunde, Landschaftsverband Westfalen Lippe. Münster.
- Zemp, M., Frey, H., Gärtner-Roer, I., Nussbaumer, S., Hoelzle, M., Paul, F., Vincent, C. (2015): Historically unprecedented global glacier decline in the early 21st century. *Journal of Glaciology*, 61 (228), S. 745-762.

Internetquellen

- Amt der Tiroler Landesregierung (2015): Bericht der Klimaschutzkoordination – Sachstandsbericht Klimawandel in Tirol. Online unter: <https://www.tirol.gv.at/fileadmin/themen/landesentwicklung/raumordnung/Nachhaltigkeit/Nachhaltigkeits- und Klimakoordination/Klimaschutz und Klimawandelanpassung/Grundlagen und Ziele der Klimapolitik/Tiroler Klimaschutz- und Klimawandelanpassungsstrategie Teil I - Sachstandsbericht.pdf> zuletzt abgerufen am 08.02.2021
- Auer, I., Böhm, R., Jurkovoc, A., et al. (2006). Histalp - Historical instrumental climatological surface time series of the greater alpine region. Retrieved from <http://www.zamg.ac.at/ALP-IMP/>
- BEV - Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen (2019): Stichtagsdaten der Verwaltungsgrenzen (VGD) – Tirol. Creative Commons Namensnennung 4.0 International. Online unter: www.bev.gv.at. Zuletzt abgerufen am 22.05.2021.

- BFN - Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft (o.D.): eBod – Digitale Bodenkarte. Online unter: <https://bodenkarte.at/#/center/12.6678,47.0027/zoom/13> zuletzt abgerufen am 08.02.2021.
- BMNT – Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (2021a): WISA – Wasserinformationssystem Austria: Gewässerbewirtschaftungsplan 2015. Online unter: <https://maps.wisa.bmlrt.gv.at/gewaesserbewirtschaftungsplan-2015#> zuletzt abgerufen am 08.02.2021.
- BMNT – Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (2021b): WISA – Wasserinformationssystem Austria: Gewässerbewirtschaftungsplan 2015 – OBERFLÄCHENWASSERKÖRPER - DATENBLATT 2015 – Kalser Bach. <https://maps.wisa.bmlrt.gv.at/gewaesserbewirtschaftungsplan-2015#> zuletzt abgerufen am 08.02.2021.
- BMNT – Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (2021c): WISA – Wasserinformationssystem Austria: Gewässerbewirtschaftungsplan 2015 – OBERFLÄCHENWASSERKÖRPER - DATENBLATT 2015 – Teischnitzbach. <https://maps.wisa.bmlrt.gv.at/gewaesserbewirtschaftungsplan-2015#> zuletzt abgerufen am 08.02.2021.
- BMNT – Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (2021d): WISA – Wasserinformationssystem Austria: Gewässerbewirtschaftungsplan 2015 – OBERFLÄCHENWASSERKÖRPER - DATENBLATT 2015 – Ködnitzbach. <https://maps.wisa.bmlrt.gv.at/gewaesserbewirtschaftungsplan-2015#> zuletzt abgerufen am 08.02.2021.
- BMNT – Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (2021e): WISA – Wasserinformationssystem Austria: Gewässerbewirtschaftungsplan 2015 – OBERFLÄCHENWASSERKÖRPER - DATENBLATT 2015 – Lesachbach. <https://maps.wisa.bmlrt.gv.at/gewaesserbewirtschaftungsplan-2015#> zuletzt abgerufen am 08.02.2021.
- BMNT – Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (2021f): WISA – Wasserinformationssystem Austria: Grundwasser. Online unter: <https://maps.wisa.bmlrt.gv.at/gewaesserbewirtschaftungsplan-2015#> zuletzt abgerufen am 08.02.2021.
- Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen (o.D.): Historische Karten Tirol – Österreichische Spezialkarte. Online unter: https://hik.tirol.gv.at/?base-map=bm0&scale=36111.9818670124¢erx=1409467.9218077585¢ery=5944110.834293895¢erspatial=102100&category=Uebersichtskarten_geo-ref&map=19 zuletzt abgerufen am 24.04.2021.
- Copernicus Climate Change Service (2021): European State of the Climate 2020. Online unter: https://climate.copernicus.eu/sites/default/files/2021-04/ESOTC2020_summary.pdf zuletzt abgerufen am 23.04.2021.
- DWD - Deutsches Klima-Konsortium, Deutsche Meteorologische Gesellschaft, Deutscher Wetterdienst, Extremwetterkongress Hamburg, Helmholtz-Klima-Initiative, klimafakten.de (2020): Was wir heute übers Klima wissen – Basisfakten zum Klimawandel, die in der Wissenschaft unumstritten sind. Online unter: https://www.dwd.de/DE/klimaumwelt/aktuelle_meldungen/200910/dkk_faktensammlung.pdf?__blob=publicationFile&v=2 zuletzt abgerufen am 30.01.2021.
- ECMWF - European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (2021): Copernicus: 2020 warmest year on record for Europe; globally, 2020 ties with 2016 for warmest year recorded. Press release, Reading, 8 January 2021. Online unter: <https://climate.copernicus.eu/copernicus-2020-warmest-year-record-europe-globally-2020-ties-2016-warmest-year-recorded?fbclid=IwAR1gHorCoAbpdJW3PZHVmyY7pO9l1njA-U6SJcao2nliiPHOFjdi4PutHsq> zuletzt abgerufen am 30.01.2021.

- Gemeinde Kals am Großglockner (o.D.a): Die Gemeinde Kals am Großglockner - Zahlen, Daten & Fakten. Online unter: <https://www.kalskommunikation.at/portrait/zahlen-daten-und-fakten> zuletzt abgerufen am 08.02.2021.
- Gemeinde Kals am Großglockner (o.D.b): Wissenswertes über das Dorf am Fuße des Großglockners. Online unter: <https://www.kalskommunikation.at/portrait/das-glocknerdorf-kals> zuletzt abgerufen am 08.02.2021.
- Gemeinde Kals am Großglockner (o.D.c): Sprachschichten im Kalser Tal: Alter alpiner Kulturraum - Romanen, Slawen, Baiern. Online unter: <https://www.kalskommunikation.at/portrait/sprachschichten-im-kalsertal> zuletzt abgerufen am 08.02.2021.
- Gemeinde Kals am Großglockner (o.D.d): Land- und Forstwirtschaft in Kals - Durch Veredelung zu mehr Wertschöpfung. Online unter: <https://www.kalskommunikation.at/leben-in-kals/landwirtschaft> zuletzt abgerufen am 08.02.2021.
- Geographie Innsbruck (2019): Tirol Atlas – Längenänderung der Gletscher seit 1991 (Pasterzen Kees). Online unter: <https://tirolatlas.uibk.ac.at/data/chart.py/index?lang=de;chart=3627;id=5510124;series=399> zuletzt abgerufen am 08.02.2021.
- Geographie Innsbruck (o.D.): Tirol Atlas - Gletscherfläche 1998 (ha) und Veränderung der Fläche seit 1969 (%). Online unter: https://tirolatlas.uibk.ac.at/maps/inter-face/thema.py/sheet?lang=de;menu_id=237 zuletzt abgerufen am 08.02.2021.
- Geologische Bundesanstalt (2012a): Geologische Übersichtskarte Österreich. Online unter: http://www.geologie.ac.at/RockyAustria/geologie_und_landschaft.htm zuletzt abgerufen am 08.02.2021.
- Geologische Bundesanstalt (2012b): Das Penninikum: Ozeanboden auf Bergeshöhe. Online unter: <https://web.archive.org/web/20130130100840/http://www.geologie.ac.at/RockyAustria/penninikum.htm> zuletzt abgerufen am 08.02.2021.
- Geologische Bundesanstalt (2012c): Das Kristallin der Ostalpen: Von der Silvretta zur Buckligen Welt. Online unter: https://web.archive.org/web/20120702212918/http://www.geologie.ac.at/RockyAustria/ostalpe_krist.htm zuletzt abgerufen am 02.08.2021.
- Geologische Bundesanstalt (2017): Multithematische geologische Karte von Österreich 1:1.000.000. Online unter: <https://geolba.maps.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=0e19d373a13d4eb19da3544ce15f35ec> zuletzt abgerufen am 08.02.2021.
- JKU - Johannes Kepler Universität Linz (2017): Österreich – Klima. Online unter: <https://www.oesterreich.com/de/staat/klima> zuletzt abgerufen am 08.02.2021.
- Land Tirol (1991): Gesetz vom 9. Oktober 1991 über die Errichtung des Nationalparks Hohe Tauern in Tirol (Tiroler Nationalparkgesetz Hohe Tauern). Online unter: <https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=LrT&Gesetzesnummer=10000127> zuletzt abgerufen am 08.02.2021.
- Land Tirol (2005): Kundmachung der Landesregierung vom 12. April 2005 über die Wiederverlautbarung des Tiroler Naturschutzgesetzes 1997. Online unter: <https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=LrT&Gesetzesnummer=20000252&ShowPrintPreview=True> zuletzt abgerufen am 08.02.2021.
- Nationalpark Hohe Tauern (o.D.a): Geologie - Die Entstehung der Alpen. Online unter: <https://hohetauern.at/de/natur/geologie.html> zuletzt abgerufen am 08.02.2021.
- Nationalpark Hohe Tauern (o.D.b): Lebensräume im Nationalpark Hohe Tauern. Online unter: <https://hohetauern.at/de/natur/lebensraeume.html> zuletzt abgerufen am 08.02.2021.

- NHM - Natural History Museum, London (2018): Pittioni Bee Collection. Online unter: <http://pittioni.myspecies.info> zuletzt abgerufen am 08.02.2021.
- Statistik Austria (2010): Ein Blick auf die Gemeinde Kals am Großglockner - Anteil ausgewählter Kulturarten an der land- und forstwirtschaftl. Fläche in Prozent. Online unter: <https://www.statistik.at/blickgem/G0705/g70712.pdf> zuletzt abgerufen 08.02.2021.
- Statistik Austria (2020): Ein Blick auf die Gemeinde Kals am Großglockner – Fläche und Flächennutzung. Online unter: <https://www.statistik.at/blickgem/G0101/g70712.pdf> zuletzt abgerufen am 08.02.2021.
- ZAMG - Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (2020): Klima - Klimaübersichten – Jahrbuch: Gesamtjahresauswertung Klima Kals am Großglockner 2019. Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft und Forschung. Wien. Online unter: <https://www.zamg.ac.at/cms/de/klima/klimauebersichten/jahrbuch> zuletzt abgerufen am 08.02.2021.
- ZAMG - Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (2021): Klima aktuell – Klimamonitoring: Lienz. Online unter: <https://www.zamg.ac.at/cms/de/klima/klima-aktuell/klimamonitoring/?station=17901¶m=t&period=period-y-2020&ref=3> zuletzt abgerufen unter 08.02.2021.
- ZAMG – Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (o. D.a): Klimazukunft Alpenraum– Lufttemperatur – es wird wärmer. Online unter: <https://www.zamg.ac.at/cms/de/klima/informationsportal-klimawandel/klimazukunft/alpenraum/lufttemperatur> zuletzt abgerufen am 30.01.2021.
- ZAMG – Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (o. D.b): Klimazukunft Europa– Lufttemperatur – es wird wärmer. Online unter: <https://www.zamg.ac.at/cms/de/klima/informationsportal-klimawandel/klimazukunft/europa/lufttemperatur> zuletzt abgerufen am 30.01.2021.
- ZAMG – Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (o. D.c): Klimazukunft Europa– Lufttemperatur – die Temperaturkurve zeigt nach oben. Online unter: <https://www.zamg.ac.at/cms/de/klima/informationsportal-klimawandel/klimazukunft/global/lufttemperatur> zuletzt abgerufen am 30.01.2021.
- ZAMG – Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (o. D.d): Klimavergangenheit – Neoklima – Lufttemperatur. Online unter: <https://www.zamg.ac.at/cms/de/klima/informationsportal-klimawandel/klimavergangenheit/neoklima/lufttemperatur> zuletzt abgerufen unter 30.01.2021.

Anhang

Aufnahmebogen Hummeln T					I	r	Bearbeiterin:	Datum:	Uhrzeit:	von	bis
Gebiet:					Habitattyp:						
Koordinaten:	T.Anfang		T.Ende		Blütenangebot: kaum gering mittel hoch sehr hoch						
Temperatur:	T.Anfang		T.Ende		Anzahl der blühenden Pflanzen:						
Höhe:	T.Anfang		T.Ende								
Exposition:											
Bewölkung:	0%	1-34%	35-74%	75-100%							
Windstärke:	1	2	3	4							

[illegible]

Abbildung 78 Aufnahmebogen Transekte

Aktivität: BS-Blütensuchend, N-Nektar saugend, P-Pollen sammelnd, NP-Nektar saugend und Pollen sammelnd, NR-Nektarraub, SNR-Sekundärer Nektarraub, V-Vibrationssammeln
Blütenangebot: kaum, gering, mittel, hoch, sehr hoch; **Geschl.:** A=Arbeiterin, K=Königin, D=Drohn, KK=Kuckuckskönigin, KD=Kuckucksdrohne
Windstärke nach Beaufort: 0 - windstille; 1- kaum merklich, Rauch treibt leicht ab; 2 - Bl. rascheln, Wind im Gesicht spürbar; 3 - Bl. und dünne; 4 - Zw bewegen sich; Papier wird vom Boden gehoben
Habitattypen: 1. Biotoptypen an und über WG (1.1 Offenland - 1.1.1 Rasen/Wiesen/Weiden, 1.1.2 Fels-/Schuttlflur-/Polstergesellschaften, 1.2 Halboffenland - 1.2.1 Zwergstrauchheiden, 1.2.2 Latschengebüsche), 2 Feuchtbiootope, 3 Gewässer (3.1 Gewässerbüsch, 4 Ruderalfläche (4.1 Siedlungsgebiete)

Seite 203

Zusatzmaterial für die Auswertung der Hummelfauna des Jahres 2020

Artenlisten der Aufnahmeteilgebiete - 2020

Tabelle 25 Nachgewiesene Arten in den Teilgebieten – 2020

Kalsbachtal (11 Arten)	Dorfertal (13 Arten)
<i>Bombus hortorum</i>	<i>Bombus cryptarum</i>
<i>Bombus humilis</i>	<i>Bombus gerstaeckeri</i>
<i>Bombus lapidarius</i>	<i>Bombus hortorum</i>
<i>Bombus lucorum</i>	<i>Bombus lucorum</i>
<i>Bombus mesomelas</i>	<i>Bombus mesomelas</i>
<i>Bombus pascuorum</i>	<i>Bombus monticola</i>
<i>Bombus pratorum</i>	<i>Bombus pascuorum</i>
<i>Bombus ruderarius</i>	<i>Bombus pratorum</i>
<i>Bombus sichelii</i>	<i>Bombus pyrenaeus</i>
<i>Bombus soroeensis</i>	<i>Bombus ruderarius</i>
<i>Bombus sylvarum</i>	<i>Bombus sichelii</i>
Teischnitztal (17 Arten)	<i>Bombus soroeensis</i>
<i>Bombus cryptarum</i>	<i>Bombus wurflenii</i>
<i>Bombus gerstaeckeri</i>	Schönlebenspitze (8 Arten)
<i>Bombus hortorum</i>	<i>Bombus barbutellus</i>
<i>Bombus hypnorum</i>	<i>Bombus cryptarum</i>
<i>Bombus lapidarius</i>	<i>Bombus monticola</i>
<i>Bombus lucorum</i>	<i>Bombus pratorum</i>
<i>Bombus mesomelas</i>	<i>Bombus pyrenaeus</i>
<i>Bombus monticola</i>	<i>Bombus sichelii</i>
<i>Bombus mucidus</i>	<i>Bombus soroeensis</i>
<i>Bombus pascuorum</i>	<i>Bombus wurflenii</i>
<i>Bombus pratorum</i>	Figerhorn (12 Arten)
<i>Bombus pyrenaeus</i>	<i>Bombus barbutellus</i>
<i>Bombus ruderarius</i>	<i>Bombus cryptarum</i>
<i>Bombus rupestris</i>	<i>Bombus hortorum</i>
<i>Bombus sichelii</i>	<i>Bombus monticola</i>
<i>Bombus soroeensis</i>	<i>Bombus mucidus</i>
<i>Bombus wurflenii</i>	<i>Bombus pascuorum</i>
Ködnitztal (16 Arten)	<i>Bombus pratorum</i>
<i>Bombus cryptarum</i>	<i>Bombus pyrenaeus</i>
<i>Bombus hortorum</i>	<i>Bombus ruderarius</i>
<i>Bombus lucorum</i>	<i>Bombus sichelii</i>
<i>Bombus mendax</i>	<i>Bombus soroeensis</i>
<i>Bombus mesomelas</i>	<i>Bombus wurflenii</i>
<i>Bombus monticola</i>	Raseggbachtal (12 Arten)
<i>Bombus mucidus</i>	<i>Bombus hortorum</i>
<i>Bombus pascuorum</i>	<i>Bombus lucorum</i>
<i>Bombus pratorum</i>	<i>Bombus monticola</i>

<i>Bombus pyrenaeus</i>	<i>Bombus mucidus</i>
<i>Bombus ruderarius</i>	<i>Bombus pascuorum</i>
<i>Bombus rupestris</i>	<i>Bombus pratorum</i>
<i>Bombus sichelii</i>	<i>Bombus pyrenaeus</i>
<i>Bombus soroeensis</i>	<i>Bombus ruderarius</i>
<i>Bombus sylvarum</i>	<i>Bombus sichelii</i>
<i>Bombus wurflenii</i>	<i>Bombus soroeensis</i>
Lesachtal (10 Arten)	<i>Bombus sylvarum</i>
<i>Bombus hortorum</i>	<i>Bombus wurflenii</i>
<i>Bombus lapidarius</i>	Kalser Höhe (7 Arten)
<i>Bombus monticola</i>	<i>Bombus cryptarum</i>
<i>Bombus pascuorum</i>	<i>Bombus monticola</i>
<i>Bombus pratorum</i>	<i>Bombus pratorum</i>
<i>Bombus pyrenaeus</i>	<i>Bombus pyrenaeus</i>
<i>Bombus ruderarius</i>	<i>Bombus ruderarius</i>
<i>Bombus sichelii</i>	<i>Bombus sichelii</i>
<i>Bombus soroeensis</i>	<i>Bombus soroeensis</i>
<i>Bombus wurflenii</i>	
Glocknergebiet (5 Arten)	
<i>Bombus alpinus</i>	
<i>Bombus cryptarum</i>	
<i>Bombus pyrenaeus</i>	
<i>Bombus sichelii</i>	
<i>Bombus soroeensis</i>	

Hummel-Diversitätsanalyse für die Aufnahmeteilgebiete - 2020

Tabelle 26 GLM-Ergebnisse für die Rarefied diversity estimates (Rarefied species richness $q=0$, Shannon-Diversität $q=1$) im iNext-Package für die Teilgebiete - 2020**GLM**

Predictor variable: Dependent variable: Dependent variable:

Gebiet	Hill number $q = 1$	Hill number $q = 0$
Figerhorn	1.407 (1.277)	3.452 (2.675)
Glocknergruppe	-5.308*** (1.277)	-5.085* (2.675)
Kalsbachtal	-3.300** (1.277)	-1.425 (2.675)
Kalser Hoehe	-3.418** (1.277)	-4.188 (2.675)
Koednitztal	2.155 (1.277)	1.301 (2.675)
Lesachtal	-1.480 (1.277)	-0.118 (2.675)
Raseggbachtal	-0.105 (1.277)	1.070 (2.675)
Schoenlebenspitze	-3.395** (1.277)	-0.213 (2.675)
Teischnitztal	1.179 (1.277)	1.426 (2.675)
Constant	8.028*** (0.903)	11.326*** (1.892)
Observations	30	30
Log Likelihood	-50.904	-73.087
Akaike Inf. Crit.	121.809	166.174

Note: *p<0.05 **p<0.01 ***p<0.001

Levene's Test for Homogeneity of Variance (center = median)

Hill number $q = 1$

	Df	F value	Pr(>F)
Group	9	0.8757	0.5616
	20		

Levene's Test for Homogeneity of Variance (center = median)

Hill number $q = 0$

	Df	F value	Pr(>F)
Group	9	1.1607	0.3697
	20		

Tabelle 27 Tukey's post hoc test: Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses (Hill number $q=1$) – Paarweiser Vergleich der Ergebnisse des GLMs für die Teilgebiete - 2020

Comparison	Estimate	Std.Error	zvalue	Pr(> z)
Figerhorn-Dorfertal	1.40667	1.27704	1.102	0.9847
Glocknergruppe-Dorfertal	-5.30800	1.27704	-4.156	<0.01**
Kalsbachtal-Dorfertal	-3.29967	1.27704	-2.584	0.2250
KalserHoehe-Dorfertal	-3.41833	1.27704	-2.677	0.1829
Koednitztal-Dorfertal	2.15467	1.27704	1.687	0.8030
Lesachtal-Dorfertal	-1.47967	1.27704	-1.159	0.9783
Raseggbachtal-Dorfertal	-0.10500	1.27704	-0.082	1.0000
Schoenleitenspitze-Dorfertal	-3.39500	1.27704	-2.658	0.1906
Teischnitztal-Dorfertal	1.17900	1.27704	0.923	0.9958
Glocknergruppe-Figerhorn	-6.71467	1.27704	-5.258	<0.01***
Kalsbachtal-Figerhorn	-4.70633	1.27704	-3.685	<0.01**
KalserHoehe-Figerhorn	-4.82500	1.27704	-3.778	<0.01**
Koednitztal-Figerhorn	0.74800	1.27704	0.586	0.9999
Lesachtal-Figerhorn	-2.88633	1.27704	-2.260	0.4149
Raseggbachtal-Figerhorn	-1.51167	1.27704	-1.184	0.9750
Schoenleitenspitze-Figerhorn	-4.80167	1.27704	-3.760	<0.01**
Teischnitztal-Figerhorn	-0.22767	1.27704	-0.178	1.0000
Kalsbachtal-Glocknergruppe	2.00833	1.27704	1.573	0.8618
KalserHoehe-Glocknergruppe	1.88967	1.27704	1.480	0.9005
Koednitztal-Glocknergruppe	7.46267	1.27704	5.844	<0.01***
Lesachtal-Glocknergruppe	3.82833	1.27704	2.998	0.0808
Raseggbachtal-Glocknergruppe	5.20300	1.27704	4.074	<0.01**
Schoenleitenspitze-Glocknergruppe	1.91300	1.27704	1.498	0.8935
Teischnitztal-Glocknergruppe	6.48700	1.27704	5.080	<0.01***
KalserHoehe-Kalsbachtal	-0.11867	1.27704	-0.093	1.0000
Koednitztal-Kalsbachtal	5.45433	1.27704	4.271	<0.01***
Lesachtal-Kalsbachtal	1.82000	1.27704	1.425	0.9196
Raseggbachtal-Kalsbachtal	3.19467	1.27704	2.502	0.2670
Schoenleitenspitze-Kalsbachtal	-0.09533	1.27704	-0.075	1.0000
Teischnitztal-Kalsbachtal	4.47867	1.27704	3.507	0.0163*
Koednitztal-KalserHoehe	5.57300	1.27704	4.364	<0.01***
Lesachtal-KalserHoehe	1.93867	1.27704	1.518	0.8856
Raseggbachtal-KalserHoehe	3.31333	1.27704	2.595	0.2207
Schoenleitenspitze-KalserHoehe	0.02333	1.27704	0.018	1.0000
Teischnitztal-KalserHoehe	4.59733	1.27704	3.600	0.0117*
Lesachtal-Koednitztal	-3.63433	1.27704	-2.846	0.1216
Raseggbachtal-Koednitztal	2.25967	1.27704	-1.769	0.7546
Schoenleitenspitze-Koednitztal	-5.54967	1.27704	-4.346	<0.01***
Teischnitztal-Koednitztal	0.97567	1.27704	-0.764	0.9990
Raseggbachtal-Lesachtal	1.37467	1.27704	1.076	0.9870
Schoenleitenspitze-Lesachtal	-1.91533	1.27704	-1.500	0.8928
Teischnitztal-Lesachtal	2.65867	1.27704	2.082	0.5402
Schoenleitenspitze-Raseggbachtal	-3.29000	1.27704	-2.576	0.2284
Teischnitztal-Raseggbachtal	1.28400	1.27704	1.005	0.9920
Teischnitztal-Schoenleitenspitze	4.57400	1.27704	3.582	0.0127*

Signif. codes: 0'***'0.001***'0.01**'0.05'.'0.1*'1

Artenzusammensetzung der Hummeln in den Aufnahmeteilgebieten - 2020

Tabelle 28 Artenzusammensetzung der Hummeln in den Aufnahmeteilgebieten und deren Einteilung in die Artengruppen nach Höhenverbreitung und Lebensraum (grau=keine Einstufung) - 2020

2020 - Verbreitung & Artenzusammensetzung	Kalsbachtal	Lesachtal	Raseggbachtal	Teischnitztal	Ködnitztal	Figerhorn	Dorfertal	Schönleiten spitze	Kalser Höhe	Glocknergruppe	Einstufung der Arten	
<i>Bombus alpinus</i>										x		
<i>Bombus barbutellus</i>						x		x				
<i>Bombus gerstaeckeri</i>				x			x					
<i>Bombus hortorum</i>	x	x	x	x	x	x	x					
<i>Bombus humilis</i>	x											
<i>Bombus hypnorum</i>				x								
<i>Bombus lapidarius</i>	x	x		x								
<i>Bombus lucorum</i> - Komplex	x		x	x	x	x	x	x	x	x		
<i>Bombus mendax</i>					x							
<i>Bombus mesomelas</i>	x			x	x		x					
<i>Bombus monticola</i>		x	x	x	x	x	x	x	x			
<i>Bombus mucidus</i>			x	x	x	x						
<i>Bombus pascuorum</i>	x	x	x	x	x	x	x					
<i>Bombus pratorum</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
<i>Bombus pyrenaicus</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x		
<i>Bombus ruderarius</i>	x	x	x	x	x	x	x		x			
<i>Bombus rupestris</i>				x	x							
<i>Bombus sichelii</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
<i>Bombus soroeensis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
<i>Bombus sylvarum</i>	x		x		x							
<i>Bombus wurflenii</i>		x	x	x	x	x	x	x				

Einstufung der Arten nach Höhenverbreitung	Einstufung der Arten nach Lebensraum
Nicht-alpine Arten	Ofenlandart
Arten mit weiter Höhenverbreitung	Wald- und Saumart
Montan-subalpine Arten	Ubiquist
Subalpin-alpine Arten	

Artenzusammensetzung der Hummeln in den Teilgebieten: PERMANOVA – 2020

Tabelle 29 Ergebnis der Adonis-Funktion als Teil der Permanova für die Teilgebiete – Unterschiedlichkeit der Positionen – 2020

Adonis

	Df	SumsOfSqs	MeanSqs	F.Model	R2	Pr(>F)
Gebiet	9	10.165	1.12945	4.0175	0.29122	0.001 ***
Residuals	88	24.740	0.28113		0.70878	
Total	97	34.905			1.00000	

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Tabelle 30 Ergebnis des Permutation test for homogeneity of multivariate dispersions als Teil der Permanova für die Teilgebiete – Varianzhomogenität – 2020

Permutest

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F	N.Perm	Pr(>F)
Groups	9	0.36426	0.040473	1.997	99	0.05 *
Residuals	88	1.78353	0.020267			

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Höhenverbreitungsgrenzen der Hummeln 2020

Tabelle 31 Obere und untere Verbreitungsgrenze der Arten – 2020

Art	Verbreitung (m ü. NN)
<i>Bombus alpinus</i> (Linnaeus 1758)	2700 - 2800
<i>Bombus barbutellus</i> (Kirby 1802)	2000 - 2500
<i>Bombus cryptarum</i> (Fabricius 1775)	1600 - 2900
<i>Bombus gerstaeckeri</i> Morawitz 1882	1600 - 2000
<i>Bombus hortorum</i> (Linnaeus 1761)	1100 - 1900
<i>Bombus humilis</i> Illiger 1806	1200 - 1500
<i>Bombus hypnorum</i> (Linnaeus 1758)	1900 - 2000
<i>Bombus lapidarius</i> (Linnaeus 1758)	1100 - 1600
<i>Bombus lucorum</i> (Linnaeus 1761)	1400 - 2100
<i>Bombus mendax</i> Gerstaecker 1869	2000 - 2100
<i>Bombus mesomelas</i> Gerstaecker 1869	1200 - 2300
<i>Bombus monticola</i> Smith 1879	1500 - 2800
<i>Bombus mucidus</i> Gerstaecker 1869	1500 - 2200

<i>Bombus pascuorum</i> (Scopoli 1763)	1100 - 1900
<i>Bombus pratorum</i> (Linnaeus 1761)	1100 - 2400
<i>Bombus pyrenaicus</i> Perez 1879	1400 - 2800
<i>Bombus ruderarius</i> (Müller 1776)	1200 - 2400
<i>Bombus rupestris</i> (Fabricius 1793)	2000 - 2200
<i>Bombus sichelii</i> (Kriechbaum 1873)	1200 – 2800
<i>Bombus soroeensis</i> (Gerstaecker 1869)	1100 – 2800
<i>Bombus sylvarum</i> (Linnaeus 1761)	1200 – 1700
<i>Bombus wurflenii</i> Radoszkowski 1859	1600 – 2700

Abundanzen der Hummeln in den Höhenstufen - 2020

Tabelle 32 Höhenverbreitung der einzelnen Arten, deren Optimum (absolute Häufigkeit) und Dominanzen (relative Häufigkeit) in den verschiedenen Höhenstufen im Gesamtgebiet sowie die Abundanzwerte (Ind./km) der Arten insgesamt und pro Höhenstufe (n=890) - 2020

Höhenverbreitung und Abundanzen Gesamtgebiet	Häufigkeit	1100 - 1200	1200 - 1300	1300 - 1400	1400 - 1500	1500 - 1600	1600 - 1700	1700 - 1800	1800 - 1900	1900 - 2000	2000 - 2100	2100 - 2200	2200 - 2300	2300 - 2400	2400 - 2500	2500 - 2600	2600 - 2700	2700 - 2800	2800 - 2900	2900 - 3100	Gesamtergebnis
Wegstrecke (km)		0.635	3.841	3.231	5.371	5.262	7.286	4.032	3.425	4.56	2.984	3.995	4.117	2.806	1.564	1.319	1.299	3.316	2.184	0.785	62.012
<i>Bombus alpinus</i>	absolut																	1			1
	%																	100%			100%
	relativ %																	5.0%			0.1%
	Abundanz (Ind./km)																	0.3016			0.016
<i>Bombus barbutellus</i>	absolut									1											1
	%									100%											100%
	relativ %									1.2%											0.1%
	Abundanz (Ind./km)									0.3351											0.016
<i>Bombus cryptarum</i>	absolut			1		4	2			1	4	9					3	2	4		30
	%			3.3%		13.3%	6.7%			3.3%	13.3%	30.0%					10.0%	6.7%	13.3%		100%
	relativ %			1.9%		3.3%	3.6%			1.2%	7.0%	9.6%					42.9%	10.0%	57.1%		3.4%
	Abundanz (Ind./km)			0.1862		0.549	0.496			0.3351	1.0013	2.1861					2.3095	0.6031	1.8315		0.484
<i>Bombus gerstaeckeri</i>	absolut					1		1	1												3
	%					33.3%		33.3%	33.3%												100%
	relativ %					0.8%		1.2%	1.6%												0.3%
	Abundanz (Ind./km)					0.1372		0.292	0.2193												0.048
<i>Bombus hortorum</i>	absolut	1	2		5	4	3	6	1												22
	%	4.5%	9.1%		22.7%	18.2%	13.6%	27.3%	4.5%												100%
	relativ %	7.1%	3.2%		9.4%	4.2%	2.5%	10.9%	1.2%												2.5%
	Abundanz (Ind./km)	1.5748	0.5207		0.9309	0.7602	0.4117	1.4881	0.292												0.355
<i>Bombus humilis</i>	absolut		1		1																2
	%		50.0%		50.0%																100%
	relativ %		1.6%		1.9%																0.2%
	Abundanz (Ind./km)		0.2603		0.1862																0.032
<i>Bombus hypnorum</i>	absolut								1												1
	%								100.0%												100%
	relativ %								1.6%												0.1%
	Abundanz (Ind./km)								0.2193												0.016

Höhenverbreitung und Abundanzen Gesamtgebiet	Häufigkeit	1100 - 1200	1200 - 1300	1300 - 1400	1400 - 1500	1500 - 1600	1600 - 1700	1700 - 1800	1800 - 1900	1900 - 2000	2000 - 2100	2100 - 2200	2200 - 2300	2300 - 2400	2400 - 2500	2500 - 2600	2600 - 2700	2700 - 2800	2800 - 2900	2900 - 3100	Gesamtergebnis
Wegstrecke (km)		0.635	3.841	3.231	5.371	5.262	7.286	4.032	3.425	4.56	2.984	3.995	4.117	2.806	1.564	1.319	1.299	3.316	2.184	0.785	62.012
<i>Bombus lapidarius</i>	absolut	1	1	1	1	1															5
	%	20.0%	20.0%	20.0%	20.0%	20.0%															100%
	relativ %	7.1%	1.6%	6.3%	1.9%	1.0%															0.6%
	Abundanz (Ind./km)	1.5748	0.2603	0.3095	0.1862	0.19															0.081
<i>Bombus lucorum</i>	absolut				1	1	4	1	1	2	2										12
	%				8.3%	8.3%	33.3%	8.3%	8.3%	16.7%	16.7%										100%
	relativ %				1.9%	1.0%	3.3%	1.8%	1.2%	3.2%	2.5%										1.3%
	Abundanz (Ind./km)				0.1862	0.19	0.549	0.248	0.292	0.4386	0.6702										0.194
<i>Bombus lucorum</i> - Komplex	absolut		1		6	4	1				3	6	5	2	1				1		30
	%		3.3%		20.0%	13.3%	3.3%				10.0%	20.0%	16.7%	6.7%	3.3%				3.3%		100%
	relativ %		1.6%		11.3%	4.2%	0.8%				3.7%	10.5%	5.3%	4.7%	6.3%				14.3%		3.4%
	Abundanz (Ind./km)		0.2603		1.1171	0.7602	0.1372				1.0054	1.5019	1.2145	0.7128	0.6394				0.4579		0.484
<i>Bombus mendax</i>	absolut									1											1
	%									100.0%											100%
	relativ %									1.2%											0.1%
	Abundanz (Ind./km)									0.3351											0.016
<i>Bombus mesomelas</i>	absolut		1				1	1	2	2	1										8
	%		12.5%				12.5%	12.5%	25.0%	25.0%	12.5%										100%
	relativ %		1.6%				0.8%	1.8%	2.5%	3.2%	1.2%										0.9%
	Abundanz (Ind./km)		0.2603				0.1372	0.248	0.5839	0.4386	0.3351										0.129
<i>Bombus monticola</i>	absolut					2	3		1	1	2	3	1	3					1		17
	%					11.8%	17.6%		5.9%	5.9%	11.8%	17.6%	5.9%	17.6%				5.9%			100%
	relativ %					2.1%	2.5%		1.2%	1.6%	2.5%	5.3%	1.1%	7.0%				5.0%			1.9%
	Abundanz (Ind./km)					0.3801	0.4117		0.292	0.2193	0.6702	0.7509	0.2429	1.0691				0.3016			0.274
<i>Bombus mucidus</i>	absolut					1	3	1	3		6										14
	%					7.1%	21.4%	7.1%	21.4%		42.9%										100%
	relativ %					1.0%	2.5%	1.8%	3.7%		7.4%										1.6%
	Abundanz (Ind./km)					0.19	0.4117	0.248	0.8759		2.0107										0.226

Höhenverbreitung und Abundanzen Gesamtgebiet	Häufigkeit	1100 - 1200	1200 - 1300	1300 - 1400	1400 - 1500	1500 - 1600	1600 - 1700	1700 - 1800	1800 - 1900	1900 - 2000	2000 - 2100	2100 - 2200	2200 - 2300	2300 - 2400	2400 - 2500	2500 - 2600	2600 - 2700	2700 - 2800	2800 - 2900	2900 - 3100	Gesamtergebnis
Wegstrecke (km)		0.635	3.841	3.231	5.371	5.262	7.286	4.032	3.425	4.56	2.984	3.995	4.117	2.806	1.564	1.319	1.299	3.316	2.184	0.785	62.012

<i>Bombus pascuorum</i>	absolut	6	25	11	12	16	16	16	2												104
	%	5.8%	24.0%	10.6%	11.5%	15.4%	15.4%	15.4%	1.9%												100%
	relativ %	42.9%	40.3%	68.8%	22.6%	16.7%	13.1%	29.1%	2.5%												11.7%
	Abundanz (Ind./km)	9.4488	6.5087	3.4045	2.2342	3.0407	2.196	3.9683	0.5839												1.677
<i>Bombus pratorum</i>	absolut	2	11		11	33	12	3	24	14	4	3		1							118
	%	1.7%	9.3%		9.3%	28.0%	10.2%	2.5%	20.3%	11.9%	3.4%	2.5%		0.8%							100%
	relativ %	14.3%	17.7%		20.8%	34.4%	9.8%	5.5%	29.6%	22.6%	4.9%	5.3%		2.3%							13.3%
	Abundanz (Ind./km)	3.1496	2.8638		2.048	6.2714	1.647	0.744	7.0073	3.0702	1.3405	0.7509		0.3564							1.903
<i>Bombus pyrenaes</i>	absolut				1	2	7	3	3	9	7	9	11	13	3	3	1	9			81
	%				1.2%	2.5%	8.6%	3.7%	3.7%	11.1%	8.6%	11.1%	13.6%	16.0%	3.7%	3.7%	1.2%	11.1%			100%
	relativ %				1.9%	2.1%	5.7%	5.5%	3.7%	14.5%	8.6%	15.8%	11.7%	30.2%	18.8%	75.0%	14.3%	45.0%			9.1%
	Abundanz (Ind./km)				0.1862	0.3801	0.9607	0.744	0.8759	1.9737	2.3458	2.2528	2.6718	4.6329	1.9182	2.2745	0.7698	2.7141			1.306
<i>Bombus ruderarius</i>	absolut		4	2	5	3	20	6	5	3	8	3	8	2							69
	%		5.8%	2.9%	7.2%	4.3%	29.0%	8.7%	7.2%	4.3%	11.6%	4.3%	11.6%	2.9%							100%
	relativ %		6.5%	12.5%	9.4%	3.1%	16.4%	10.9%	6.2%	4.8%	9.9%	5.3%	8.5%	4.7%							7.8%
	Abundanz (Ind./km)		1.0414	0.619	0.9309	0.5701	2.745	1.4881	1.4599	0.6579	2.681	0.7509	1.9432	0.7128							1.113
<i>Bombus rupestris</i>	absolut										1										1
	%										100.0%										100%
	relativ %										1.2%										0.1%
	Abundanz (Ind./km)										0.3351										0.016
<i>Bombus sichelii</i>	absolut				1	2	7	3	9	6	6	7	13	4	3						61
	%				1.6%	3.3%	11.5%	4.9%	14.8%	9.8%	9.8%	11.5%	21.3%	6.6%	4.9%						100%
	relativ %				1.9%	2.1%	5.7%	5.5%	11.1%	9.7%	7.4%	12.3%	13.8%	9.3%	18.8%						6.9%
	Abundanz (Ind./km)				0.1862	0.3801	0.9607	0.744	2.6277	1.3158	2.0107	1.7522	3.1576	1.4255	1.9182						0.984
<i>Bombus soroeensis</i>	absolut	1			1	6	2	2	10	6	12	7	10	12	2						71
	%	1.4%			1.4%	8.5%	2.8%	2.8%	14.1%	8.5%	16.9%	9.9%	14.1%	16.9%	2.8%						100%
	relativ %	7.1%			1.9%	6.3%	1.6%	3.6%	12.3%	9.7%	14.8%	12.3%	10.6%	27.9%	12.5%						8.0%
	Abundanz (Ind./km)	1.5748			0.1862	1.1403	0.2745	0.496	2.9197	1.3158	4.0214	1.7522	2.429	4.2766	1.2788						1.145

Höhenverbreitung und Abundanzen Gesamtgebiet	Häufigkeit	1100 - 1200	1200 - 1300	1300 - 1400	1400 - 1500	1500 - 1600	1600 - 1700	1700 - 1800	1800 - 1900	1900 - 2000	2000 - 2100	2100 - 2200	2200 - 2300	2300 - 2400	2400 - 2500	2500 - 2600	2600 - 2700	2700 - 2800	2800 - 2900	2900 - 3100	Gesamtergebnis
Wegstrecke (km)		0.635	3.841	3.231	5.371	5.262	7.286	4.032	3.425	4.56	2.984	3.995	4.117	2.806	1.564	1.319	1.299	3.316	2.184	0.785	62.012

<i>Bombus</i> sp.	absolut	3	14	1	6	18	29	9	14	14	16	10	19	4	6	1	1	7	2		174
	%	1.7%	8.0%	0.6%	3.4%	10.3%	16.7%	5.2%	8.0%	8.0%	9.2%	5.7%	10.9%	2.3%	3.4%	0.6%	0.6%	4.0%	1.1%		100%
	relativ %	21.4%	22.6%	6.3%	11.3%	18.8%	23.8%	16.4%	17.3%	22.6%	19.8%	17.5%	20.2%	9.3%	37.5%	25.0%	14.3%	35.0%	28.6%		19.6%
	Abundanz (Ind./km)	4.7244	3.6449	0.3095	1.1171	3.4208	3.9802	2.2321	4.0876	3.0702	5.3619	2.5031	4.615	1.4255	3.8363	0.7582	0.7698	2.111	0.9158		2.806
<i>Bombus sylvarum</i>	absolut		2	1	1																4
	%		50.0%	25.0%	25.0%																100%
	relativ %		3.2%	6.3%	1.9%																0.4%
	Abundanz (Ind./km)		0.5207	0.3095	0.1862																0.065
<i>Bombus wurflenii</i>	absolut					3	9	2	5	3	10	5	18	2	1		2				60
	%					5.0%	15.0%	3.3%	8.3%	5.0%	16.7%	8.3%	30.0%	3.3%	1.7%		3.3%				100%
	relativ %					3.1%	7.4%	3.6%	6.2%	4.8%	12.3%	8.8%	19.1%	4.7%	6.3%		28.6%				6.7%
	Abundanz (Ind./km)					0.5701	1.2352	0.496	1.4599	0.6579	3.3512	1.2516	4.3721	0.7128	0.6394	0	1.5396				0.968
Gesamtergebnis	absolut	14	62	16	53	96	122	55	81	62	81	57	94	43	16	4	7	20	7		890
	%	1.6%	7.0%	1.8%	6.0%	10.8%	13.7%	6.2%	9.1%	7.0%	9.1%	6.4%	10.6%	4.8%	1.8%	0.4%	0.8%	2.2%	0.8%		100%
	relativ %	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%		100%
	Abundanz (Ind./km)	22.047	16.142	4.952	9.8678	18.244	16.744	13.641	23.65	13.596	27.145	14.268	22.832	15.324	10.23	3.0326	5.3888	6.0314	3.2051		14.352

Optimum

Dominanz

höchste Abundanz der Art

Art mit der höchsten Abundanz in der Höhenstufe

Hummel-Diversitätsanalyse für die Höhenstufen - 2020

Tabelle 33 GLM-Ergebnisse für die Rarefied diversity estimates (Rarefied species richness $q=0$, Shannon-Diversität $q=1$) im iNext-Package für die Höhenstufen - 2020

GLM

Predictor variable: Dependent variable: Dependent variable:

Höhenklasse	Hill number $q = 1$	Hill number $q = 0$
1500-1999	3.962*** (0.667)	2.450 (1.938)
2000-2499	2.525*** (0.667)	0.083 (1.938)
2500-2900	-2.139** (0.667)	-2.403 (1.938)
Constant	5.455*** (0.472)	11.036*** (1.371)
Observations	12	12
Log Likelihood	-13.168	-25.969
Akaike Inf. Crit.	34.335	59.939

Note: *p **p ***p<0.01

Levene's Test for Homogeneity of Variance (center = median)

Hill number $q = 1$

	Df	F value	Pr(>F)
group	3	0.2518	0.8579
	8		

Levene's Test for Homogeneity of Variance (center = median)

Hill number $q = 0$

	Df	F value	Pr(>F)
group	3	1.6928	0.2451
	8		

Tabelle 34 Tukey's post hoc test: Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses – Paarweiser Vergleich der Ergebnisse des GLMs für die Höhenstufen - 2020

Tukey's post hoc test: Hill number $q = 1$

Comparison	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
1500-1999 - 1100-1499	3.962	0.667	5.941	<0.001 ***
2000-2499 - 1100-1499	2.525	0.667	3.785	<0.001 ***
2500-2900 - 1100-1499	-2.139	0.667	-3.206	0.00734 **
2000-2499 - 1500-1999	-1.438	0.667	-2.155	0.13615
2500-2900 - 1500-1999	-6.101	0.667	-9.147	<0.001 ***
2500-2900 - 2000-2499	-4.663	0.667	-6.992	<0.001 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
(Adjusted p values reported -- single-step method)

Tukey's post hoc test: Hill number $q = 0$

Comparison	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
1500-1999 - 1100-1499	2.45033	1.93836	1.264	0.5859
2000-2499 - 1100-1499	0.08333	1.93836	0.043	1.0000
2500-2900 - 1100-1499	-2.40267	1.93836	-1.240	0.6016
2000-2499 - 1500-1999	-2.36700	1.93836	-1.221	0.6133
2500-2900 - 1500-1999	-4.85300	1.93836	-2.504	0.0594
2500-2900 - 2000-2499	-2.48600	1.93836	-1.283	0.5741

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
(Adjusted p values reported -- single-step method)

Artenzusammensetzung in den Höhenstufen: PERMANOVA - 2020

Tabelle 35 Ergebnis der Adonis-Funktion als Teil der Permanova für die Höhenstufen – Unterschiedlichkeit der Positionen - 2020

Adonis

	Df	SumsOfSqs	MeanSqs	F.Model	R2	Pr(>F)
Höhe	17	12.348	0.72634	2.576	0.35375	0.001 ***
Residuals	80	22.557	0.28196		0.64625	
Total	97	34.905			1.00000	

Signif. codes: 0 '****' 0.001 '***' 0.01 '**' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Tabelle 36 Ergebnis des Permutation test for homogeneity of multivariate dispersions als Teil der Permanova für die Höhenstufen– Varianzhomogenität - 2020

Permutest

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F	N.Perm	Pr(>F)
Groups	17	0.76733	0.045137	2.3759	99	0.01 **
Residuals	80	1.51982	0.018998			

Signif. codes: 0 '****' 0.001 '***' 0.01 '**' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Abundanzen der Hummeln in den Habitattypen

Tabelle 37 Abundanzen (Ind./1000 m²), Optima (rot) und Dominanzen (gelb) der Hummelarten in den Habitattypen (n=890)

	Häufigkeit	Feldweg	Fels-, Schuttfur-, Polstergesellschaft	Feuchtbiotop	Forststraße	Rasen/Wiesen/Weiden oberhalb der Waldgrenze	Siedlungsgebiet	Straßenrand	Ufergehölzsaum	Waldrand	Waldwegrand	Weide	Wiese	Zwergstrauchheide	Gesamtergebnis
Fläche (m ²)		7896	38632	3832	65768	34168	3616	11552	3148	12668	9872	28364	14132	8000	241648
alp	absolut		1												1
	%		100%												100%
	relativ %		2.0%												0.1%
	Abundanz (Ind./1000m ²)		0.026												0.004
bar	absolut									1					1
	%									100%					100%
	relativ %									5.0%					0.1%
	Abundanz (Ind./1000m ²)									0.079					0.004
cry	absolut	3	9		6	3		1				7	1		30
	%	10%	30%		20%	10%		3%				23%	3%		100%
	relativ %	4.4%	18.4%		1.9%	4.8%		1.4%				4.9%	1.4%		3.4%
	Abundanz (Ind./1000m ²)	0.380	0.233		0.091	0.088		0.087				0.247	0.071		0.124
ger	absolut		1		2										3
	%		33%		67%										100%
	relativ %		2.0%		0.6%										0.3%
	Abundanz (Ind./1000m ²)		0.026		0.030										0.012
hor	absolut				16			4						2	22
	%				73%			18%						9%	100%
	relativ %				5.1%			5.8%						2.7%	2.5%
	Abundanz (Ind./1000m ²)				0.243			0.346						0.142	0.091
hum	absolut				1						1				2
	%				50%						50%				100%
	relativ %				0.3%						4.3%				0.2%
	Abundanz (Ind./1000m ²)				0.015						0.101				0.008

		Feldweg	Fels-, Schuttflur-, Polstergesellschaft	Feuchtbiotop	Forststraße	Rasen/Wiesen/Weiden oberhalb der Waldgrenze	Siedlungsgebiet	Straßenrand	Ufergehölzsaum	Waldrand	Waldwegrand	Weide	Wiese	Zwergstrauchheide	Gesamtergebnis
Fläche (m²)	Häufigkeit	7896	38632	3832	65768	34168	3616	11552	3148	12668	9872	28364	14132	8000	241648

hyp	absolut				1										1
	%				100%										100%
	relativ %				0.3%										0.1%
	Abundanz (Ind./1000m²)				0.015										0.004
lap	absolut				1			2	1				1		5
	%				20%			40%	20%				20%		100%
	relativ %				0.3%			2.9%	25.0%				1.4%		0.6%
	Abundanz (Ind./1000m²)				0.015			0.173	0.318				0.071		0.021
luc	absolut	2			6			2				1	1		12
	%	17%			50%			17%				8%	8%		100%
	relativ %	2.9%			1.9%			2.9%				0.7%	1.4%		1.3%
	Abundanz (Ind./1000m²)	0.253			0.091			0.173				0.035	0.071		0.050
luc-Kom	absolut	7	1		6	5		1		2		5	1	2	30
	%	23%	3%		20%	17%		3%		7%		17%	3%	7%	100%
	relativ %	10.3%	2.0%		1.9%	8.1%		1.4%		10.0%		3.5%	1.4%	6.9%	3.4%
	Abundanz (Ind./1000m²)	0.887	0.026		0.091	0.146		0.087		0.158		0.176	0.071	0.250	0.124
men	absolut											1			1
	%											100%			100%
	relativ %											0.7%			0.1%
	Abundanz (Ind./1000m²)											0.035			0.004
mes	absolut				3			3				2			8
	%				38%			38%				25%			100%
	relativ %				1.0%			4.3%				1.4%			0.9%
	Abundanz (Ind./1000m²)				0.046			0.260				0.071			0.033

		Feldweg	Fels-, Schuttflur-, Polstergesellschaft	Feuchtbiotop	Forststraße	Rasen/Wiesen/Weiden oberhalb der Waldgrenze	Siedlungsgebiet	Straßenrand	Ufergehölzsaum	Waldrand	Waldwegrand	Weide	Wiese	Zwergstrauchheide	Gesamtergebnis
Fläche (m²)	Häufigkeit	7896	38632	3832	65768	34168	3616	11552	3148	12668	9872	28364	14132	8000	241648

mon	absolut	2	2		6	2		1				1	3		17
	%	12%	12%		35%	12%		6%				6%	18%		100%
	relativ %	2.9%	4.1%		1.9%	3.2%		1.4%				0.7%	4.1%		1.9%
	Abundanz (Ind./1000m²)	0.253	0.052		0.091	0.059		0.087				0.035	0.212		0.070
muc	absolut				3			5				5	1		14
	%				21%			36%				36%	7%		100%
	relativ %				1.0%			7.2%				3.5%	1.4%		1.6%
	Abundanz (Ind./1000m²)				0.046			0.433				0.176	0.071		0.058
pas	absolut	9			68		2	6	2	1	9	3	4		104
	%	9%			65%		2%	6%	2%	1%	9%	3%	4%		100%
	relativ %	13.2%			21.7%		50.0%	8.7%	50.0%	5.0%	39.1%	2.1%	5.5%		11.7%
	Abundanz (Ind./1000m²)	1.140			1.034		0.553	0.519	0.635	0.079	0.912	0.106	0.283		0.430
pra	absolut	4	1	8	70			18		1	11	2	3		118
	%	3%	1%	7%	59%			15%		1%	9%	2%	3%		100%
	relativ %	5.9%	2.0%	27.6%	22.3%			26.1%		5.0%	47.8%	1.4%	4.1%		13.3%
	Abundanz (Ind./1000m²)	0.507	0.026	2.088	1.064			1.558		0.079	1.114	0.071	0.212		0.488
pyr	absolut	4	13	3	11	15		3		2		7	15	8	81
	%	5%	16%	4%	14%	19%		4%		2%		9%	19%	10%	100%
	relativ %	5.9%	26.5%	10.3%	3.5%	24.2%		4.3%		10.0%		4.9%	20.5%	27.6%	9.1%
	Abundanz (Ind./1000m²)	0.507	0.337	0.783	0.167	0.439		0.260		0.158		0.247	1.061	1.000	0.335
rud	absolut	8			21	2	1	7				28	2		69
	%	12%			30%	3%	1%	10%				41%	3%		100%
	relativ %	11.8%			6.7%	3.2%	25.0%	10.1%				19.6%	2.7%		7.8%
	Abundanz (Ind./1000m²)	1.013			0.319	0.059	0.277	0.606				0.987	0.142		0.286

		Feldweg	Fels-, Schuttflur-, Polstergesellschaft	Feuchtbiotop	Forststraße	Rasen/Wiesen/Weiden oberhalb der Waldgrenze	Siedlungsgebiet	Straßenrand	Ufergehölzsaum	Waldrand	Waldwegrand	Weide	Wiese	Zwergstrauchheide	Gesamtergebnis
Fläche (m²)	Häufigkeit	7896	38632	3832	65768	34168	3616	11552	3148	12668	9872	28364	14132	8000	241648

rup	absolut											1			1
	%											100%			100%
	relativ %											0.7%			0.1%
	Abundanz (Ind./1000m²)											0.035			0.004
sic	absolut	9	3	7	6	3		2		1		9	15	6	61
	%	15%	5%	11%	10%	5%		3%		2%		15%	25%	10%	100%
	relativ %	13.2%	6.1%	24.1%	1.9%	4.8%		2.9%		5.0%		6.3%	20.5%	20.7%	6.9%
	Abundanz (Ind./1000m²)	1.140	0.078	1.827	0.091	0.088		0.173		0.079		0.317	1.061	0.750	0.252
sor	absolut	2	1	6	21	6				3	1	11	18	2	71
	%	3%	1%	8%	30%	8%				4%	1%	15%	25%	3%	100%
	relativ %	2.9%	2.0%	20.7%	6.7%	9.7%				15.0%	4.3%	7.7%	24.7%	6.9%	8.0%
	Abundanz (Ind./1000m²)	0.253	0.026	1.566	0.319	0.176				0.237	0.101	0.388	1.274	0.250	0.294
spec	absolut	12	8	4	54	19		11	1	8		37	9	11	174
	%	7%	5%	2%	31%	11%		6%	1%	5%		21%	5%	6%	100%
	relativ %	17.6%	16.3%	13.8%	17.2%	30.6%		15.9%	25.0%	40.0%		25.9%	12.3%	37.9%	19.6%
	Abundanz (Ind./1000m²)	1.520	0.207	1.044	0.821	0.556		0.952	0.318	0.632		1.304	0.637	1.375	0.720
sylva	absolut	1			1		1				1				4
	%	25%			25%		25%				25%				100%
	relativ %	1.5%			0.3%		25.0%				4.3%				0.4%
	Abundanz (Ind./1000m²)	0.127			0.015		0.277				0.101				0.017
wur	absolut	5	9	1	11	7		3		1		23			60
	%	8%	15%	2%	18%	12%		5%		2%		38%			100%
	relativ %	7.4%	18.4%	3.4%	3.5%	11.3%		4.3%		5.0%		16.1%			6.7%
	Abundanz (Ind./1000m²)	0.633	0.233	0.261	0.167	0.205		0.260		0.079		0.811			0.248

		Feldweg	Fels-, Schuttflur-, Polstergesellschaft	Feuchtbiotop	Forststraße	Rasen/Wiesen/Weiden oberhalb der Waldgrenze	Siedlungsgebiet	Straßenrand	Ufergehölzsaum	Waldrand	Waldwegrand	Weide	Wiese	Zwergstrauchheide	Gesamtergebnis
Fläche (m²)	Häufigkeit	7896	38632	3832	65768	34168	3616	11552	3148	12668	9872	28364	14132	8000	241648

Gesamt	absolut	68	49	29	314	62	4	69	4	20	23	143	73	29	890
	%	8%	6%	3%	35%	7%	0%	8%	0%	2%	3%	16%	8%	3%	100%
	relativ %	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	Abundanz (Ind./1000m²)	8.612	1.268	7.568	4.774	1.815	1.106	5.973	1.271	1.579	2.330	5.042	5.166	3.625	3.683

Legende Farbgebung:

absolute Häufigkeit=Optimum

relative Häufigkeit=Dominanz

höchste Abundanz der Art

Art mit der höchsten Abundanz in der Höhenstufe

Hummel-Diversitätsanalyse für die Habitattypen

Tabelle 38 GLM-Ergebnisse für die Rarefied diversity estimates (Rarefied species richness $q=0$, Shannon-Diversität $q=1$) im iNext-Package für die Habitattypen - 2020

GLM

Predictor variable:	Dependent variable:	Dependent variable:
Habitattyp	Hill number $q = 1$	Hill number $q = 0$
Fels_Schuttflur_ Polstergesellschaften	-3.532* (1.962)	-2.255 (1.744)
Feuchtbiotop	-4.102** (1.962)	-5.275*** (1.744)
Forststrasse	-1.165 (1.962)	1.374 (1.744)
Rasen_Wiesen_Weiden	-2.612 (1.962)	-2.528 (1.744)
Siedlungsgebiet	-3.674* (1.962)	-5.775*** (1.744)
Strassenrand	-0.329 (1.962)	1.432 (1.744)
Ufergehölzsaum	-5.108** (1.962)	-6.441*** (1.744)
Waldrand	-0.819 (1.962)	0.751 (1.744)
Waldwegrand	-5.391** (1.962)	-3.598** (1.744)
Weide	-0.219 (1.962)	0.834 (1.744)
Wiese	-1.031 (1.962)	0.409 (1.744)
Zwergstrauchheide	-3.142 (1.962)	-3.842** (1.744)
Constant	8.565*** (1.388)	10.275*** (1.233)
Observations	39	39
Log Likelihood	-82.629	-78.034
Akaike Inf. Crit.	191.258	182.069
Note:	*p<0.05 **p<0.01 ***p<0.001	

Levene's Test for Homogeneity of Variance (center = median)

Hill number $q = 1$

	Df	F value	Pr(>F)
group	12	2.0423	0.06204
	26		

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Levene's Test for Homogeneity of Variance (center = median)

Hill number $q = 0$

	Df	F value	Pr(>F)
group	12	0.9169	0.5443
	26		

Tabelle 39 Tukey's post hoc test: Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses (Hill number $q=0$) – Paarweiser Vergleich der Ergebnisse des GLMs für die Habitattypen - 2020

Comparison	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
Fels/Schuttflur/Polstergesellschaften				
– Feldweg	-2.25467	1.74421	-1.293	0.9869
Feuchtbiotop - Feldweg	-5.27467	1.74421	-3.024	0.1164
Forststrasse - Feldweg	1.37433	1.74421	0.788	0.9999
Rasen_Wiesen_Weiden - Feldweg	-2.52833	1.74421	-1.450	0.9666
Siedlungsgebiet – Feldweg	-5.77467	1.74421	-3.311	0.0506
Strassenrand - Feldweg	1.43167	1.74421	0.821	0.9998
Ufergehölzsaum – Feldweg	-6.44133	1.74421	-3.693	0.0144 *
Waldrand - Feldweg	0.75067	1.74421	0.430	1.0000
Waldwegrand - Feldweg	-3.59833	1.74421	-2.063	0.6910
Weide - Feldweg	0.83367	1.74421	0.478	1.0000
Wiese - Feldweg	0.40933	1.74421	0.235	1.0000
Zwergstrauchheide - Feldweg	-3.84167	1.74421	-2.203	0.5890
Feuchtbiotop - Fels/Schuttflur/ Polstergesellschaften	-3.02000	1.74421	-1.731	0.8822
Forststrasse – Fels/Schuttflur/ Polstergesellschaften	3.62900	1.74421	2.081	0.6782
Rasen/Wiesen/Weiden - Fels/ Schuttflur/Polstergesellschaften	-0.27367	1.74421	-0.157	1.0000
Siedlungsgebiet - Fels/ Schuttflur/Polstergesellschaften	-3.52000	1.74421	-2.018	0.7213
Strassenrand - Fels/Schuttflur/ Polstergesellschaften	3.68633	1.74421	2.113	0.6541
Ufergehölzsaum - Fels/ Schuttflur/Polstergesellschaften	-4.18667	1.74421	-2.400	0.4426
Waldrand - Fels/ Schuttflur/Polstergesellschaften	3.00533	1.74421	1.723	0.8856
Waldwegrand - Fels/ Schuttflur/Polstergesellschaften	-1.34367	1.74421	-0.770	0.9999
Weide - Fels/Schuttflur/ Polstergesellschaften	3.08833	1.74421	1.771	0.8644
Wiese - Fels/Schuttflur/ Polstergesellschaften	2.66400	1.74421	1.527	0.9502
Zwergstrauchheide - Fels/ Schuttflur/Polstergesellschaften	-1.58700	1.74421	-0.910	0.9995
Forststrasse - Feuchtbiotop	6.64900	1.74421	3.812	<0.01 **
Rasen/Wiesen/Weiden - Feuchtbiotop	2.74633	1.74421	1.575	0.9376
Siedlungsgebiet - Feuchtbiotop	-0.50000	1.74421	-0.287	1.0000
Strassenrand - Feuchtbiotop	6.70633	1.74421	3.845	<0.01 **
Ufergehölzsaum - Feuchtbiotop	-1.16667	1.74421	-0.669	1.0000
Waldrand - Feuchtbiotop	6.02533	1.74421	3.454	0.0318 *
Waldwegrand – Feuchtbiotop	1.67633	1.74421	0.961	0.9992
Weide – Feuchtbiotop	6.10833	1.74421	3.502	0.0268 *
Wiese – Feuchtbiotop	5.68400	1.74421	3.259	0.0590
Zwergstrauchheide – Feuchtbiotop	1.43300	1.74421	0.822	0.9998
Rasen/Wiesen/Weiden - Forststrasse	-3.90267	1.74421	-2.237	0.5629
Siedlungsgebiet - Forststrasse	-7.14900	1.74421	-4.099	<0.01 **
Strassenrand - Forststrasse	0.05733	1.74421	0.033	1.0000

Comparison	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
Ufergehölzsaum - Forststrasse	-7.81567	1.74421	-4.481	<0.01 ***
Waldrand - Forststrasse	-0.62367	1.74421	-0.358	1.0000
Waldwegrand - Forststrasse	-4.97267	1.74421	-2.851	0.1779
Weide - Forststrasse	-0.54067	1.74421	-0.310	1.0000
Wiese - Forststrasse	-0.96500	1.74421	-0.553	1.0000
Zwergstrauchheide - Forststrasse	-5.21600	1.74421	-2.990	0.1262
Siedlungsgebiet - Rasen/Wiesen/Weiden	-3.24633	1.74421	-1.861	0.8181
Strassenrand - Rasen/Wiesen/Weiden	3.96000	1.74421	2.270	0.5395
Ufergehölzsaum - Rasen/Wiesen/Weiden	-3.91300	1.74421	-2.243	0.5584
Waldrand - Rasen/Wiesen/Weiden	3.27900	1.74421	1.880	0.8074
Waldwegrand - Rasen/Wiesen/Weiden	-1.07000	1.74421	-0.613	1.0000
Weide - Rasen/Wiesen/Weiden	3.36200	1.74421	1.928	0.7791
Wiese - Rasen/Wiesen/Weiden	2.93767	1.74421	1.684	0.9013
Zwergstrauchheide - Rasen/Wiesen/Weiden	-1.31333	1.74421	-0.753	0.9999
Strassenrand - Siedlungsgebiet	7.20633	1.74421	4.132	<0.01 **
Ufergehölzsaum - Siedlungsgebiet	-0.66667	1.74421	-0.382	1.0000
Waldrand – Siedlungsgebiet	6.52533	1.74421	3.741	0.0113 *
Waldwegrand - Siedlungsgebiet	2.17633	1.74421	1.248	0.9904
Weide - Siedlungsgebiet	6.60833	1.74421	3.789	<0.01 **
Wiese - Siedlungsgebiet	6.18400	1.74421	3.545	0.0237 *
Zwergstrauchheide - Siedlungsgebiet	1.93300	1.74421	1.108	0.9967
Ufergehölzsaum - Strassenrand	-7.87300	1.74421	-4.514	<0.01 ***
Waldrand - Strassenrand	-0.68100	1.74421	-0.390	1.0000
Waldwegrand - Strassenrand	-5.03000	1.74421	-2.884	0.1652
Weide - Strassenrand	-0.59800	1.74421	-0.343	1.0000
Wiese - Strassenrand	-1.02233	1.74421	-0.586	1.0000
Zwergstrauchheide - Strassenrand	-5.27333	1.74421	-3.023	0.1147
Waldrand – Ufergehölzsaum	7.19200	1.74421	4.123	<0.01 **
Waldwegrand - Ufergehölzsaum	2.84300	1.74421	1.630	0.9211
Weide - Ufergehölzsaum	7.27500	1.74421	4.171	<0.01 **
Wiese - Ufergehölzsaum	6.85067	1.74421	3.928	<0.01 **
Zwergstrauchheide - Ufergehölzsaum	2.59967	1.74421	1.490	0.9585
Waldwegrand - Waldrand	-4.34900	1.74421	-2.493	0.3785
Weide - Waldrand	0.08300	1.74421	0.048	1.0000
Wiese - Waldrand	-0.34133	1.74421	-0.196	1.0000
Zwergstrauchheide - Waldrand	-4.59233	1.74421	-2.633	0.2900
Weide – Waldwegrand	4.43200	1.74421	2.541	0.3475
Wiese - Waldwegrand	4.00767	1.74421	2.298	0.5184
Zwergstrauchheide – Waldwegrand	-0.24333	1.74421	-0.140	1.0000
Wiese – Weide	-0.42433	1.74421	-0.243	1.0000
Zwergstrauchheide – Weide	-4.67533	1.74421	-2.680	0.2632
Zwergstrauchheide – Wiese	-4.25100	1.74421	-2.437	0.4167

 Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
 (Adjusted p values reported -- single-step method)

Artenzusammensetzung der Hummeln in den Habitattypen: PERMANOVA

Tabelle 40 Ergebnis der Adonis-Funktion als Teil der Permanova für die Habitattypen – Unterschiedlichkeit der Positionen - 2020

Adonis

	Df	SumsOfSqs	MeanSqs	F.Model	R2	Pr(>F)
Habitattyp	13	9.515	0.73190	2.3865	0.26066	0.001 ***
Residuals	88	26.988	0.30668	0.73934		
Total	101	36.503			1.00000	

Signif. codes: 0 '****' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Tabelle 41 Ergebnis des Permutation test for homogeneity of multivariate dispersions als Teil der Permanova für die Habitattypen – Varianzhomogenität - 2020

Permutest

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F	<u>N.Perm</u>	Pr(>F)
Groups	13	1.0699	0.082301	4.4026	99	0.01 **
Residuals	88	1.6450	0.018694			

Signif. codes: 0 '****' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Zusatzmaterial für die Auswertung der Hummelfauna in den Jahren 1935-1937

Artenlisten der Aufnahmeteilgebiete – 1935-1937

Tabelle 42 Nachgewiesene Arten in den Teilgebieten – 1935-1937

Dorfertal	Raseggbachtal
<i>Bombus alpinus</i>	<i>Bombus hortorum</i>
<i>Bombus flavidus</i>	Schönleitenspitze
<i>Bombus lucorum</i> -Komplex	<i>Bombus bohemicus</i>
<i>Bombus mendax</i>	<i>Bombus flavidus</i>
<i>Bombus monticola</i>	<i>Bombus hypnorum</i>
<i>Bombus pascuorum</i>	<i>Bombus lucorum</i> -Komplex
<i>Bombus pyrenaeus</i>	<i>Bombus monticola</i>
<i>Bombus ruderarius</i>	<i>Bombus pyrenaeus</i>
<i>Bombus rupestris</i>	<i>Bombus sichelii</i>
<i>Bombus sichelii</i>	<i>Bombus wurflenii</i>
<i>Bombus soroeensis</i>	Lesachtal
<i>Bombus wurflenii</i>	<i>Bombus barbutellus</i>
Figerhorn	<i>Bombus gerstaeckeri</i>
<i>Bombus barbutellus</i>	<i>Bombus hortorum</i>
<i>Bombus bohemicus</i>	<i>Bombus humilis</i>
<i>Bombus flavidus</i>	<i>Bombus hypnorum</i>
<i>Bombus hortorum</i>	<i>Bombus jonellus</i>
<i>Bombus lapidarius</i>	<i>Bombus lapidarius</i>
<i>Bombus lucorum</i> -Komplex	<i>Bombus lucorum</i> -Komplex
<i>Bombus mendax</i>	<i>Bombus monticola</i>
<i>Bombus monticola</i>	<i>Bombus mucidus</i>
<i>Bombus mucidus</i>	<i>Bombus pascuorum</i>
<i>Bombus pratorum</i>	<i>Bombus pratorum</i>
<i>Bombus pyrenaeus</i>	<i>Bombus pyrenaeus</i>
<i>Bombus ruderarius</i>	<i>Bombus quadricolor</i>
<i>Bombus sichelii</i>	<i>Bombus ruderarius</i>
<i>Bombus soroeensis</i>	<i>Bombus rupestris</i>
<i>Bombus wurflenii</i>	<i>Bombus sichelii</i>
Foledischnitz	<i>Bombus soroeensis</i>
<i>Bombus alpinus</i>	<i>Bombus subterraneus</i>

<i>Bombus flavidus</i>	<i>Bombus sylvarum</i>
<i>Bombus lucorum</i> -Komplex	<i>Bombus sylvestris</i>
<i>Bombus mendax</i>	<i>Bombus wurflenii</i>
<i>Bombus monticola</i>	Ködnitztal
<i>Bombus pratorum</i>	<i>Bombus hortorum</i>
<i>Bombus pyrenaeus</i>	<i>Bombus lucorum</i> -Komplex
<i>Bombus ruderarius</i>	<i>Bombus mendax</i>
<i>Bombus sichelii</i>	<i>Bombus monticola</i>
<i>Bombus wurflenii</i>	<i>Bombus pratorum</i>
Kals-Matreier-Törl	<i>Bombus pyrenaeus</i>
<i>Bombus bohemicus</i>	<i>Bombus ruderarius</i>
<i>Bombus flavidus</i>	<i>Bombus rupestris</i>
<i>Bombus hortorum</i>	<i>Bombus sichelii</i>
<i>Bombus lucorum</i> -Komplex	<i>Bombus soroeensis</i>
<i>Bombus mendax</i>	<i>Bombus sylvestris</i>
<i>Bombus monticola</i>	<i>Bombus wurflenii</i>
<i>Bombus pyrenaeus</i>	Kalsbachtal
<i>Bombus quadricolor</i>	<i>Bombus humilis</i>
<i>Bombus ruderarius</i>	<i>Bombus hypnorum</i>
<i>Bombus sichelii</i>	<i>Bombus pascuorum</i>
<i>Bombus soroeensis</i>	<i>Bombus sylvarum</i>
<i>Bombus wurflenii</i>	

Hummel-Diversitätsanalyse für die Aufnahmeteilgebiete – 1935-1937

Tabelle 43 GLM-Ergebnisse für die Rarefied diversity estimates (Rarefied species richness $q=0$, Shannon-Diversität $q=1$) im iNext-Package für die Teilgebiete - 1935-1937**GLM**

Predictor variable:	Dependent variable:	Dependent variable:
Gebiet	Hill number $q = 1$	Hill number $q = 0$
Figerhorn	4.879*** (0.758)	5.069*** (1.040)
Foledischnitz	2.711*** (0.758)	2.399** (1.040)
Kals_Matreier_Toerl	2.114** (0.758)	2.315** (1.040)
Kalsbachtal	-2.251*** (0.758)	-4.297*** (1.040)
Koednitztal	0.963 (0.758)	0.127 (1.040)
Lesachtal	3.674*** (0.758)	5.491*** (1.040)
Raseggbachtal	-4.046*** (0.758)	-7.297*** (1.040)
Schoenleitenspitze	-1.933** (0.758)	-1.457 (1.040)
Constant	5.046*** (0.536)	8.297*** (0.735)
Observations	27	27
Log Likelihood	-31.814	-40.358
Akaike Inf. Crit.	81.628	98.716
Note: *p**p***p<0.01		

Levene's Test for Homogeneity of Variance (center = median)

Hill number $q = 1$

	Df	F value	Pr(>F)
group	8	1.3529	0.2811
	18		

Levene's Test for Homogeneity of Variance (center = median)

Hill number $q = 0$

	Df	F value	Pr(>F)
group	8	1.1564	0.3757
	18		

Tabelle 44 Tukey's post hoc test: Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses (Hill number $q=1$) – Paarweiser Vergleich der Ergebnisse des GLMs für die Teilgebiete – 1935-1937

Comparison	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
Figerhorn - Dorfertal	4.8790	0.7575	6.441	<0.01 ***
Foledischnitz - Dorfertal	2.7110	0.7575	3.579	0.0105 *
Kals_Matreier_Toerl - Dorfertal	2.1140	0.7575	2.791	0.1181
Kalsbachtal - Dorfertal	-2.2507	0.7575	-2.971	0.0730
Koednitztal - Dorfertal	0.9633	0.7575	1.272	0.9397
Lesachtal - Dorfertal	3.6740	0.7575	4.850	<0.01 ***
Raseggbachtal - Dorfertal	-4.0460	0.7575	-5.341	<0.01 ***
Schoenleitenspitze - Dorfertal	-1.9330	0.7575	-2.552	0.2071
Foledischnitz - Figerhorn	-2.1680	0.7575	-2.862	0.0978 .
Kals_Matreier_Toerl - Figerhorn	-2.7650	0.7575	-3.650	<0.01 **
Kalsbachtal - Figerhorn	-7.1297	0.7575	-9.412	<0.01 ***
Koednitztal - Figerhorn	-3.9157	0.7575	-5.169	<0.01 ***
Lesachtal - Figerhorn	-1.2050	0.7575	-1.591	0.8102
Raseggbachtal - Figerhorn	-8.9250	0.7575	-11.781	<0.01 ***
Schoenleitenspitze - Figerhorn	-6.8120	0.7575	-8.992	<0.01 ***
Kals_Matreier_Toerl - Foledischnitz	-0.5970	0.7575	-0.788	0.9972
Kalsbachtal - Foledischnitz	-4.9617	0.7575	-6.550	<0.01 ***
Koednitztal - Foledischnitz	-1.7477	0.7575	-2.307	0.3376
Lesachtal - Foledischnitz	0.9630	0.7575	1.271	0.9396
Raseggbachtal - Foledischnitz	-6.7570	0.7575	-8.920	<0.01 ***
Schoenleitenspitze - Foledischnitz	-4.6440	0.7575	-6.130	<0.01 ***
Kalsbachtal - Kals_Matreier_Toerl	-4.3647	0.7575	-5.762	<0.01 ***
Koednitztal - Kals_Matreier_Toerl	-1.1507	0.7575	-1.519	0.8470
Lesachtal - Kals_Matreier_Toerl	1.5600	0.7575	2.059	0.5014
Raseggbachtal - Kals_Matreier_Toerl	-6.1600	0.7575	-8.132	<0.01 ***
Schoenleitenspitze - Kals_Matreier_Toerl	-4.0470	0.7575	-5.342	<0.01 ***
Koednitztal - Kalsbachtal	3.2140	0.7575	4.243	<0.01 ***
Lesachtal - Kalsbachtal	5.9247	0.7575	7.821	<0.01 ***
Raseggbachtal - Kalsbachtal	-1.7953	0.7575	-2.370	0.3001
Schoenleitenspitze - Kalsbachtal	0.3177	0.7575	0.419	1.0000
Lesachtal - Koednitztal	2.7107	0.7575	3.578	0.0104 *
Raseggbachtal - Koednitztal	-5.0093	0.7575	-6.613	<0.01 ***
Schoenleitenspitze - Koednitztal	-2.8963	0.7575	-3.823	<0.01 **
Raseggbachtal - Lesachtal	-7.7200	0.7575	-10.191	<0.01 ***
Schoenleitenspitze - Lesachtal	-5.6070	0.7575	-7.402	<0.01 ***
Schoenleitenspitze - Raseggbachtal	2.1130	0.7575	2.789	0.1187

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
(Adjusted p values reported -- single-step method)

Artenzusammensetzung der Hummeln in den Aufnahmeteilgebieten - 1935-1937

Tabelle 45 Artenzusammensetzung der Hummeln in den Aufnahmeteilgebieten und deren Einteilung in die Artengruppen nach Höhenverbreitung und Lebensraum (grau=keine Einstufung) - 1935-1937

1935-1937 Verbreitung & Artenzusammensetzung	Kalsbachtal	Lesachtal	Raseggbachtal	Figerhorn	Ködnitztal	Schönleitenspitze	Kals-Matreier-Törl	Dorfertal	Foledischnitz	Einteilung der Arten	
<i>Bombus alpinus</i>								x	x		
<i>Bombus barbutellus</i>		x		x							
<i>Bombus bohemicus</i>				x		x	x				
<i>Bombus flavidus</i>				x		x	x	x	x		
<i>Bombus gerstaeckeri</i>		x									
<i>Bombus hortorum</i>		x	x	x	x		x				
<i>Bombus humilis</i>	x	x									
<i>Bombus hypnorum</i>	x	x				x					
<i>Bombus jonellus</i>		x									
<i>Bombus lapidarius</i>		x		x							
<i>Bombus lucorum</i> -Komplex		x		x	x	x	x	x	x		
<i>Bombus mendax</i>				x	x		x	x	x		
<i>Bombus monticola</i>		x									
<i>Bombus mucidus</i>		x		x							
<i>Bombus pascuorum</i>	x	x						x			
<i>Bombus pratorum</i>		x		x	x				x		
<i>Bombus pyrenaeus</i>		x		x	x	x	x	x	x		
<i>Bombus quadricolor</i>		x					x				
<i>Bombus ruderarius</i>		x		x	x		x	x	x		
<i>Bombus rupestris</i>		x			x			x			
<i>Bombus sichelii</i>		x		x	x	x	x	x	x		
<i>Bombus soroeensis</i>		x		x	x		x	x			
<i>Bombus subterraneus</i>		x									
<i>Bombus sylvarum</i>	x	x									
<i>Bombus sylvestris</i>		x			x						
<i>Bombus wurflenii</i>		x		x	x	x	x	x	x		

Einstufung der Arten nach Höhenverbreitung

Nicht-alpine Arten	Montan-subalpine Arten
Arten mit weiter Höhenverbreitung	Subalpin-alpine Arten

Einstufung der Arten nach Lebensraum

Ofenlandart	Wald- und Saumart	Ubiquist
-------------	-------------------	----------

Artenzusammensetzung der Hummeln in den Teilgebieten: PERMANOVA – 1935-1937

Tabelle 46 Ergebnis der Adonis-Funktion als Teil der Permanova für die Teilgebiete – Unterschiedlichkeit der Positionen - 1935-1937

Adonis

	Df	SumsOfSqs	MeanSqs	F.Model	R2	Pr(>F)
Gebiet	8	4.3061	0.53826	1.5906	0.34649	0.014 *
Residuals		8.1217	0.33840		0.65351	
Total	32	12.4278			1.00000	

Signif. codes: 0 '****' 0.001 '***' 0.01 '**' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Tabelle 47 Ergebnis des Permutation test for homogeneity of multivariate dispersions als Teil der Permanova für die Teilgebiete – Varianzhomogenität - 1935-1937

Permutest

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F	N.Perm	Pr(>F)
Groups	8	0.50355	0.062943	1.3635	99	0.27
Residuals	24	1.10788	0.046162			

Signif. codes: 0 '****' 0.001 '***' 0.01 '**' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Höhenverbreitungsgrenzen der Hummeln – 1935-1937

Tabelle 48 Obere und untere Höhenverbreitungsgrenzen der Hummelarten – 1935-1937

Art	Verbreitung (m ü. NN)
<i>Bombus alpinus</i>	1900 – 2800
<i>Bombus barbutellus</i>	1400 – 2400
<i>Bombus bohemicus</i>	1900 – 2700
<i>Bombus flavidus</i>	1900 – 2700
<i>Bombus gerstaeckeri</i>	1200 – 1300
<i>Bombus hortorum</i>	1400 – 2200
<i>Bombus humilis</i>	1100 – 1500
<i>Bombus hypnorum</i>	1300 – 2700
<i>Bombus jonellus</i>	1400 – 1500
<i>Bombus lapidarius</i>	1400 – 2400
<i>Bombus lucorum</i> -Komplex	1400 – 2700

<i>Bombus mendax</i>	1900 – 2400
<i>Bombus mesomelas</i>	1700 – 2200
<i>Bombus monticola</i>	1600 – 2700
<i>Bombus mucidus</i>	1200 – 2400
<i>Bombus pascuorum</i>	1100 – 1800
<i>Bombus pratorum</i>	1200 – 2500
<i>Bombus pyrenaeeus</i>	1400 – 2700
<i>Bombus quadricolor</i>	1400 – 2400
<i>Bombus ruderarius</i>	1100 – 2500
<i>Bombus rupestris</i>	1400 – 2100
<i>Bombus sichelii</i>	1400 – 2700
<i>Bombus soroeensis</i>	1100 – 2700
<i>Bombus subterraneus</i>	1400 – 1500
<i>Bombus sylvarum</i>	1100 – 1500
<i>Bombus sylvestris</i>	1400 – 2100
<i>Bombus wurflenii</i>	1400 – 2700

Relative Anteile der Hummelarten in den Höhenklassen – 1935-1937

Tabelle 49 Relative Häufigkeit (%) der Hummelarten in den Höhenklassen (n=1671) - 1935-1937

	1100-1500	1900-2400	2400-2700
<i>Bombus alpinus</i>		0.36%	
<i>Bombus barbutellus</i>	0.47%	0.09%	
<i>Bombus bohemicus</i>		0.90%	0.80%
<i>Bombus flavidus</i>		1.70%	0.80%
<i>Bombus gerstaeckeri</i>	1.86%		0.00%
<i>Bombus hortorum</i>	11.63%	1.08%	0.00%
<i>Bombus humilis</i>	2.09%		
<i>Bombus hypnorum</i>	0.47%		0.80%
<i>Bombus jonellus</i>	0.23%		
<i>Bombus lapidarius</i>	1.40%	0.09%	
<i>Bombus lucorum-Komplex</i>	2.79%	2.87%	5.60%
<i>Bombus mendax</i>		10.13%	
<i>Bombus monticola</i>	0.23%	8.42%	4.80%
<i>Bombus mucidus</i>		0.36%	
<i>Bombus pascuorum</i>	6.98%		
<i>Bombus pratorum</i>	13.02%	0.99%	
<i>Bombus pyrenaeus</i>	1.63%	13.89%	12.00%
<i>Bombus quadricolor</i>	0.70%	0.09%	
<i>Bombus ruderarius</i>	3.49%	10.57%	14.40%
<i>Bombus rupestris</i>	8.14%	0.27%	
<i>Bombus sichelii</i>	7.21%	19.62%	56.80%
<i>Bombus soroeensis</i>	28.37%	7.08%	
<i>Bombus subterraneus</i>	1.16%		
<i>Bombus sylvarum</i>	1.63%		
<i>Bombus sylvestris</i>	0.23%	0.09%	
<i>Bombus wurflenii</i>	6.28%	21.42%	4.00%
Gesamtergebnis	100.00%	100.00%	100.00%

Hummel-Diversitätsanalyse für die Höhenklassen – 1935-1937

Tabelle 50 GLM-Ergebnisse für die Rarefied diversity estimates (Rarefied species richness $q=0$, Shannon-Diversität $q=1$) im iNext-Package für die Höhenklassen - 1935-1937**GLM**

Predictor variable:	Dependent variable:	Dependent variable:
	Hill number $q = 1$	Hill number $q = 0$
1900-2399	-1.921** (0.577)	-4.788** (1.670)
2400-2799	-6.292*** (0.577)	-8.414*** (1.670)
Constant	10.499*** (0.408)	19.299*** (1.181)
Observations	9	9
Log Likelihood	-8.822	-18.386
Akaike Inf. Crit.	23.644	42.771
Note:	*p **p ***p<0.01	

Levene's Test for Homogeneity of Variance (center = median)

Hill number $q = 1$

	Df	F value	Pr(>F)
group	2	0.4807	0.6403
	6		

Levene's Test for Homogeneity of Variance (center = median)

Hill number $q = 0$

	Df	F value	Pr(>F)
group	2	0.5917	0.5827
	6		

Tabelle 51 Tukey's post hoc test: Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses (Hill number $q=1$) – Paarweiser Vergleich der Ergebnisse des GLMs für die Höhenklassen – 1935-1937

Comparison	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
1900-2399 - 1100-1499	-1.921	0.577	-3.330	0.00249 **
2400-2799 - 1100-1499	-6.292	0.577	-10.904	< 0.001 ***
2400-2799 - 1900-2399	-4.371	0.577	-7.575	< 0.001 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
(Adjusted p values reported -- single-step method)

Artenzusammensetzung der Hummeln in den Höhenklassen - 1935-1937

Tabelle 52 Artenzusammensetzung der Hummeln in den Höhenklassen und deren Einteilung in die Artengruppen nach Höhenverbreitung und Lebensraum (grau=keine Einstufung) - 1935-1937

Artengemeinschaften über die Höhenklassen	historisch			Einteilung der Arten	
	1100-1499	1900-2399	2400-2799		
<i>Bombus alpinus</i>		x			
<i>Bombus barbutellus</i>	x	x			
<i>Bombus bohemicus</i>		x	x		
<i>Bombus flavidus</i>		x	x		
<i>Bombus gerstaeckeri</i>	x				
<i>Bombus hortorum</i>	x	x			
<i>Bombus humilis</i>	x				
<i>Bombus hypnorum</i>	x		x		
<i>Bombus jonellus</i>	x				
<i>Bombus lapidarius</i>	x	x			
<i>Bombus lucorum</i> - Komplex	x	x	x		
<i>Bombus mendax</i>		x			
<i>Bombus mesomelas</i>		x			
<i>Bombus monticola</i>	x	x	x		
<i>Bombus mucidus</i>		x			
<i>Bombus pascuorum</i>	x				
<i>Bombus pratorum</i>	x	x			
<i>Bombus pyrenaeus</i>	x	x	x		
<i>Bombus quadricolor</i>	x	x			
<i>Bombus ruderarius</i>	x	x	x		
<i>Bombus rupestris</i>	x	x			
<i>Bombus sichelii</i>	x	x	x		
<i>Bombus soroeensis</i>	x	x			
<i>Bombus subterraneus</i>	x				
<i>Bombus sylvarum</i>	x				
<i>Bombus sylvestris</i>	x	x			
<i>Bombus wurflenii</i>	x	x	x		
Einteilung der Arten nach Höhenverbreitung					
Nicht-alpine Arten	30%	5%	13%		
Arten mit weiter Höhenverbreitung	35%	37%	25%		
Montan-subalpine Arten	20%	21%	13%		
Subalpin-alpine Arten	15%	33%	50%		
Einteilung der Arten nach Lebensraum					
Offenlandarten	45%	30%	25%		
Wald- und Saumarten	63%	16%	21%		
Ubiquisten	63%	25%	13%		

montan  alpin

Artenzusammensetzung der Hummeln in den Höhenklassen: PERMANOVA – 1935-1937

Tabelle 53 Ergebnis der Adonis-Funktion als Teil der Permanova für die Höhenklassen – Unterschiedlichkeit der Positionen – 1935-1937

Adonis

	Df	SumsOfSqs	MeanSqs	F.Model	R2	Pr(>F)
Höhe	10	5.3808	0.53808	1.9121	0.56039	0.004 **
Residuals	15	4.2211	0.28141		0.43961	
Total	25	9.6020			1.00000	

Signif. codes: 0 '****' 0.001 '***' 0.01 '**' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Tabelle 54 Ergebnis des Permutation test for homogeneity of multivariate dispersions als Teil der Permanova für die Höhenklassen – Varianzhomogenität - 1935-1937

Permutest

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F	N.Perm	Pr(>F)
Groups	7	0.24763	0.035376	1.0243	99	0.49
Residuals	18	0.62165	0.034536			

Zusatzmaterial für die Auswertung des historischen Vergleichs der Hummelfauna

Verbreitung der Hummeln in den Teilgebieten im Vergleich

Tabelle 55 Vergleich der Verbreitung der Hummelarten zwischen 1935-1937 und 2020 in den Aufnahmeteilgebieten

Verbreitung der Hummelarten		Dorfertal	Figerhorn	Kalser Höhe / Kals-Matreier-Törl	Kalsbachtal	Ködnitztal	Lesachtal	Raseggbachtal	Schönlebenspitze	Gebietsanzahl Zu/Abnahme
<i>B. alpinus</i>	historisch									-1
	rezent									
<i>B. barbutellus</i>	historisch									0
	rezent									
<i>B. bohemicus</i>	historisch									-3
	rezent									
<i>B. cryptarum</i>	historisch									-
	rezent									
<i>B. flavidus</i>	historisch									-4
	rezent									
<i>B. gerstaeckeri</i>	historisch									0
	rezent									
<i>B. hortorum</i>	historisch									1
	rezent									
<i>B. humilis</i>	historisch									-1
	rezent									
<i>B. hypnorum</i>	historisch									-3
	rezent									
<i>B. jonellus</i>	historisch									-1
	rezent									
<i>B. lapidarius</i>	historisch									-1
	rezent									
<i>B. lucorum</i>	historisch									-
	rezent									
<i>B. lucorum-Komplex</i>	historisch									-1
	rezent									
<i>B. mendax</i>	historisch									-3
	rezent									
<i>B. mesomelas</i>	historisch									-
	rezent									

Verbreitung der Hummelarten		Dorfertal	Figerhorn	Kaiser Höhe / Kals-Matreier-Törl	Kalsbachtal	Ködnitztal	Lesachtal	Raseggbachtal	Schönleitenspitze	Gebietsanzahl Zu/Abnahme
<i>B. monticola</i>	historisch									1
	rezent									
<i>B. mucidus</i>	historisch									1
	rezent									
<i>B. pascuorum</i>	historisch									3
	rezent									
<i>B. pratorum</i>	historisch									5
	rezent									
<i>B. pyrenaicus</i>	historisch									1
	rezent									
<i>B. quadricolor</i>	historisch									-2
	rezent									
<i>B. ruderarius</i>	historisch									2
	rezent									
<i>B. rupestris</i>	historisch									-2
	rezent									
<i>B. sichelii</i>	historisch									2
	rezent									
<i>B. soroensis</i>	historisch									3
	rezent									
<i>B. subterraneus</i>	historisch									-1
	rezent									
<i>B. sylvarum</i>	historisch									0
	rezent									
<i>B. sylvestris</i>	historisch									-2
	rezent									
<i>B. wurflenii</i>	historisch									0
	rezent									
Zu-/Abnahme Artenanzahl		0	-2	-4	5	2	-13	9	0	

Hummel-Diversitätsanalyse für die Aufnahmeteilgebiete – Vergleich der Perioden

Tabelle 56 GLM-Ergebnisse für die Rarefied diversity estimates (Shannon-Diversität $q=1$) im iNext-Package für die Teilgebiete – Vergleich zwischen 1935-1937 und 2020

GLM

Predictor variable:	Dependent variable:
Zeitraum/Gebiet	Hill number $q = 1$
historisch-Figerhorn	4.879*** (1.000)
historisch-Kalsbachtal	-2.251** (1.000)
historisch-Kalser Hoehe	2.114** (1.000)
historisch-Koednitztal	0.963 (1.000)
historisch-Lesachtal	3.674*** (1.000)
historisch-Schoenleitenspitze	-1.933* (1.000)
rezent-Dorfertal	2.909*** (1.000)
rezent-Figerhorn	4.127*** (1.000)
rezent-Kalsbachtal	-0.384 (1.000)
rezent-Kalser Hoehe	-0.478 (1.000)
rezent-Koednitztal	4.968*** (1.000)
rezent-Lesachtal	1.376 (1.000)
rezent-Schoenleitenspitze	-0.518 (1.000)
Constant	5.046*** (0.707)
Observations	42
Log Likelihood	-60.582
Akaike Inf. Crit.	149.163
Note:	*p<0.05 **p<0.01 ***p<0.001

Levene's Test for Homogeneity of Variance (center = median)

Hill number $q = 1$

	Df	F value	Pr(>F)
group	13	1.076	0.4163
	28		

Tabelle 57 Tukey's post hoc test: Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses (Hill number $q=1$) – Paarweiser Vergleich der Ergebnisse des GLMs für die Teilgebiete - Vergleich zwischen 1935-1937 und 2020

Comparison	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
rezent-Dorfertal - historisch-Dorfertal	2.90900	0.99967	2.910	0.1739
rezent-Figerhorn - historisch-Dorfertal	4.12700	0.99967	4.128	<0.01 **
rezent-Kalsbachtal - historisch-Dorfertal	-0.38400	0.99967	-0.384	1.0000
rezent-Kalser Hoehe - historisch-Dorfertal	-0.47833	0.99967	-0.478	1.0000
rezent-Koednitztal - historisch-Dorfertal	4.96833	0.99967	4.970	<0.01 ***
rezent-Lesachtal - historisch-Dorfertal	1.37600	0.99967	1.376	0.9847
rezent-Schoenleitenspitze - historisch-Dorfertal	-0.51800	0.99967	-0.518	1.0000
rezent-Dorfertal - historisch-Figerhorn	-1.96967	0.99967	-1.970	0.7864
rezent-Figerhorn - historisch-Figerhorn	-0.75167	0.99967	-0.752	1.0000
rezent-Kalsbachtal - historisch-Figerhorn	-5.26267	0.99967	-5.264	<0.01 ***
rezent-Kalser Hoehe - historisch-Figerhorn	-5.35700	0.99967	-5.359	<0.01 ***
rezent-Koednitztal - historisch-Figerhorn	0.08967	0.99967	0.090	1.0000
rezent-Lesachtal - historisch-Figerhorn	-3.50267	0.99967	-3.504	0.0312 *
rezent-Schoenleitenspitze - historisch-Figerhorn	-5.39667	0.99967	-5.398	<0.01 ***
rezent-Dorfertal - historisch-Kalsbachtal	5.15967	0.99967	5.161	<0.01 ***
rezent-Figerhorn - historisch-Kalsbachtal	6.37767	0.99967	6.380	<0.01 ***
rezent-Kalsbachtal - historisch-Kalsbachtal	1.86667	0.99967	1.867	0.8446
rezent-Kalser Hoehe - historisch-Kalsbachtal	1.77233	0.99967	1.773	0.8885
rezent-Koednitztal - historisch-Kalsbachtal	7.21900	0.99967	7.221	<0.01 ***
rezent-Lesachtal - historisch-Kalsbachtal	3.62667	0.99967	3.628	0.0196 *
rezent-Schoenleitenspitze - historisch-Kalsbachtal	1.73267	0.99967	1.733	0.9046
rezent-Dorfertal - historisch-Kalser Hoehe	0.79467	0.99967	0.795	0.9999
rezent-Figerhorn - historisch-Kalser Hoehe	2.01267	0.99967	2.013	0.7600
rezent-Kalsbachtal - historisch-Kalser Hoehe	-2.49833	0.99967	-2.499	0.4084
rezent-Kalser Hoehe - historisch-Kalser Hoehe	-2.59267	0.99967	-2.594	0.3448
rezent-Koednitztal - historisch-Kalser Hoehe	2.85400	0.99967	2.855	0.1976
rezent-Lesachtal - historisch-Kalser Hoehe	-0.73833	0.99967	-0.739	1.0000
rezent-Schoenleitenspitze - historisch-Kalser Hoehe	-2.63233	0.99967	-2.633	0.3190
rezent-Dorfertal - historisch-Koednitztal	1.94600	0.99967	1.947	0.8003
rezent-Figerhorn - historisch-Koednitztal	3.16400	0.99967	3.165	0.0877 .

Comparison	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
rezent-Kalsbachtal - historisch-Koednitztal	-1.34700	0.99967	-1.347	0.9874
rezent-Kalser Hoehe - historisch-Koednitztal	-1.44133	0.99967	-1.442	0.9770
rezent-Koednitztal - historisch-Koednitztal	4.00533	0.99967	4.007	<0.01 **
rezent-Lesachtal - historisch-Koednitztal	0.41300	0.99967	0.413	1.0000
rezent-Schoenleitenspitze - historisch-Koednitztal	-1.48100	0.99967	-1.481	0.9710
rezent-Dorfertal - historisch-Lesachtal	-0.76467	0.99967	-0.765	1.0000
rezent-Figerhorn - historisch-Lesachtal	0.45333	0.99967	0.453	1.0000
rezent-Kalsbachtal - historisch-Lesachtal	-4.05767	0.99967	-4.059	<0.01 **
rezent-Kalser Hoehe - historisch-Lesachtal	-4.15200	0.99967	-4.153	<0.01 **
rezent-Koednitztal - historisch-Lesachtal	1.29467	0.99967	1.295	0.9912
rezent-Lesachtal - historisch-Lesachtal	-2.29767	0.99967	-2.298	0.5567
rezent-Schoenleitenspitze - historisch-Lesachtal	-4.19167	0.99967	-4.193	<0.01 **
rezent-Dorfertal - historisch-Schoenleitenspitze	4.84233	0.99967	4.844	<0.01 ***
rezent-Figerhorn - historisch-Schoenleitenspitze	6.06033	0.99967	6.062	<0.01 ***
rezent-Kalsbachtal - historisch-Schoenleitenspitze	1.54933	0.99967	1.550	0.9581
rezent-Kalser Hoehe - historisch-Schoenleitenspitze	1.45500	0.99967	1.455	0.9751
rezent-Koednitztal - historisch-Schoenleitenspitze	6.90167	0.99967	6.904	<0.01 ***
rezent-Lesachtal - historisch-Schoenleitenspitze	3.30933	0.99967	3.310	0.0579 .
rezent-Schoenleitenspitze - historisch-Schoenleitenspitze	1.41533	0.99967	1.416	0.9802

 Signif. codes: 0 '****' 0.001 '***' 0.01 '**' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
 (Adjusted p values reported -- single-step method)

Hummel-Diversitätsanalyse für die Höhenklassen – Vergleich der Perioden

Tabelle 58 GLM-Ergebnisse für die Rarefied diversity estimates (Rarefied species richness $q=0$, Shannon-Diversität $q=1$) im iNext-Package für die Höhenklassen - Vergleich zwischen 1935-1937 und 2020

GLM

Predictor variable:	Dependent variable:	Dependent variable:
Zeitraum/Höhenklasse	Hill number $q = 1$	Hill number $q = 0$
historisch-1900-2399	-1.763** (0.651)	-4.387*** (1.421)
historisch-2400-2799	-6.006*** (0.651)	-7.947*** (1.421)
rezent-1100-1499	-4.758*** (0.651)	-5.880*** (1.421)
rezent-1900-2399	-1.731** (0.651)	-5.407*** (1.421)
rezent-2400-2799	-5.388*** (0.651)	-8.868*** (1.421)
Constant	10.098*** (0.461)	17.110*** (1.005)
Observations	18	18
Log Likelihood	-18.828	-32.870
Akaike Inf. Crit.	49.656	77.740
Note:	* p < 0.05 ** p < 0.01 *** p < 0.001	

Levene's Test for Homogeneity of Variance (center = median)

Hill number $q = 1$

	Df	F value	Pr(>F)
group	5	0.4804	0.7844
	12		

Levene's Test for Homogeneity of Variance (center = median)

Hill number $q = 0$

	Df	F value	Pr(>F)
group	5	0.7041	0.6313
	12		

Tabelle 59 Tukey's post hoc test: Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses (Hill number $q=1$) – Paarweiser Vergleich der Ergebnisse des GLMs für die Teilgebiete - Vergleich zwischen 1935-1937 und 2020

Comparison	Estimate Std.	Error	z value	Pr(> z)
historisch-1900-2399 - historisch-1100-1499	-1.7627	0.6515	-2.706	0.0742 .
historisch-2400-2799 - historisch-1100-1499	-6.0063	0.6515	-9.220	<0.001 ***
rezent-1100-1499 - historisch-1100-1499	-4.7583	0.6515	-7.304	<0.001 ***
rezent-1900-2399 - historisch-1100-1499	-1.7307	0.6515	-2.657	0.0842 .
rezent-2400-2799 - historisch-1100-1499	-5.3883	0.6515	-8.271	<0.001 ***
historisch-2400-2799 - historisch-1900-2399	-4.2437	0.6515	-6.514	<0.001 ***
rezent-1100-1499 - historisch-1900-2399	-2.9957	0.6515	-4.598	<0.001 ***
rezent-1900-2399 - historisch-1900-2399	0.0320	0.6515	0.049	1.0000
rezent-2400-2799 - historisch-1900-2399	-3.6257	0.6515	-5.565	<0.001 ***
rezent-1100-1499 - historisch-2400-2799	1.2480	0.6515	1.916	0.3923
rezent-1900-2399 - historisch-2400-2799	4.2757	0.6515	6.563	<0.001 ***
rezent-2400-2799 - historisch-2400-2799	0.6180	0.6515	0.949	0.9337
rezent-1900-2399 - rezent-1100-1499	3.0277	0.6515	4.647	<0.001 ***
rezent-2400-2799 - rezent-1100-1499	-0.6300	0.6515	-0.967	0.9284
rezent-2400-2799 - rezent-1900-2399	-3.6577	0.6515	-5.614	<0.001 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
(Adjusted p values reported -- single-step method)

Artenzusammensetzung der Hummeln in den Höhenklassen: PERMANOVA – Vergleich zwischen 1935-1937 und 2020

Tabelle 60 Ergebnis der Adonis-Funktion als Teil der Permanova für die Höhenklassen – Unterschiedlichkeit der Positionen – Vergleich zwischen 1935-1937 und 2020

Adonis

	Df	SumsOfSqs	MeanSqs	F.Model	R2	Pr(>F)
Höhenklasse	2	2.6134	1.30670	5.5104	0.18362	0.001 ***
Residuals	49	11.6196	0.23713		0.81638	
Total	51	14.2330			1.00000	

Signif. codes: 0 '****' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Tabelle 61 Ergebnis des Permutation test for homogeneity of multivariate dispersions als Teil der Permanova für die Höhenklassen – Varianzhomogenität – Vergleich zwischen 1935-1937 und 2020

Permutest

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F	N.Perm	Pr(>F)
Groups	2	0.10403	0.052015	1.3029	99	0.35
Residuals	49	1.95627	0.039924			

Zusatzmaterial für die Klimaanalyse

Klimaanalyse: PERMANOVA für die CAP-Ordination

Tabelle 62 Ergebnis der Adonis-Funktion als Teil der Permanova für die Klimaanalyse (CAP-Ordination) – Einfluss der unabhängigen Variablen

Adonis

	Df	SumsOfSqs	MeanSqs	F.Model	R2	Pr(>F)
Hnew	2	2.4312	1.21562	6.2384	0.29515	0.001***
T_mean	1	0.8312	0.83115	4.2653	0.10090	0.001***
Zeitraum	1	0.4930	0.49304	2.5302	0.05985	0.018*
Residuals	23	4.4818	0.19486		0.54409	
Total	27	8.2373			1.00000	

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Tabelle 63 Ergebnis des Permutation test for homogeneity of multivariate dispersions als Teil der Permanova für die Klimaanalyse – Varianzhomogenität

Permutest: Höhenklasse

	Df	SumSq	MeanSq	F	N.Perm	Pr(>F)
Groups	2	0.18566	0.092831	2.9251	999	0.08
Residuals	25	0.79339	0.031736			

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Permutest: Zeitraum

	Df	SumSq	MeanSq	F	N.Perm	Pr(>F)
Groups	1	0.00502	0.005022	0.0693	999	0.795
Residuals	26	1.88353	0.072443			

STI: Species Temperature Index

Die STIs für alle Hummelarten wurden von Rasmont et al. (2015) übernommen. Die Temperaturdaten für die STIs basieren auf dem Klima von 1970-2000 (Rasmont et al., 2015).

Tabelle 64 Species Temperatur Index aller Arten im Gesamtgebiet (rot=STI<5) (Rasmont et al., 2015)

Species	STI: Species Temperature Index (°C)
<i>Bombus alpinus</i> (Linnaeus 1758)	-0.3
<i>Bombus barbutellus</i> (Kirby 1802)	8.6
<i>Bombus bohemicus</i> Seidl 1838	6.9
<i>Bombus campestris</i> (Panzer 1801)	8.5
<i>Bombus cryptarum</i> (Fabricius 1775)	6.9
<i>Bombus flavidus</i> Eversmann 1852	0.6
<i>Bombus gerstaeckeri</i> Morawitz 1882	4.3
<i>Bombus hortorum</i> (Linnaeus 1761)	8.2
<i>Bombus humilis</i> Illiger 1806	8.1
<i>Bombus hypnorum</i> (Linnaeus 1758)	6.6
<i>Bombus jonellus</i> (Gerstaecker 1869)	4.4
<i>Bombus lapidarius</i> (Linnaeus 1758)	8.7
<i>Bombus lucorum</i> (Linnaeus 1761)	7.5
<i>Bombus mendax</i> Gerstaecker 1869	4.2
<i>Bombus mesomelas</i> Gerstaecker 1869	6
<i>Bombus monticola</i> Smith 1879	5.2
<i>Bombus mucidus</i> Gerstaecker 1869	4.8
<i>Bombus pascuorum</i> (Scopoli 1763)	8.5
<i>Bombus pratorum</i> (Linnaeus 1761)	8
<i>Bombus pyrenaeus</i> Perez 1879	3.8
<i>Bombus quadricolor</i> (Lepeletier 1832)	5.2
<i>Bombus ruderarius</i> (Müller 1776)	7.7
<i>Bombus rupestris</i> (Fabricius 1793)	7.8
<i>Bombus sichelii</i> (Kriechbaum 1873)	3.8
<i>Bombus soroeensis</i> (Gerstaecker 1869)	5.5
<i>Bombus subterraneus</i> (Linnaeus 1758)	7.7
<i>Bombus sylvarum</i> (Linnaeus 1761)	8
<i>Bombus sylvestris</i> (Lepeletier 1832)	7.5
<i>Bombus wurflenii</i> Radoszkowski 1859	4.1

Community Temperature Index (°C): GLM und Tukey's Test

Tabelle 65 GLM für die Analyse des Community Temperature Index

GLM

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	6.9146	0.2808	24.622	< 2e-16 ***
Zeitraum_Höhe_rezent_1100-1499	1.2730	0.3971	3.205	0.004080 **
Zeitraum_Höhe_historisch_1900-2399	-2.2821	0.3520	-6.483	1.60e-06 ***
Zeitraum_Höhe_rezent_1900-2399	-1.6571	0.3520	-4.707	0.000107 ***
Zeitraum_Höhe_historisch_2400-2799	-2.7699	0.4864	-5.695	9.98e-06 ***
Zeitraum_Höhe_rezent_2400-2799	-1.8436	0.3971	-4.642	0.000126 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Levene's Test for Homogeneity of Variance (center = median)

	Df	F value	Pr(>F)
group	5	1.4166	0.2572
	22		

Tabelle 66 Tukey's post hoc test: Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses – Paarweiser Vergleich der Ergebnisse des GLMs für die CTIs

Comparison	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
Rezent_1100-1499 - Historisch_1100-1499	1.2730	0.3971	3.205	0.0164 *
Historisch_1900-2399 - Historisch_1100-1499	-2.2821	0.3520	-6.483	<0.001 ***
Rezent_1900-2399 - Historisch_1100-1499	-1.6571	0.3520	-4.707	<0.001 ***
Historisch_2400-2799 - Historisch_1100-1499	-2.7699	0.4864	-5.695	<0.001 ***
Rezent_2400-2799 - Historisch_1100-1499	-1.8436	0.3971	-4.642	<0.001 ***
Historisch_1900-2399 - Rezent_1100-1499	-3.5552	0.3520	-10.099	<0.001 ***
Rezent_1900-2399 - Rezent_1100-1499	-2.9301	0.3520	-8.323	<0.001 ***
Historisch_2400-2799 - Rezent_1100-1499	-4.0429	0.4864	-8.312	<0.001 ***
Rezent_2400-2799 - Rezent_1100-1499	-3.1166	0.3971	-7.848	<0.001 ***
Rezent_1900-2399 - Historisch_1900-2399	0.6251	0.3002	2.082	0.2899
Historisch_2400-2799 - Historisch_1900-2399	-0.4878	0.4503	-1.083	0.8851
Rezent_2400-2799 - Historisch_1900-2399	0.4385	0.3520	1.246	0.8095
Historisch_2400-2799 - Rezent_1900-2399	-1.1128	0.4503	-2.471	0.1287
Rezent_2400-2799 - Rezent_1900-2399	-0.1866	0.3520	-0.530	0.9948
Rezent_2400-2799 - Historisch_2400-2799	0.9263	0.4864	1.904	0.3919

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Adjusted p values reported -- single-step method)