

Wildbienendiversität von Hecken und Brachen in Weinbaulandschaften Ostösterreichs



Masterarbeit
Wien, 2018

Eingereicht von:

Mag.^a Sabine Kjaer

Matrikelnummer: 00251030

Studium: Umwelt- und Bioressourcenmanagement (H066.427)

Betreuung:

Ao.Univ.Prof. DI Dr. Monika Kriechbaum

DI Dr. Bärbel Pachinger

DI Sophie Kratschmer

Institut für Integrative Naturschutzforschung
Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung



Kurzfassung

Wildbienen sind entscheidend für die Bestäubung von vielen Wild- und Kulturpflanzen. Der Verlust von Nahrungsangebot und Nistmöglichkeiten durch die Intensivierung der Landwirtschaft bewirkte jedoch den Rückgang der Artenvielfalt von Wildbienen. Ziel der vorliegenden Arbeit war es, die Wildbienenfauna in Hecken und Brachen in Weinbaulandschaften zu erheben und den Einfluss des Blütenangebotes und der umliegenden Landschaftsstruktur auf diese zu analysieren. Auf zehn Transekten pro Habitattyp wurden sechsmal in der Vegetationsperiode 2016 Wildbienen, blühende Pflanzenarten und das Blütenangebot erhoben. Die Wildbienenartenzahlen und -individuenhäufigkeiten unterschieden sich nicht signifikant zwischen Brachen und Hecken. Beide Habitattypen boten jedoch unterschiedlichen Bienengemeinschaften mit unterschiedlichen Traits einen Lebensraum. Mehr als zwei Drittel der 49 erhobenen Wildbienenarten waren ausschließlich in Brachen oder Hecken vertreten. In Hecken wurden die höchsten Artenzahlen im Frühling gezählt, in Brachen im Frühsommer. Es waren mehr als 80 % polylektische Wildbienenarten und ein Großteil (Brachen 66 %, Hecken 77 %) nistete im Boden. Während stängelnistende Arten in Brachen vertreten waren, waren es in Hecken schneckengehäusenistende. Brachen wiesen mehr solitär lebende Wildbienenarten auf, bei Hecken waren es dagegen mehr sozial lebende Arten. Urbane Gebiete in der umliegenden Landschaft reduzierten die Anzahl an Wildbienenarten. Dagegen zeigten sich bei einer struktureicheren Landschaft höhere Inter-Tegular Distances (ITD), d.h. größere, flugstärkere Arten. Insgesamt zeigten sich sowohl Hecken und als auch Brachen als wichtige Wildbienenhabitats mit jeweils charakteristischen Faunengemeinschaften. Zur Förderung von Wildbienen in Weinbaulandschaften sind Erhalt und Förderung von Hecken und Brachen wichtige Instrumente.

Abstract

Wild bees are important pollinators for wild plants and crops. But diversity of wild bees has declined due to loss of pollen and nectar sources as well as insufficient nesting resources as a consequence of intensification of agriculture. The aim of this study was therefore to record the wild bee fauna in fallows and hedges embedded in viticulture landscapes. Analysis focused on the influence of flower diversity, flower cover as well as the surrounding landscape structure on wild bee richness and abundance. Between April and August 2016, ten hedges and ten fallows were sampled for wild bees. At each of the six sampling dates for each transect the number of flowering plant species and flower cover were documented. There was no significant difference between wild bee diversity as well as abundance of fallows and hedges. Both provided habitat for wild bee communities with different traits. More than two thirds of the 49 recorded wild bee species were exclusively found in fallows or hedges. Highest numbers of species in hedges were sampled in spring and in early summer in fallows. There were more than 80 % polylectic wild bee species and a large proportion (fallows: 66 %; hedges: 77 %) was ground nesting. While stem-nesting wild bee species were found in fallows, species nesting in snail shells were sampled in hedges. In fallows there were more solitary bee species, in hedges the majority of wild bee species were social bees. Urban areas in the surrounding landscape reduced the number of wild bee species. On the other hand, there were larger wild bee species with longer foraging distances (higher Inter-Tegular Distances) in landscapes that were rich in structures. Both, fallows and hedges are important wild bee habitats with characteristic faunal assemblages. The preservation and promotion of fallows and hedges, therefore, is an essential instrument for the protection of wild bees in viticulture landscapes.

Inhaltsverzeichnis

1 Einführung	5
1.1 HINTERGRUND	5
1.2 ZIELSETZUNGEN UND FORSCHUNGSFRAGEN.....	7
2 Material und Methoden	8
2.1. UNTERSUCHUNGSGEBIET	8
2.2. WILDBIENENERHEBUNGEN.....	14
2.3. ERHEBUNG BLÜHENDE PFLANZENARTEN UND LANDSCHAFT	16
2.4. STATISTISCHE METHODEN	17
3 ERGEBNISSE	19
3.1 WILDBIENENARTEN UND INDIVIDUENHÄUFIGKEITEN IN BRACHEN UND HECKEN	19
3.1.1. WILDBIENEN IM ZEITABLAUF	21
3.1.2. TYPISCHE WILDBIENENARTEN IN BRACHEN UND HECKEN	24
3.2 ÖKOLOGISCHE TRAITS UND BLÜTENANGEBOT	28
3.2.1 POLLENSPEZIALISIERUNG.....	28
3.2.2 SOZIALITÄT	30
3.2.3 NISTYPEN	32
3.2.4 BLÜTENANGEBOT UND DIVERSITÄT BLÜHENDER PFLANZENARTEN	33
3.3 WILDBIENEN UND DIE UMLIEGENDE LANDSCHAFTSSTRUKTUR.....	38
3.3.1 ANTEILE DER LANDSCHAFTSELEMENTE.....	38
3.3.2 INTER-TEGULAR DISTANCE UND SHANNON DIVERSITY INDEX FOR LANDSCAPES	39
4 Diskussion	40
5 Zusammenfassung	46
6 Danksagung	48
7 Literaturverzeichnis	49
8 Tabellenverzeichnis	54
9 Abbildungsverzeichnis	55
10 Anhang	57

1 Einführung

1.1 Hintergrund

Wildbienen übernehmen wichtige Funktionen in unserer Landschaft, sowohl in naturnahen Flächen als auch in intensiv bewirtschafteten Agrarflächen. Für viele Kultur- wie auch Wildpflanzen sind nicht nur die Honigbienen, sondern auch die Wildbienen entscheidend für die Bestäubung (Kremen, Williams, Thorp, 2002; Potts et al., 2010a; Holzschuh, Dudenhöffer, Tschardtke, 2012). Etwa 35 % der Pflanzen der globalen Lebensmittelproduktion und mehr als 70 % der führenden weltweiten Nahrungspflanzen sind auf tierische Bestäuber angewiesen (Klein et al., 2007).

Darüber hinaus ist die Erhaltung von Biodiversität ein politisches Ziel, das für den Bereich der Landwirtschaft im Ziel 3 der Biodiversitäts-Strategie Österreich 2020+ niedergeschrieben wurde. Ein Aspekt ist dabei die Implementierung von effektiven Maßnahmen, um Honig- und Wildbienen zu schützen (BMLFUW, 2014).

Durch die Intensivierung der Landwirtschaft und der damit zusammenhängenden Ausräumung der Landschaft kam es in den vergangenen Jahrzehnten zur Homogenisierung und Fragmentierung der Landschaft sowie zum Verlust von naturnahen Flächen. Diese landschaftlichen und managementbezogenen Entwicklungen bedeuten für Wildbienen vor allem den Verlust eines diversen Nahrungsangebots und von Nistmöglichkeiten, wodurch diese sowohl hinsichtlich der Artenvielfalt als auch der Gesamtzahl an Individuen im Rückgang begriffen sind (Ricketts et al., 2008; Garibaldi et al., 2011; Biesmeijer et al., 2006; Potts et al., 2010a, 2010b; Kremen, Williams, Thorp, 2002; Scheper et al., 2014).

Es gab zwar Unterschiede in der Entwicklung der Wildbienen Diversität zwischen Taxa, Ländern und Zeiträumen, aber in Summe kam es seit den 1950er Jahren zu einem Verlust der Wildbienen Diversität und zu einer Homogenisierung der Artenzusammensetzung der Bienen (Carvalheiro et al., 2013). Nahrungsspezialisten, beispielsweise oligolektische Wildbienen, sowie auf bestimmte Habitate spezialisierte Bienen verzeichneten einen größeren Rückgang als Generalisten (Biesmeijer et al., 2006). Der Rückgang der Wildbienen Diversität und -individuenhäufigkeit sowie die Homogenisierung verlangsamt sich allerdings seit den 1990er Jahren (Carvalheiro et al., 2013).

Anforderungen von Bienen an ihr Habitat sind ein über die gesamte Saison gutes Angebot an Nahrungspflanzen (Pollen und Nektar), die Eignung der Flächen für Nistplätze und die Verfügbarkeit von Materialien für den Nestbau (Westrich, 1996).

Aus europäischen (u.a. aus Deutschland, Belgien, Frankreich, Niederlanden, Schweiz, Schweden, UK) und US-amerikanischen Studien wird ersichtlich, dass die Förderung von heterogenen Landschaften und das Anlegen bzw. eine extensive Pflege von naturnahen Flächen, wie Hecken und Brachen, die Diversität und teilweise auch Individuenhäufigkeit von Wildbienen erhöhen kann (Hannon und Sisk, 2009; Hopfenmüller, Steffan-Dewenter, Holzschuh, 2014; Le Feon et al., 2010; Mallinger, Gibbs, Gratton, 2016; Ricketts et al., 2008; Rundlöf, Nilsson, Smith, 2008). Es wird dadurch die Ressourcenverfügbarkeit für Wildbienen verbessert (Hannon und Sisk, 2009; Mallinger, Gibbs, Gratton, 2016; Mandelik et al., 2012) und zusätzlich wirken heterogene Landschaften auf die landwirtschaftliche Nutzung durch eine deutliche Erhöhung des Fruchtansatzes und damit des Ertrags (Ricketts et al., 2008). In homogenen Landschaften kommt es dagegen zu einem Rückgang der Blütenbesuche und des Fruchtansatzes (Garibaldi et al., 2011).

Die Wildbienenfauna wurde in Weinbaulandschaften bisher kaum untersucht. Entscheidenden Einfluss auf die Wildbienenhäufigkeit haben laut Kehinde et al. (2018) regionale Faktoren und in manchen Ländern auch die Bewirtschaftungsweise der Weingärten. Diese Studie zeigt in Weinbaulandschaften im Nordosten Italiens in ökologisch bewirtschafteten Weingärten eine statistisch signifikant höhere Häufigkeit von Wildbienen als in konventionell bewirtschafteten Weingärten. In Südafrika gibt es diesen Effekt dagegen nicht (Kehinde et al., 2018).

Hecken können besonders durch ein im Vergleich zu umliegenden landwirtschaftlichen Flächen höheres Angebot an Nahrungspflanzen und Nistmöglichkeiten die Individuenhäufigkeit und Diversität von Wildbienen erhöhen (Morandin und Kremen, 2013). Sardiñas, Ponisio und Kremen (2016) betonen die Bedeutung der Hecken für das Überleben des Wildbienen nachwuchses. Als Gründe nennen sie das Fehlen von Bodenbearbeitung und Pestizideinsatz.

Auch für Brachen haben Studien nachgewiesen, dass die Bienendiversität und/oder -häufigkeit in intensiv bewirtschafteten Landschaften, abhängig von der Diversität und Abundanz von Pflanzen erhöht werden kann (Alanen et al., 2011; Holzschuh, Steffan-Dewenter, Tscharntke, 2010; Kuussaari, Hyvönen, Härmä, 2011; Steffan-Dewenter, Tscharntke, 2001). Außerdem wurden in der Studie von Holzschuh, Steffan-Dewenter, Tscharntke (2010) im Vergleich zu konventionellen landwirtschaftlichen Feldern mehr Brutzellen von *Osmia rufa* in Brachen entdeckt.

Wildbienenarten zeigen verschiedene ökologische Traits wie die Spezialisierung auf bestimmte Pflanzengattungen oder -familien (Oligolektie) und die Wahl von Nistplätzen im Boden (endogäisch) oder oberirdisch (hypergäisch). Die Analyse der ökologischen Traits ermöglicht Erklärungen für Unterschiede in der Wirkung von Faktoren, wie Landschaftsstrukturen und Habitatqualität, auf die Wildbienen diversitäten und

-individuenhäufigkeiten zu finden. Eine Studie von Hopfenmüller, Steffan-Dewenter, Holzschuh (2014) hat beispielsweise gezeigt, dass bei höherem Anteil der naturnahen Landschaftselemente auch die Individuenhäufigkeit von sozialen großen Generalisten (*Bombus*) höher ist, nicht jedoch die Individuenhäufigkeit von kleinen, solitär lebenden Wildbienenarten.

1.2 Zielsetzungen und Forschungsfragen

Um die Bedeutung von Hecken und Brachen in Hinblick auf die Wildbienendiversität in Weinbaulandschaften zu analysieren, habe ich die Situation auf ausgewählten Flächen in Niederösterreich und Burgenland untersucht. Eingebettet waren die Analysen in das BiodivERsA Projekt „VineDivers-Biodiversity based ecosystem services in vineyards“. In diesem wurden die Auswirkungen verschiedener Bodenbearbeitungsregime in Weingärten und deren umliegende Landschaftsstrukturen auf die Biodiversität ober- und unterirdischer Organismengruppen (Wildbienen, Pflanzen, Regenwürmer, Collembola) und die damit zusammenhängenden Ökosystemservices, erforscht. Die Analysen dieses Projekts wurden für 16 Landschaftskreise in den Regionen Carnuntum und Neusiedler See-Hügelland durchgeführt. Für die vorliegende Arbeit wurden Hecken und Brachen in 10 ausgewählten Kreisen des Projekts herangezogen.

Hauptziel der vorliegenden Arbeit war es Hecken und Brachen in Weinbaulandschaften hinsichtlich der Individuenzahl und Diversität von Wildbienen zu erheben, um Rückschlüsse auf die Relevanz dieser Flächen in agrarisch intensiver genutzten Landschaften für die Wildbienenfauna ziehen zu können.

Es standen diese Forschungsfragen im Zentrum der Arbeit:

1. Wie lässt sich die Wildbienenfauna von Brachen und Hecken in Hinblick auf Diversität und Individuenhäufigkeit charakterisieren? Wie verändert sich diese über die Saison?
2. Welche ökologischen Traits sind typisch für die Wildbienenfauna von Brachen und Hecken? Steigert ein diverseres Blütenangebot die Wildbienendiversität?
3. Besteht ein Zusammenhang zwischen der Wildbienendiversität und Individuenhäufigkeit und der umliegenden Landschaft?

2 Material und Methoden

2.1. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet erstreckte sich zwischen Winden und Donnerskirchen entlang des Neusiedlersees im Burgenland (Abb. 2) und zwischen Prellenkirchen und Arbesthal in Niederösterreich (Abb. 3).

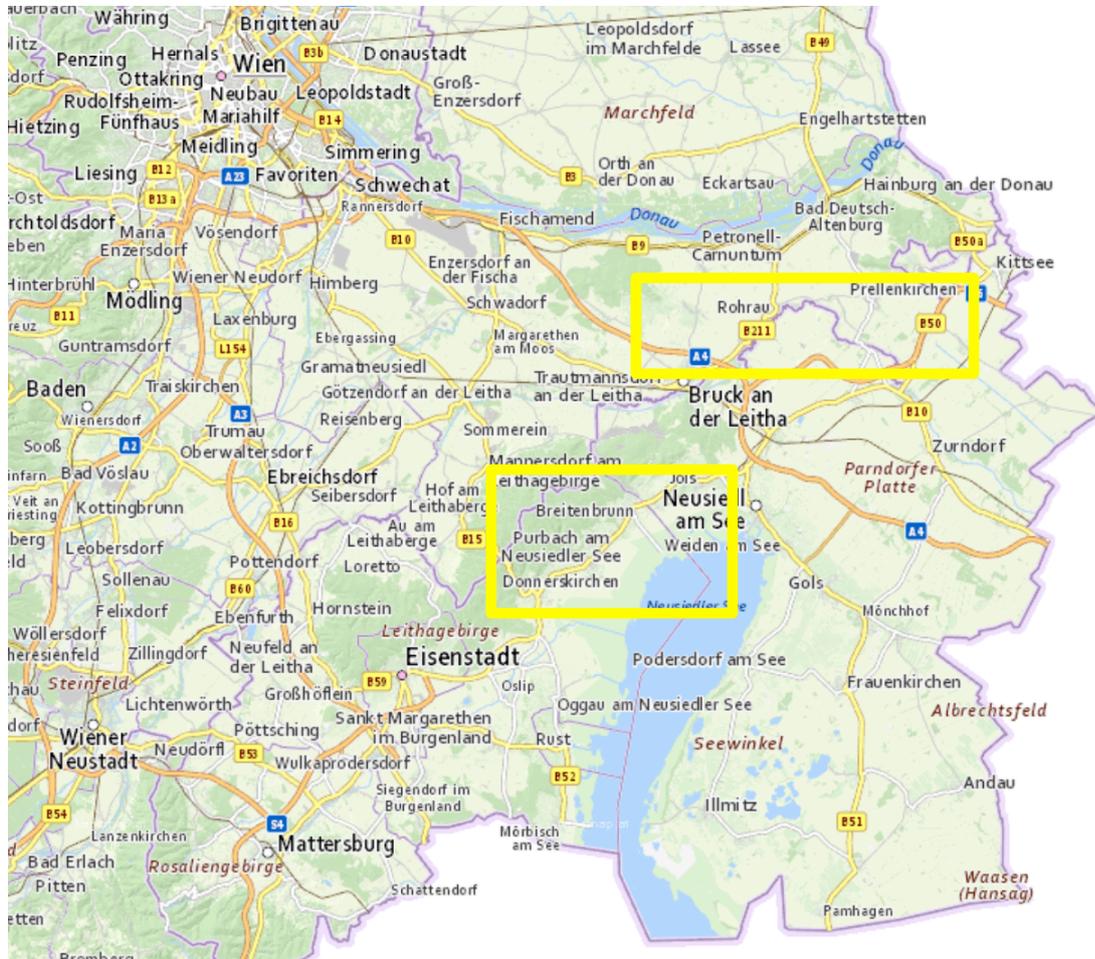


Abb. 1: Übersichtskarte Ost-Österreich mit Detailkästen der Untersuchungsgebiete (Landkarte verändert nach geoland.at, s.a.)



Abb. 2: Übersicht Untersuchungsgebiet Burgenland (Luftbild, erstellt mit ArcGIS (ESRI, 2013))
 FA = Hecke, I1.5 = Brache



Abb. 3: Übersicht Untersuchungsgebiet Niederösterreich (Luftbild, erstellt mit ArcGIS (ESRI, 2013))
 FA = Hecke, I1.5 = Brache

Sieben Landschaftskreise befanden sich im Burgenland und drei in Niederösterreich. Die insgesamt 20 Flächen waren zu gleichen Teilen in Hecken und Brachen aufgeteilt. Dazu wurden jeweils eine Hecke (Abb. 5, 7, 9, 11, 13, 15, 17, 19, 21 und 23) und eine Brache (Abb. 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16, 18, 20 und 22) mit geringer Entfernung zum Kreismittelpunkt der zehn verschiedenen Landschaftskreise ausgewählt. Die geringe Distanz zu den Kreismittelpunkten war wichtig, um die Landschaftskartierungen aus dem Projekt „VineDivers“ für die Auswertungen der Forschungsfrage 3 verwenden zu können. Es lagen vier Hecken der Kreise 1 (512 m), 3 (379 m), 6 (250 m) und 13 (257 m) weiter vom Weingarten in der Kreismitte entfernt. Die Landschaft im 750 m Radius um diese Flächen umfasste mehr Waldflächen (Kreise 1, 3 13) bzw. mehr Siedlungsfläche (Kreis 6) als die Landschaftskreise aus dem Projekt „VineDivers“, aber abgesehen davon waren die Landschaftsstrukturen sehr ähnlich.



Abb. 4: Donnerskirchen (1), Brache



Abb. 5: Donnerskirchen (1), Hecke



Abb. 6: Donnerskirchen (2), Brache



Abb. 7: Donnerskirchen (2), Hecke



Abb. 8: Purbach (3), Brache



Abb. 9: Purbach (3), Hecke



Abb. 10: Purbach (4), Brache



Abb. 11: Purbach (4), Hecke



Abb. 12: Breitenbrunn (6), Brache



Abb. 13: Breitenbrunn (6), Hecke



Abb. 14: Winden (7), Brache



Abb. 15: Winden (7), Hecke



Abb. 16: Breitenbrunn/Winden (8), Brache



Abb. 17: Breitenbrunn/Winden (8), Hecke



Abb. 18: Arbesthal (12), Brache



Abb. 19: Arbesthal (12), Hecke



Abb. 20: Höflein (13), Brache



Abb. 21: Höflein (13), Hecke



Abb. 22: Prellenkirchen (16), Brache



Abb. 23: Prellenkirchen (16), Hecke

Für 19 Flächen wurden Transekte von 100 m Länge, 2 m Breite und etwa 1,8 m Höhe definiert. Für die Hecke des Landschaftskreises 3 konnten nur 90 m Länge erreicht werden, da die Hecke danach nicht mehr auf der gesamten Länge zugänglich war (Tab. 1).

Die Beprobungsflächen innerhalb der Landschaftskreise (Hecke zu Brache) waren im Durchschnitt 209,6 m voneinander entfernt (min: 21 m, max: 338 m). Für die Flächen zwischen den Landschaftskreisen waren es im Mittel 3.733 m (min: 1.580 m, max: 33.750 m).

Tab. 1: Position und Länge der Transekte

B = Burgenland, NÖ = Niederösterreich (Höhenmeter berechnet mittels gpso.de/maps)

Land-schafts-kreis	Flächen-typ	Bundes-land	Gemeinde	Transekt-länge (m)	Koordinaten N	Koordinaten O	Höhe (m)
1	Brache	B	Donnerskirchen	100	47° 53.097'	16° 38.222'	150
1	Hecke	B	Donnerskirchen	100	47° 52.970'	16° 38.091'	153
2	Brache	B	Donnerskirchen	100	47° 53.865'	16° 39.088'	141
2	Hecke	B	Donnerskirchen	100	47° 53.998'	16° 39.080'	145
3	Brache	B	Purbach	90	47° 55.001'	16° 40.455'	165
3	Hecke	B	Purbach	100	47° 55.012'	16° 40.276'	173
4	Brache	B	Purbach	100	47° 55.782'	16° 41.696'	197
4	Hecke	B	Purbach	100	47° 55.857'	16° 41.800'	197
6	Brache	B	Breitenbrunn	100	47° 56.146'	16° 44.257'	119
6	Hecke	B	Breitenbrunn	100	47° 56.301'	16° 44.114'	142
7	Brache	B	Winden	100	47° 57.672'	16° 44.039'	203
7	Hecke	B	Winden	100	47° 57.667'	16° 44.061'	199
8	Brache	B	Breitenbrunn/ Winden	100	47° 56.909'	16° 43.224'	183
8	Hecke	B	Breitenbrunn/ Winden	100	47° 56.958'	16° 43.027'	212
12	Brache	NÖ	Arbesthal	100	48° 04.495'	16° 42.027'	192
12	Hecke	NÖ	Arbesthal	100	48° 04.419'	16° 42.203'	199
13	Brache	NÖ	Höflein	100	48° 04.286'	16° 45.962'	219
13	Hecke	NÖ	Höflein	100	48° 04.390'	16° 45.847'	215
16	Brache	NÖ	Prellenkirchen	100	48° 05.509'	16° 57.758'	197
16	Hecke	NÖ	Prellenkirchen	100	48° 05.517'	16° 57.770'	200

2.2. Wildbienenenerhebungen

Als Startpunkt des Transekts wurde sowohl für Hecken als auch Brachen etwa 10 m Abstand vom Biotoprand gewählt. Bei den Brachen wurde das Transekt in die Mitte der Brache gelegt, um direkte Einflüsse von den umgebenden Weingärten oder anderen Agrarflächen zu reduzieren.

Die Felderhebungen wurden an sechs Erhebungsterminen in Abständen von etwa drei Wochen, beginnend mit Ende April 2016 durchgeführt (Tab. 2). Der erste Erhebungsdurchgang fand aufgrund des noch höheren Aufwandes (Vermessung der Transekte und Änderung des Standorts von Transekt 3) und wetterbedingt über einen Zeitraum von mehr als drei Wochen statt. Erhebungen zwei und sechs konnten an aufeinanderfolgenden Tagen abgeschlossen werden. Bei den weiteren Erhebungsdurchgängen wurden Abstände von maximal neun Tagen erreicht.

Alle Erhebungen wurden zwischen 8:45 und 17 Uhr durchgeführt und es wurde auf geeignete Wetterverhältnisse (mind. 16 °C, geringe Bewölkung und nicht zu hohe Windstärken) geachtet, weil Wildbienen hier ihr Aktivitätsmaximum haben.

Tab. 2: Daten der Erhebungsdurchgänge

Erhebungsdurchgang	Datum
E1	30.4.2016, 6.5.2016, 7.5.2016, 9.5.2016, 23.5.2016
E2	26.5.2016, 27.5.2016, 28.5.2016
E3	8.6.2016, 14.6.2016
E4	4.7.2016, 10.7.2016
E5	30.7.2016, 8.8.2016
E6	24.8.2016, 25.8.2016

Bei jedem Erhebungsdurchgang wurden die Witterungsverhältnisse dokumentiert: Die Temperatur in °C, der Bewölkungsgrad in vier Kategorien (klarer Himmel (0 %), gering (1 -34 %), mittel (35 – 70 %), hoch (> 70 %)) und die Windverhältnisse ebenfalls in vier Kategorien (kein, gering, mittel, hoch) (siehe Aufnahmebogen Abb. 41 im Anhang).

Die Wildbienen wurden mit einer semi-quantitativen Transektmethode erhoben. Jedes Transekt wurde in langsamem Tempo 15 Min. begangen. Im Transekt beobachtete Wildbienen wurden mittels Netz gefangen und mit Essigäther abgetötet, um sie nachher mit Hilfe geeigneter Literatur zu bestimmen (Amiet et al., 1999; Amiet et al., 2001; Dathe, 1980; Scheuchl, 2006; Schmidt-Egger und Scheuchl, 1997). Die Hummelarten konnten in den meisten Fällen direkt vor Ort bestimmt (Gokcezade et al., 2010) und dokumentiert werden.

Als ein wichtiger Trait der Wildbienen kann die Pollenspezialisierung herangezogen werden. Dabei erfolgt in der vorliegenden Arbeit eine Gliederung nach Spezialisierung der Wildbienen auf Pollen einzelner Pflanzengattungen oder -familien. Es werden die Kategorien „Oligolektie“, „Polylektie“ und „Brutparasiten“ unterschieden (Scheuchl und Willner, 2016) (siehe Tab. 9 Artenliste der dokumentierten Wildbienen im Anhang).

Bei der Sozietät wurden solitär lebende von sozial lebenden Wildbienen unterschieden und wiederum der Brutparasit als dritte Kategorie berücksichtigt. Solitär lebende Wildbienenweibchen versorgen ihre Brut alleine, während sozial lebende Wildbienenarten Staaten bilden und zwei Generationen zusammen leben. Die Mutter (fertiles Weibchen) versorgt ihre Nachkommen bis sie erwachsen sind. Danach erledigen diese die Verproviantierung der weiteren Brutzellen (Scheuchl und Willner, 2016).

Es werden in der vorliegenden Arbeit Nisttypen danach unterschieden, ob die Nester im Boden, oberirdisch oder in bereits existierenden Hohlräumen ober- und unterirdisch angelegt werden. Oberirdisch nistende Wildbienenarten werden in weitere Kategorien eingeteilt. Erstens in jene, die Schneckengehäuse als Nistplätze nutzen, zweitens in jene, die in Pflanzenstängeln nisten und drittens in jene Arten, die oberirdische Nistplätze haben, aber nicht den beiden anderen Kategorien zugeordnet werden können. Die Lage des Nests steht im Mittelpunkt. Es wird dagegen nicht berücksichtigt, ob die Nistplätze selbstgegraben bzw. selbstgenagt oder vorhandene Hohlräume genutzt werden. Als vierte Kategorie wird auch hier „Brutparasit“ ergänzt (Scheuchl und Willner, 2016).

Die Inter-Tegular Distance (ITD, als kürzeste lineare Entfernung zwischen den Tegulae) wird als Maß für die Größe der Bienen herangezogen und weist eine exponentielle Funktion mit dem Trockengewicht der Bienen auf (Cane, 1987). Sie repräsentiert außerdem die maximale Flugdistanz von Wildbienen zum Zweck der Nahrungssuche als nicht lineare Funktion. Je größer die ITD, desto überproportional weitere Entfernungen können Wildbienen zum Sammeln von Pollen und Nektar zurücklegen (Greenleaf et al., 2007).

Die ITD wurde mittels Mikroskop je nach vorhandener Anzahl an Individuen für bis zu 5 Wildbienen jeder Art gemessen. Bei mehr als einer Messung je Art wurde ein Mittelwert gebildet. Aus den ITDs je Wildbienenart wurden CWM (community weighted mean) errechnet, indem die ITD-Werte der am Transekt gefundenen Wildbienen mit deren Individuenhäufigkeit gewichtet wurden.

Informationen zur Nistweise, Pollenspezialisierung und Sozietät der Wildbienen wurden aus Scheuchl und Willner (2016) entnommen.

2.3. Erhebung blühende Pflanzenarten und Landschaft

Die blühenden Pflanzenarten wurden an jedem Erhebungstermin entlang des Transekts möglichst vollständig aufgenommen und die Gesamtdeckung der Blüten mittels Kategorien (gering: <5 %, mittel: 6-25 %, hoch: 26-50 %, sehr hoch >50 %) geschätzt. Die Kategorien wurden aus dem Projekt „VineDivers“ übernommen, allerdings zu größeren Kategorien zusammengefasst. Zusätzlich wurde die Höhe der Vegetation in cm geschätzt (Aufnahmebögen im Anhang, Abb. 41). Bei jeder Erhebung wurde außerdem gezählt, auf wie vielen Flächen jede blühende Pflanzenart angetroffen wurde. Die Häufigkeit der Pflanzenarten wurde bestimmt, indem die gezählten blühenden Pflanzenarten über alle Erhebungsdurchgänge je Habitattyp summiert wurden. Es konnten sechs Pflanzenarten nicht bestimmt werden, für 18 konnte nur die Familie und für 13 nur die Gattung bestimmt werden.

Die Landschaftsstruktur der 10 Kreise mit 750 m Radius wurde aus dem Projekt „VineDivers“ übernommen. Die Kartierarbeiten dazu wurden im Juni und Juli 2015 durchgeführt. Kartierbasis war die Nutzflächenkartierung basierend auf den INVEKOS Daten des BMLFUW aus dem Jahr 2012. Digitalisiert wurden die Flächen in ArcGIS (ESRI, 2013). Die Habitattypen für das Projekt „VineDivers“ wurden Großteils aus EUNIS übernommen (Tab. 3).

Tab. 3: Funktionelle Gruppen für die Auswertung nach EUNIS Habitattypen wie im BiodivERsA Projekt „VineDivers“ verwendet

Funktionelle Gruppe	Habitattypen	EUNIS -Code	Beschreibung	% min.	% max.
<i>Landwirtschaftliche Flächen</i>	Intensiv bewirtschaftete Monokulturen – Entomophile Pflanzenarten und andere Feldkulturen	I1.1	Umfasst sind alle landwirtschaftlichen Flächen – sowohl insektenbestäubte (entomophile Pflanzen) als auch andere Feldkulturen	6,23	53,27
<i>Weingärten</i>	Weingärten mit hoher Bodendeckung	FB.41	Landwirtschaftliche Flächen für den Weinbau, die eine hohe Bodenbedeckung mit Pflanzen aufweisen.	11,99	54,44
	Weingärten mit geringer Bodendeckung	FB.42	Intensiv bewirtschaftete landwirtschaftliche Flächen für den Weinbau, die keine oder eine geringe Bodenbedeckung mit Pflanzen aufweisen.		
<i>Urbane Gebiete</i>	Städte und Dörfer	J1	Besiedelte Gebiete bei welchen mindestens 30 % der Fläche verbaut sind.	1,40	22,08
	Siedlungen	J2	Besiedelte Gebiete mit geringerer Bebauung.		

Fortsetzung Tab. 3: Funktionelle Gruppen für die Auswertung nach EUNIS Habitattypen (EEA, 2012) wie im BiodivERsA Projekt "VineDivers" verwendet

Funktionelle Gruppe	Habitattypen	EUNIS-Code	Beschreibung	% min.	% max.
<i>Naturnahe Landschaftselemente</i>	Brachen	I1.5	Ehemalige landwirtschaftliche Nutzflächen, die nicht mehr bestellt werden.	4,12	34,61
	Feuchtgebiete	D	Darin enthalten sind Sümpfe, Moore, Niedermoore, Seggen, Schilfgebiete, Salzmarsch und Brackmarsch		
	Grasstreifen	X07	Natürlich oder Naturnahe mit Gras bewachsene Straßen oder Feldränder und Uferstreifen mit mehr als 1 m Breite.		
	Hecken	FA	Streifen holziger Vegetation mit weniger als 5 m hohen Bäumen und Sträuchern und maximal 50 m langen Lücken. Zu finden in Kulturlandschaften oder entlang von Straßen.		
	Heiden	F4	Strauchgemeinschaften, in denen Ericaceae dominieren.		
	Natürliches Grasland	E	Ohne Einwirkung des Menschen entstandene strauch- und baumfreie Standorte.		
	Obstgärten	G1.D	Bäume kultiviert für den Obstanbau.		
	Ausgediente Straßen und Wege	J4.1	Früher als Straßen oder andere Wege mit befestigter Oberfläche genutzt und heute von Pflanzen neu besiedelt.		
	Wälder	G (außer G1.D und G5.1)	Waldflächen (oder zurzeit unbestockte Flächen), mit Bäumen (mind. 5 m Höhe in der Reifephase) als dominanter Vegetation und einem Überschildungsgrad von mindestens 10 %.		
<i>Einzelbäume</i>	Bäume		Alleinstehende Bäume Diese waren als Punkte in den GIS-Daten eingezeichnet und wurden nicht zum Prozentanteil gerechnet	24 Bäume	101 Bäume

2.4. Statistische Methoden

Auswertungen deskriptiver Ergebnisse und Grafiken wurden mit MS Excel (Version 14.7.2), R (R Core Team, 2017) mit dem package R Commander (Fox, 2005) durchgeführt, weitere statistische Auswertungen mittels R (R Core Team, 2017), mit den packages R Commander (Fox, 2005) und ape (Paradis, Claude, Strimmer, 2004). Das Signifikanzlevel wurde mit $p \leq 0,05$ festgelegt.

Am Beginn der Auswertungen mit R wurden die beiden abhängigen Variablen (Anzahl der Wildbienenarten und deren Individuenhäufigkeiten) auf Transektenebene aggregiert und diese auf räumliche Autokorrelation mittels Moran's I (package ape (Paradis, Claude, Strimmer, 2004)) getestet. Die Analyse zeigte für beide der abhängigen Variablen nicht signifikante p-Werte (Artenzahl: 0,186; Individuenzahl: 0,249). Damit konnte eine Korrelation der Daten aufgrund der geographischen Nähe zwischen den Transekten (besonders zwischen Brache und Hecke desselben Kreises) ausgeschlossen werden. Mittels Fligner Killeen Test wurde die Varianzhomogenität überprüft und es

zeigten sich sowohl für die Artenzahl als auch die Individuenzahl homogene Varianzen (p-Werte nach Aggregation auf Transektebene: 0,940). Die Histogramme der beiden abhängigen Variablen ergaben auf Ebene der Einzelerhebungen das Bild einer recht typischen Poissonverteilung, wie sie bei Zähldaten oft vorkommt.

Aufbauend auf den Ergebnissen dieser Vorprüfungen konnten die folgenden Auswertungen und statistischen Tests zur Beantwortung der Forschungsfragen durchgeführt werden.

Für Forschungsfrage 1 wurden zu Beginn Boxplots getrennt nach Brachen und Hecken erstellt, um potentielle Unterschiede zwischen den beiden Lebensräumen sichtbar zu machen. Um auf statistische Signifikanz zu prüfen wurde ein Mann-Whitney-U-Test für unabhängige Stichproben durchgeführt. Damit wurde für die abhängigen Variablen überprüft, ob auf aggregierter Ebene (Summieren der Erhebungen je Fläche), ein statistisch signifikanter Unterschied zwischen Brachen und Hecken vorliegt. Ein t-Test konnte nicht durchgeführt werden, weil die Variablen nicht normalverteilt sind.

Es wurde der SHDI (Shannon Diversity Index for Landscapes), wie er im Projekt „VineDivers“ berechnet wurde, herangezogen. Der SHDI repräsentiert die Diversität der Zusammensetzung der Landschaftsstruktur. Für diesen werden die Flächenanteile der verschiedenen Landschaftstypen im 750 m Radius um den Mittelpunkt des Landschaftskreises verwendet, um die Diversität der umliegenden Landschaft zu berechnen. Für die Berechnung der ITD je Fläche wurde der Community weighted mean (CWM) verwendet und mit MS Excel berechnet. Dafür werden die ITDs einer Wildbienenart mit den relativen Anteilen der Individuen dieser Art an den gesamten Individuen multipliziert und für alle Arten je Fläche summiert.

Für Forschungsfrage 2 wurden Mittelwerte der Wildbienenarten und Individuenhäufigkeiten je Transekt berechnet. Dies diente dazu die Werte des Blütenangebots sowie der blühenden Pflanzenarten zwischen den Habitattypen besser vergleichbar zu machen. Zusätzlich wurden Boxplots erstellt, um den Unterschied zwischen Brachen und Hecken hinsichtlich Blütenangebot und Wildbienenarten sowie Individuenhäufigkeiten zu untersuchen.

Für die Forschungsfragen 2 und 3 wurden Korrelationsmatrizen und Streudiagramme mittels Spearman Rangkorrelation inklusive paarweisen p-Werten bestimmt.

3 ERGEBNISSE

3.1 Wildbienenarten und Individuenhäufigkeiten in Brachen und Hecken

Forschungsfrage 1: *Wie lässt sich die Wildbienenfauna von Brachen und Hecken in Hinblick auf Diversität und Individuenhäufigkeit charakterisieren? Wie verändert sich diese über die Saison?*

Es wurden auf den Flächen insgesamt 165 Individuen von 49 Wildbienenarten (Tab. 9 Artenliste der dokumentierten Wildbienen im Anhang) gezählt (Abb. 24). 38,8 % der 49 Arten befanden sich nur in Brachen, 28,6 % nur in Hecken und 32,7 % der Arten wurde sowohl in Brachen als auch in Hecken gezählt. Auch die Anzahl an Individuen war in Brachen höher als in Hecken. 58,2 % der Wildbienen wurden in Brachen gesammelt und gezählt, 41,8 % in Hecken.

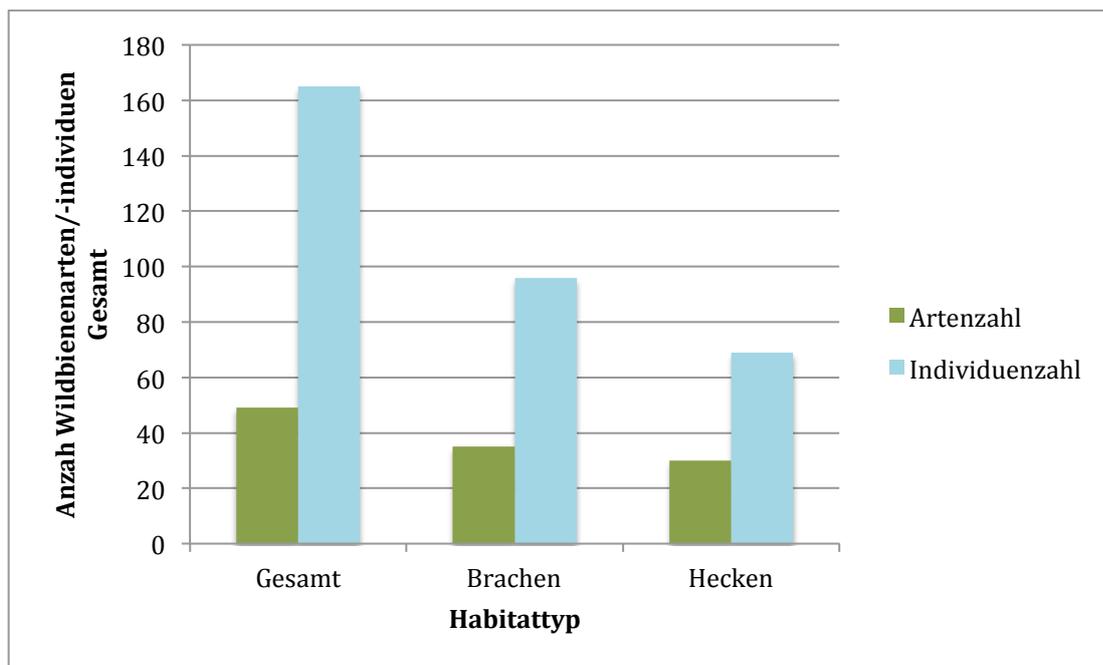


Abb. 24: Wildbienenarten- und Individuenzahl Gesamt und getrennt nach Habitattyp

Auf den Brachen wurden während allen Erhebungen je Standort im Durchschnitt 7,6 (\pm SD 4,40) Wildbienenarten und 9,6 Individuen (\pm SD 3,14) gesammelt und gezählt. Auf den Hecken waren es 5,8 Arten (\pm SD 3,97) und 6,90 Individuen (\pm SD 2,05). Der Mann-Whitney-U-Test zeigte keinen signifikanten Unterschied zwischen Hecken und Brachen.

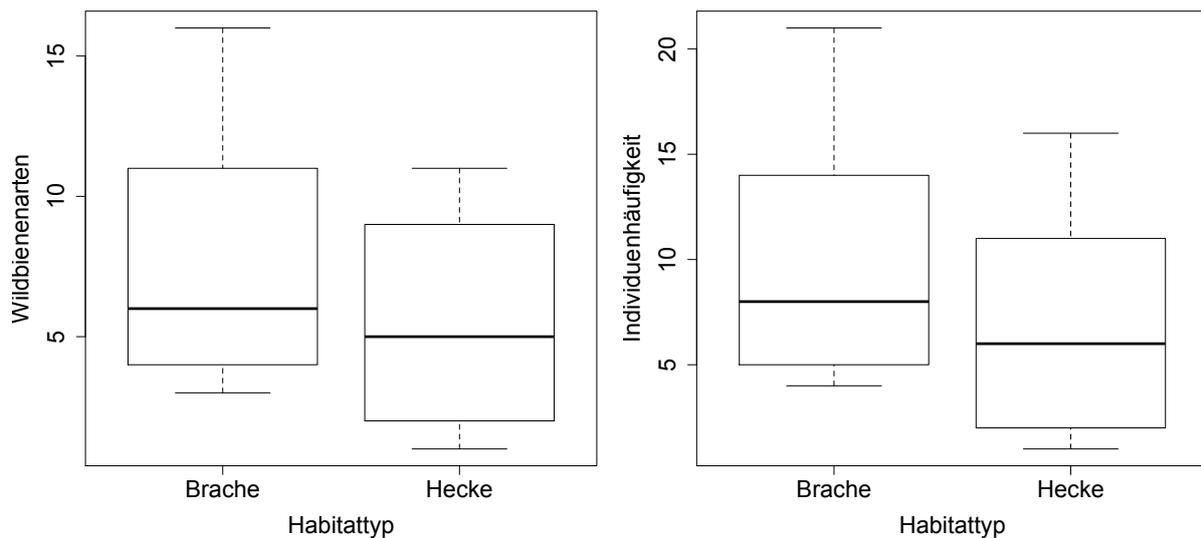


Abb. 25: Boxplots zu Anzahl der Wildbienenarten und Individuenhäufigkeit der Wildbienen, getrennt nach Habitattyp

Auch hinsichtlich der vertretenen Gattungen und Familien weisen die Brachen etwas höhere Werte auf. Von den gesamt 12 Wildbienengattungen waren drei Viertel in Brachen vertreten und zwei Drittel in Hecken. Sowohl in Brachen als auch in Hecken befanden sich 41,7 % der Gattungen. Fünf Familien (Andrenidae, Apidae, Colletidae, Halictidae und Megachilidae) waren gesamt vertreten. Alle fünf Familien wurden in Brachen gefunden, in Hecken waren Colletidae mit der Gattung *Hylaeus* dagegen nicht vertreten.

Innerhalb der gesamten in den Erhebungen vertretenen Gattungen dominierten *Lasioglossum*-Arten mit einem Anteil von rund 28,6 % (Abb. 26). Aus der Gattung *Andrena* stammten 16,3 %, 12,2 % entfielen auf *Halictus*, 10,2 % jeweils auf *Bombus* und *Osmia*. Mit rund 8,2 % und 4,1 % waren noch *Hylaeus* und *Ceratina* vertreten. Alle weiteren Gattungen waren nur durch eine Art repräsentiert.

Unter den 16 der sowohl in Brachen als auch Hecken gefundenen Wildbienenarten befanden sich 37,5 % *Lasioglossum*-Arten und jeweils 18,8 % *Andrena*, *Bombus* und *Halictus*. Außerdem war *Osmia spinulosa* auf beiden Flächentypen vertreten.

Bei der Gesamtindividuenzahl waren *Bombus*-Arten mit einem Anteil von 30,3 % am häufigsten vertreten, dicht gefolgt von *Lasioglossum*-Arten (Abb. 27). Gattungen mit wenigen Arten wiesen insgesamt einen geringen Anteil an der Individuenzahl auf. In Brachen war der Anteil von *Andrena* mit 19,8 % deutlich höher als in Hecken (8,7 %). Im Gegensatz dazu waren *Osmia* mehr als drei Mal so oft in Hecken wie in Brachen zu finden.

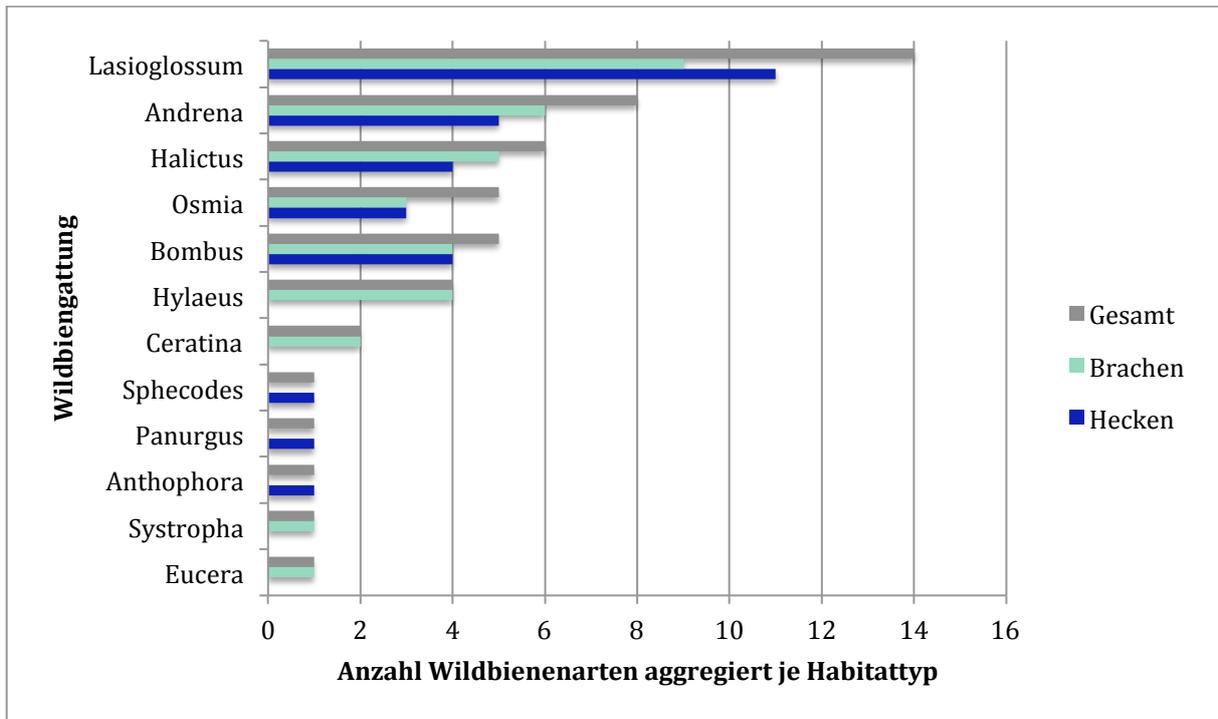


Abb. 26: Anzahl Wildbienenarten pro Gattung, getrennt nach Habitattyp und Gesamt

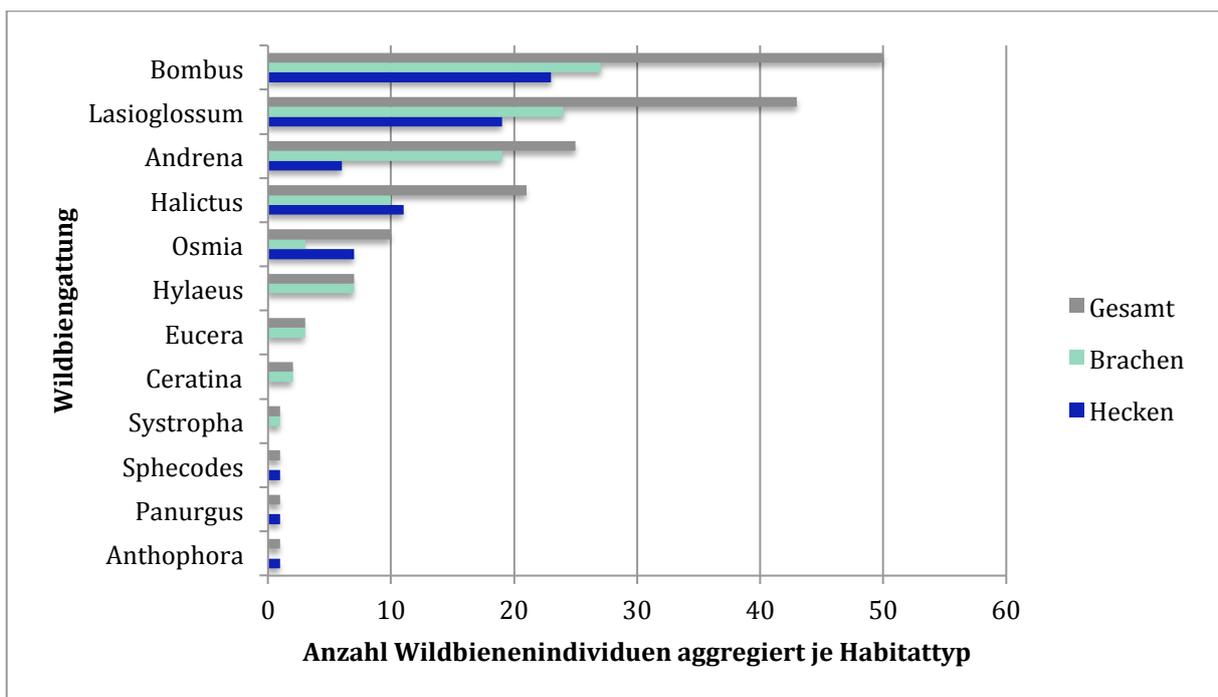


Abb. 27: Anzahl Wildbienenindividuen pro Gattung, getrennt nach Habitattyp und Gesamt

3.1.1. Wildbienen im Zeitablauf

Bei den drei Erhebungsterminen E1, E3 und E4 wiesen Brachen höhere Werte (11–12 Arten) auf als Hecken (5–9 Arten) (Abb. 28). Die zweite Erhebung zeigte dagegen bei den Hecken die meisten Arten (13 Arten), gefolgt von der ersten Erhebung (9 Arten). Ab Juli (E5, E6) wurden etwa gleich niedrige Artenzahlen (5–6 Arten) in Hecken und Brachen gemessen. Bei den Arten, die in beiden Habitattypen dokumentiert wurden, war die Artenzahl über alle Erhebungen annähernd gleich niedrig (1–3 Arten). Der höchste Wert

wurde bei der ersten Erhebung erreicht (3 Arten), der niedrigste bei der vierten Erhebung (1 Art).

Die höchste Anzahl an Arten zeigte sich für die Brachen bei der ersten Erhebung (12 Arten). Bei der dritten und vierten Erhebung waren es ähnlich hohe Werte, dagegen verzeichneten die Erhebungen zwei (5 Arten) und sechs (4 Arten) geringe Artenzahlen.

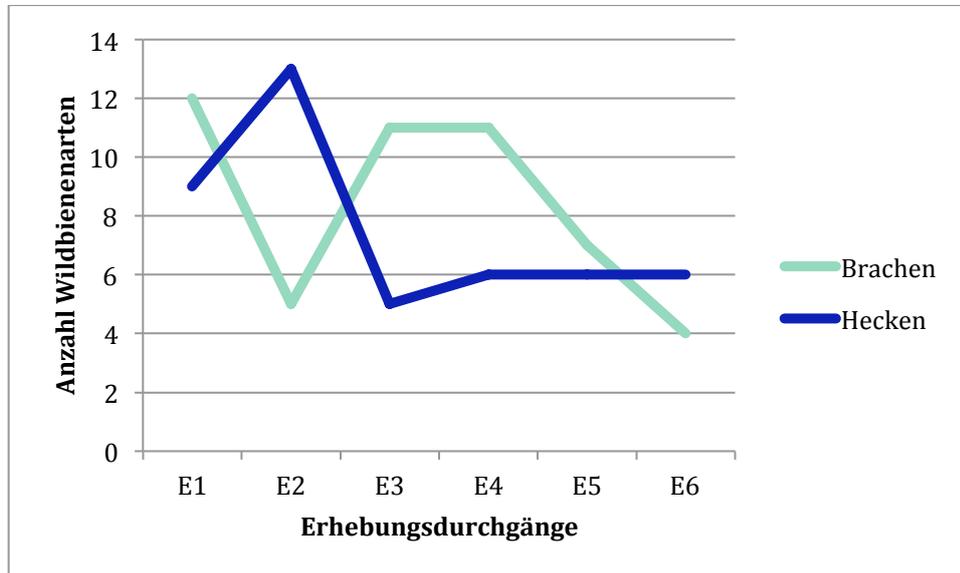


Abb. 28: Anzahl Wildbienenarten im Verlauf der Erhebungssaison getrennt nach Habitattyp.
E = Erhebungsdurchgang, 1 bis 6 = Erhebungsdurchgänge von April (1) bis August (6) (s. Tab. 2)

Bestimmte Wildbienenarten wurden nur während einer der Erhebungsdurchgänge gefunden (Tab. 4). In den ersten beiden Erhebungen waren es vor allem *Andrena*- und *Lasioglossum*-Arten. Ab der dritten Erhebung waren auch Arten aus den Gattungen *Ceratina*, *Halictus*, *Hylaeus* und *Osmia* vertreten. *Sphecodes* und *Systropha* wurden erst in der vierten Erhebung gesammelt und *Panurgus* erst während der fünften.

Tab. 4: Wildbienenarten in Hecken und Brachen während den sechs Erhebungsdurchgängen.

E = Erhebungsdurchgang, 1 bis 6 = Erhebungsdurchgänge von April (1) bis August (6) (s. Tab. 2)

Grüne Felder zeigen bei welchen Erhebungsdurchgängen die jeweilige Art gefunden wurde

Wildbienenart	E1	E2	E3	E4	E5	E6
<i>Andrena minutuloides</i>	■					
<i>Andrena oralis</i>	■					
<i>Andrena simontornyella</i>	■					
<i>Anthophora aestivalis</i>	■					
<i>Eucera nigrescens</i>	■					
<i>Lasioglossum nigripes</i>	■					
<i>Lasioglossum punctatissimum</i>	■					
<i>Osmia bicornis</i>	■					
<i>Lasioglossum laevigatum</i>	■	■				
<i>Lasioglossum marginatum</i>	■	■				
<i>Lasioglossum xanthopus</i>	■	■				
<i>Osmia aurulenta</i>	■					
<i>Lasioglossum lativentre</i>	■	■	■			
<i>Bombus lapidarius</i>	■		■	■	■	
<i>Bombus terrestris/lucorum</i>	■	■	■		■	
<i>Halictus maculatus</i>	■	■	■	■	■	
<i>Andrena ovatula</i>	■	■	■	■	■	
<i>Halictus simplex</i>	■	■		■		■
<i>Andrena chrysopus</i>	■	■				
<i>Andrena combaella</i>	■	■				
<i>Lasioglossum pygmaeum</i>	■	■				
<i>Lasioglossum quadrinotatum</i>	■	■				
<i>Lasioglossum semilucens</i>	■	■				
<i>Lasioglossum morio</i>	■	■	■	■		
<i>Lasioglossum pauxillum</i>	■	■	■	■		
<i>Halictus kessleri</i>	■	■	■		■	
<i>Halictus subauratus</i>	■	■	■			
<i>Hylaeus communis</i>	■	■	■			
<i>Osmia caerulea</i>	■	■	■			
<i>Bombus pascuorum</i>	■	■	■	■		
<i>Andrena minutula</i>	■	■	■			■
<i>Andrena flavipes</i>	■	■	■	■		
<i>Bombus hortorum</i>	■	■	■	■		
<i>Ceratina cucurbitina</i>	■	■	■	■		
<i>Lasioglossum lineare</i>	■	■	■	■		
<i>Osmia leucomelana</i>	■	■	■	■		
<i>Sphecodes rufiventris</i>	■	■	■	■		
<i>Systropha curvicornis</i>	■	■	■	■		
<i>Bombus sylvarum</i>	■	■	■	■	■	
<i>Hylaeus brevicornis</i>	■	■	■	■		■
<i>Osmia spinulosa</i>	■	■	■	■	■	■
<i>Hylaeus dilatatus</i>	■	■	■	■	■	
<i>Lasioglossum lucidulum</i>	■	■	■	■	■	
<i>Panurgus calcaratus</i>	■	■	■	■	■	
<i>Halictus pollinosus</i>	■	■	■	■	■	
<i>Halictus seladonius</i>	■	■	■	■	■	■
<i>Hylaeus cornutus</i>	■	■	■	■	■	■
<i>Lasioglossum discum</i>	■	■	■	■	■	■

Die höchsten Individuenzahlen wurden für Brachen und Hecken bei der ersten und vierten Erhebung erreicht (Abb. 29). Die dritte und fünfte Erhebung zeigten etwa gleich hohe Individuenzahlen in Brachen und Hecken. Während bei der zweiten Erhebung in Brachen gesamt nur 8 Individuen vertreten waren, waren es in Hecken 14. Bei der letzten Erhebung, Ende August, wurden insgesamt für Brachen und Hecken am wenigsten Individuen erfasst.

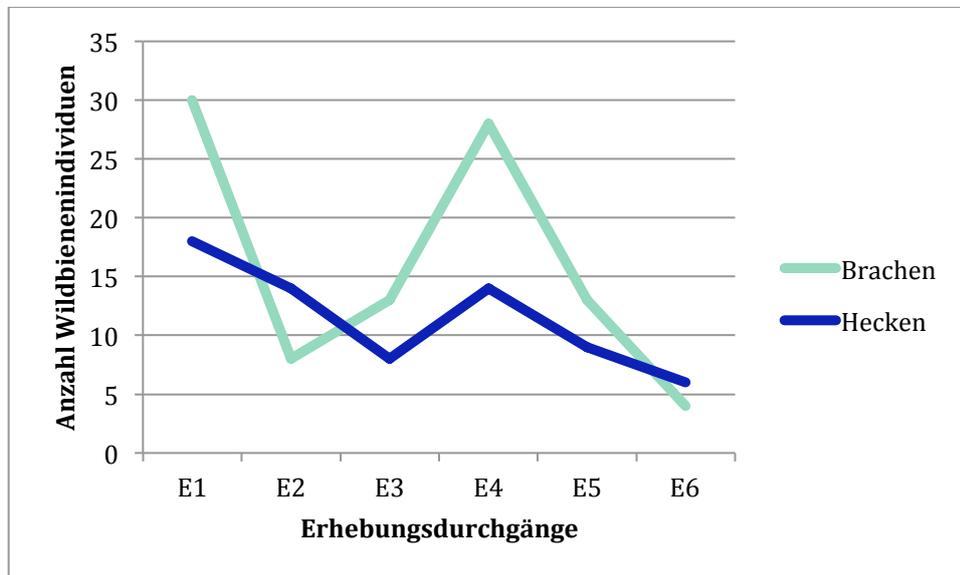


Abb. 29: Anzahl Wildbienenindividuen im Verlauf der Erhebungssaison getrennt nach Habitattyp
E = Erhebungsdurchgang, 1 bis 6 = Erhebungsdurchgänge von April (1) bis August (6) (s. Tab. 2)

3.1.2. Typische Wildbienenarten in Brachen und Hecken

Andrena combaella WARNCKE 1966

Niederösterreich: Prellenkirchen, 16_I1.5 (Brache), N48°05'30.54"/E16°57'45.48", 26.05.2016, 1♂.

Als oligolektische, solitär lebende Wildbienenart, spezialisiert auf *Asteraceae* (Asteroideae), wurde sie bisher vor allem auf *Anthemis*, *Achillea* und *Leucanthemum* beobachtet. Als Lebensraum wählt sie daher Brachen mit größeren Ansammlungen von Kamillen und ist zwischen Mai und Juni anzutreffen. Der Lebensraum erstreckt sich von Ost nach West von Ostösterreich bis nach Kasachstan und von Nord nach Süd von der Ukraine bis in die Türkei. In Österreich gibt es derzeit nur aktuelle Nachweise aus Niederösterreich (Scheuchl und Willner, 2016) und Wien (Pachinger et al., 2014). In Übereinstimmung mit den beschriebenen Eigenschaften und Nachweisen wurde im Rahmen der vorliegenden Studie die Art auf der Brache in Prellenkirchen (NÖ) gefunden. Entsprechend der Pollenspezialisierung wuchs auf dieser Fläche *Anthemis austriaca*.

Systropha curvicornis (SCOPOLI 1770)

Niederösterreich: Höflein, 13_I1.5 (Brache), N48°04'17.16"/E16°45'57.72", 04.07.2016, 1♀.

Die auf *Convolvulus*, vor allem *Convolvulus arvensis*, streng oligolektische Wildbienenart nistet bevorzugt in sandigem Boden auf kahlen oder schütter bewachsenen Flächen. Sie präferiert trockenwarme Standorte wie Weinberge und Brachen und fliegt von Juni bis August. Die Verbreitung reicht von Portugal bis Zentralasien, vom Baltikum bis in den Nordiran (Scheuchl und Willner, 2016). In Österreich ist sie zurzeit nur in Burgenland, Niederösterreich, Steiermark und Wien anzutreffen (Zettel et al., 2015). Im Rahmen des LIFE-Natur-Projekt „Bisamberg Habitat Management“ (Zettel, 2010) wurde die Art für Ostösterreich als hoch gefährdet eingestuft. Allerdings konnte *Systropha curvicornis* in den Fahrgassen von Weingärten, wenn *Convolvulus* vermehrt vorhanden ist, durchaus häufig beobachtet werden (Kratschmer et al., in review). Die Art wurde in der vorliegenden Arbeit ausschließlich auf einer Brache in Niederösterreich auf *Convolvulus arvensis* gesammelt. *Convolvulus arvensis* befand sich in den Erhebungen auch deutlich öfter auf den untersuchten Brachen (auf etwa 80 % der Flächen, auf welchen *Convolvulus arvensis* gefunden wurden) als in Hecken.

Hylaeus dilatatus (KIRBY 1802)

Burgenland: Purbach, 2_I1.5 (Brache), N47°53'51.09"/E16°39'05.28", 10.07.2016, 1♀; Purbach, 4_I1.5. (Brache), N47°55'46.92"/E16°41'41.76", 08.08.2016, 2♀; Breitenbrunn, 6_I1.5 (Brache), N47°56'08.76"/E16°44'15.42", 08.08.2016, 1♀.

Hylaeus dilatatus hat keine spezifische Pollenspezialisierung, lebt solitär und nistet in vorhandenen oder selbst genagten Hohlräumen in Pflanzenstängeln und in Totholz. Als Lebensraum präferiert sie Binnendünen, Flugsandfelder, Sandheiden, Brachen, Waldsäume, Sand- und Lehmgruben. Sie ist dort von Juni bis September anzutreffen. Es gibt Nachweise aus Nordafrika, von Portugal bis Polen, im Norden bis Südengland und im Süden bis Sizilien (Scheuchl und Willner 2016).

Hylaeus brevicornis NYLANDER 1852

Burgenland: Winden, 7_I1.5 (Brache), N47°57'40.32"/E16°44'02.34", 14.06.2016, 1♀.

Als polylektische Wildbienenart, solitär lebend, nistet sie in Pflanzenstängeln und Käferfraßgängen in Totholz. Sie zeigt keine strenge Habitatbindung, ist aber besonders an Waldsäumen, in blütenreichen Grünflächen, Hecken und Brachen zu finden. Die Flugzeit reicht von Juni bis September und die Verbreitung von Nordafrika bis Finnland und von Portugal bis in den Nordiran (Scheuchl und Willner, 2016).

Hylaeus communis NYLANDER 1852

Niederösterreich: Prellenkirchen, 16_I1.5 (Brache), N48°05'30.54"/E16°57'45.48", 25.08.2016, 1♀.

Wie die meisten anderen *Hylaeus*-Arten ist auch *Hylaeus communis* bei der Pollensuche nicht spezialisiert und lebt solitär. Sie nistet in verschiedenen Hohlräumen, wie Käferfraßgängen in Totholz, hohlen Pflanzenstängeln und verlassenen Erdnestern von Hautflüglern, und weist hinsichtlich des Habitats keine strenge Bindung auf. Waldsäume, Hecken, Sand-, Kies- und Lehmgruben sowie Siedlungsgebiete sind ihre präferierten Lebensräume. *Hylaeus communis* fliegt zwischen Mai und Oktober und ist von Portugal bis Zentralasien und von Norwegen bis in den Nordiran anzutreffen (Scheuchl und Willner, 2016).

Hylaeus cornutus CURTIS 1831

Burgenland: Breitenbrunn, 8_I1.5 (Brache), N47°56'54.54"/E16°43'13.44", 30.07.2016, 1♀

Hylaeus cornutus hat keine Präferenz für spezifische Pflanzen bei der Pollensuche, lebt solitär und nistet meist in hohlen Pflanzenstängeln, verlassenen Gallen an Mannstreu oder auch in Löss-Steilwänden. Als Lebensraum wählt sie trockenwarme Standorte, wie beispielsweise sonnenexponierte Waldsäume, blütenreiches Grünland, Ruderalflächen oder Sand- und Lehmgruben und fliegt von Juni bis August. Nachweise gibt es aus Nordafrika, Portugal bis Turkmenien und Südenland bis Israel. *Hylaeus cornutus* ist derzeit in allen Bundesländern bis auf Kärnten, Tirol und Vorarlberg anzutreffen (Scheuchl und Willner, 2016) und als hoch gefährdet eingestuft (Zettel, 2010).

In Österreich sind die im Rahmen der Erhebungen erfassten *Hylaeus*-Arten bis auf *Hylaeus cornutus* in allen Bundesländern zu finden. Obwohl in der Literatur für manche oben genannten *Hylaeus*-Arten Hecken und Brachen als Lebensräume beschrieben sind, wurden alle *Hylaeus*-Arten und -Individuen in der vorliegenden Studie in Brachen gefunden. *Hylaeus dilatatus*, *H. brevicornis* und *H. cornutus* im Burgenland, *Hylaeus communis* in Niederösterreich.

Osmia aurulenta (PANZER 1799)

Burgenland: Purbach, 4_FA (Hecke), N47°55'51.42"/E16°41'48", 07.05.2016, 1♀;
Breitenbrunn, 8_FA (Hecke), N47°56'57.48"/E16°43'01.62", 26.05.2016, 1♀;
Niederösterreich: Arbesthal, 12_FA (Hecke), N48°04'25.17"/E16°42'12.19", 09.05.2016, 1♀.

Osmia aurulenta ist zwar polylektisch, bevorzugt aber Fabaceae bei der Futtersuche. Sie lebt solitär und nistet, wie der deutsche Name (Goldene Schneckenhausbiene) schon besagt, in Schneckengehäusen (v.a. der Weinbergschnecken – *Helix pomatia*). Als Lebensräume dienen Magerrasen, extensiv genutztes Grünland, Waldränder, Hecken und Steinbrüche und sie fliegt von März bis Juli. Verbreitung findet sie von Portugal bis

in den Kaukasus und von Norwegen bis in den Libanon, in Österreich ist sie aktuell in allen Bundesländern nachgewiesen (Scheuchl und Willner, 2016).

Bombus sylvarum (LINNAEUS 1761)

Burgenland: Purbach, 4_FA (Hecke), N47°55'51.42"/E16°41'48", 10.07.2016, 1♀; Breitenbrunn, 6_FA (Hecke), N47°56'18.06"/E16°44'06.84", 08.08.2016, 1♀; Breitenbrunn, 8_FA (Hecke), N47°56'57.48"/E16°43'01.62", 10.07.2016, 2♀, 30.06.2016, 1♀.

Sie ist polylektisch bei der Pollensuche, hat aber eine Präferenz für Fabaceae, Lamiaceae und Scrophulariaceae. Wie die anderen *Bombus*-Arten ist sie primitiv eusozial und lebt in Völkern von 80 bis 150 Individuen. *Bombus sylvarum* nistet im Boden in verlassenen Bauten von Kleinsäugern oder oberirdisch in der Krautschicht, in Eichhörchenkobeln und ähnlichem. Bevorzugte Lebensräume sind u.a. Waldsäume, Hecken, Streuobstwiesen, extensiv genutztes Grünland und auch Brachen. Sie ist dort ab April anzutreffen. Verbreitet ist sie von Zentralspanien bis Kasachstan und von Finnland bis in den Nordiran (Scheuchl und Willner, 2016). In Österreich gibt es aktuelle Nachweise für alle Bundesländer (Neumayer, mündl. Mitteilung am 17.03.2018).

Halictus kessleri BRAMSON 1879

Burgenland: Purbach, 4_FA (Hecke), N47°55'51.42"/E16°41'48", 08.08.2016, 2♂; Purbach, 4_I1.5 (Brache), N47°55'46.92"/E16°41'41.76", 27.05.2016, 1♀; Winden, 7_I1.5 (Brache), N47°57'40.32"/E16°44'02.34", 14.06.2016, 1♀, 30.07.2016, 1♀; Winden, 7_I1.5 (Brache), N47°57'40.02"/E16°44'03.66", 14.06.2016, 1♀, 24.08.2016, 1♀. Als polylektische Art nistet sie auf kahlen oder schütter bewachsenen Flächen im Boden und lebt primitiv eusozial. Für ihren Lebensraum wählt sie Sand- und Trockenrasen und ist dort ab April/Mai anzutreffen. Verbreitung findet sie im Osten bis Armenien und in einzelnen Populationen bis Süditalien und die östlichen Pyrenäen. In Österreich kann sie aber derzeit nur im Osten vorgefunden werden (Scheuchl und Willner, 2016). Außergewöhnlich ist die in der vorliegenden Studie gesammelte große Anzahl an *Halictus kessleri* (6) und die Verteilung auf verschiedene Habitattypen. Trotz der Spezialisierung auf Sand- und Trockenrasen wurde sie zu gleichen Teilen in Brachen und Hecken gefunden.

3.2 Ökologische Traits und Blütenangebot

Forschungsfrage 2: Welche ökologischen Traits sind typisch für die Wildbienenfauna von Brachen und Hecken? Steigert ein diverseres Blütenangebot die Wildbienen Diversität?

3.2.1 Pollenspezialisierung

Der Anteil der polylektischen Wildbienenarten war über alle Habitattypen hinweg deutlich höher als jener der oligolektischen und lag zwischen 83,3 % (Hecken) und 88,6 % (Brachen)(Abb. 30). Da nur ein Brutparasit (Hecke) erhoben wurde, stellte dieser die kleinste Kategorie dar.

Als oligolektische Wildbienenarten waren drei *Andrena*-Arten (*A. chrysopus*, *A. combaella* und *A. oralis*), *Eucera nigrescens*, *Osmia spinulosa*, *Panurgus calcaratus* und *Systropha curvicornis* vertreten. Drei dieser Arten sammeln nur den Pollen der Familie Asteraceae (*A. combaella*, *O. spinulosa*, *P. calcaratus*), *A. oralis* den Pollen der Familie Brassicaceae und *E. nigrescens* Pollen der Familie Fabaceae. *A. chrysopus* ist auf die Gattung *Asparagus* spezialisiert und eine Art präferiert den Pollen von einer bestimmten Pflanzenart: *S. curvicornis* sammelt ausschließlich auf *Convolvulus* und bevorzugt *Convolvulus arvensis* (Scheuchl und Willner 2016).

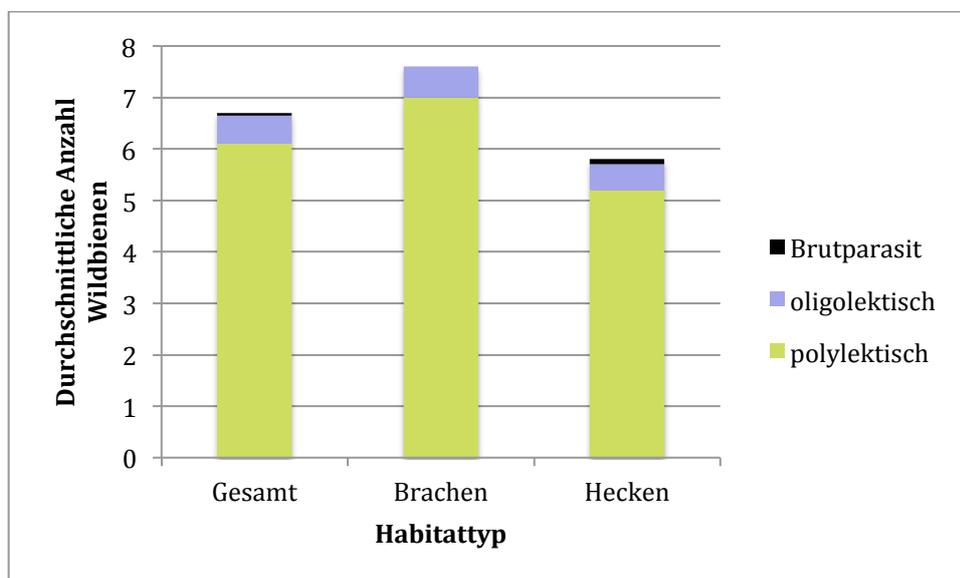


Abb. 30: Durchschnittliche Anzahl Wildbienen nach Pollenspezialisierung, getrennt nach Habitattyp und Gesamt

Ähnlich zur Situation der Artenanzahl (Brachen: 7,0 Wildbienen \pm SD 3,97; Hecken: 5,2 Wildbienen \pm SD 3,61) ist auch die der Individuenhäufigkeit (Abb. 31). Die Mittelwerte der polylektischen Wildbienen schwankten zwischen 6,2 (Hecken, \pm SD 4,71) und 9,0 (Brachen, \pm SD 5,35), von den oligolektischen Wildbienen waren 0,6 Arten je Fläche vertreten.

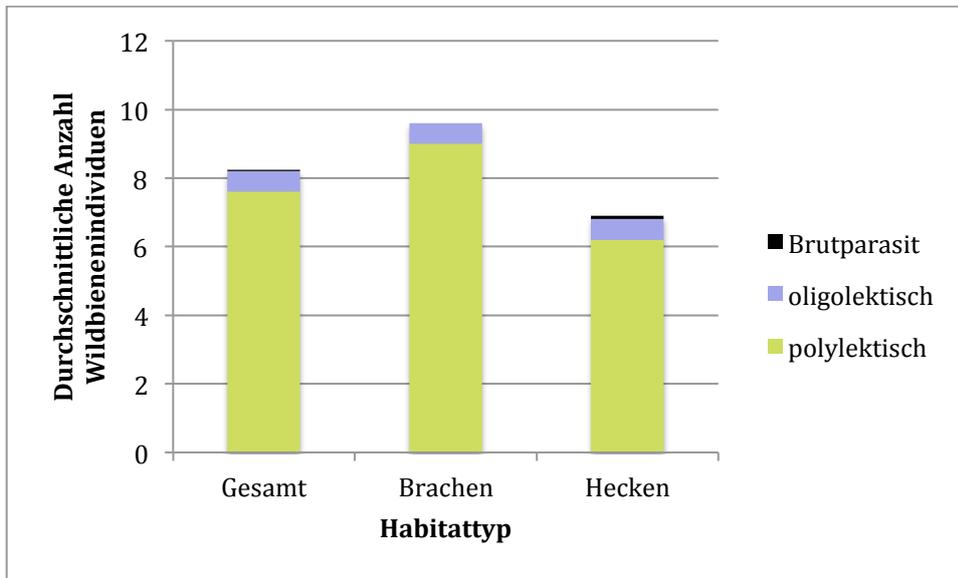


Abb. 31: Durchschnittliche Anzahl Wildbienenindividuen nach Pollenspezialisierung, getrennt nach Habitattyp und Gesamt

Auf den Flächen wurden einige Pflanzenarten und -gattungen gefunden, welche von oligolektischen Wildbienenarten als Pollenfutterpflanzen genutzt werden und auch für polylektische Arten Nahrungsquelle sind (Tab. 5; vollständige Liste der dokumentierten blühenden Pflanzenarten in Tab. 10 im Anhang).

Tab. 5: In vorliegender Arbeit dokumentierte Wirtspflanzen oligolektischer Wildbienenarten und oligolektische Wildbienenarten, die diese Pflanzen als Pollenquelle nutzen
Scheuchl und Willner (2016)

Wildbienenart	Pollenquellen aus der Literatur	Erfasste Pflanzenarten auf den Erhebungsflächen
<i>Andrena chrysopus</i> PÉREZ 1903	Asparagaceae (in Mitteleuropa nur auf <i>Asparagus officinalis</i>)	-
<i>Andrena combaella</i> WARNCKE 1966	Starke Bevorzugung von Anthemis-, Achillea-, Leucanthemum-Arten	<i>Achillea millefolium</i> <i>Anthemis austriaca</i> <i>Leucanthemum vulgare</i> <i>Matricaria chamomilla</i>
<i>Andrena oralis</i> MORAWITZ 1876	Brassicaceae	<i>Barbarea vulgaris</i> <i>Berteroa incana</i> <i>Camelina sp.</i> <i>Capsella bursa-pastoris</i> <i>Eruca sativa</i> <i>Lepidium draba</i> <i>Raphanus raphanistrum</i>

Fortsetzung Tab. 5: In vorliegender Arbeit dokumentierte Wirtspflanzen oligolektischer Wildbienenarten und oligolektische Wildbienenarten, die diese Pflanzen als Nahrungsquelle nutzen
Scheuchl und Willner (2016)

<i>Eucera nigrescens</i> PÉREZ, 1879	Fabaceae (Hauptquelle: <i>Vicia sepium</i>)	<i>Lathyrus sylvestris</i> <i>Lathyrus tuberosus</i> <i>Lotus corniculatus</i> <i>Medicago falcata</i> <i>Medicago sativa</i> <i>Onobrychis viciifolia</i> <i>Securigera varia</i> <i>Trifolium campestre</i> <i>Trifolium incarnatum</i> <i>Trifolium pratense</i> <i>Trifolium repens</i> <i>Trifolium sp.</i> <i>Vicia angustifolia</i> <i>Vicia cracca</i> <i>Vicia hirsuta</i> <i>Vicia pannonica</i> <i>Vicia sepium</i> <i>Vicia sp.</i>
<i>Osmia spinulosa</i> (KIRBY 1802)	Asteracea	<i>Achillea millefolium</i> <i>Anthemis austriaca</i> <i>Bellis perennis</i> <i>Centaurea scabiosa</i> <i>Cichorium intybus</i> <i>Cirsium arvense</i> <i>Cirsium vulgare</i> <i>Crepis biennis</i> <i>Crepis sp.</i> <i>Cyanus segetum</i> <i>Echinops ritro</i> <i>Erigeron annuus</i> <i>Hieracium spp.</i> <i>Leucanthemum vulgare</i> <i>Matricaria chamomilla</i> <i>Picris hieracioides</i> <i>Scorzoneroides autumnalis</i> <i>Senecio jacobaea</i> <i>Solidago gigantea</i> <i>Solidago sp.</i> <i>Taraxacum officinale</i> <i>Tripleurospermum inodorum</i>
<i>Panurgus calcaratus</i> (SCOPOLI, 1763)	Asteracea (fast ausschließlich Cichorioideae)	<i>Cichorium intybus</i> <i>Crepis biennis</i> <i>Crepis sp.</i> <i>Hieracium spp.</i> <i>Picris hieracioides</i> <i>Scorzoneroides autumnalis</i> <i>Taraxacum officinale</i>
<i>Systropha curvicornis</i> (SCOPOLI, 1770)	Convolvulaceae <i>Convolvulus</i> (bevorzugt: <i>C. arvensis</i> .)	<i>Convolvulus avensis</i>

3.2.2 Sozietät

Sozial leben unter den erhobenen Wildbienen vier Arten der Gattung *Halictus* (*H. kessleri*, *H. maculatus*, *H. seladonius* und *H. subauratus*), fünf Arten der Gattung *Lasioglossum* (*L. lineare*, *L. marginatum*, *L. morio*, *L. nigripes* und *L. pauxillum*) und alle erfassten *Bombus*-Arten (Scheuchl und Willner 2016).

Bei Betrachtung der Grafik zur Sozietät zeigen sich im Mittel je Habitattyp 4,4 (\pm SD 2,67) solitär lebende Arten in Brachen und 2,4 (\pm SD 2,32), in Hecken (Abb. 32). 3,2 (Brachen \pm SD 2,30) bis 3,3 (Hecken \pm SD 2,54) soziale Arten waren auf beiden Flächentypen vertreten.

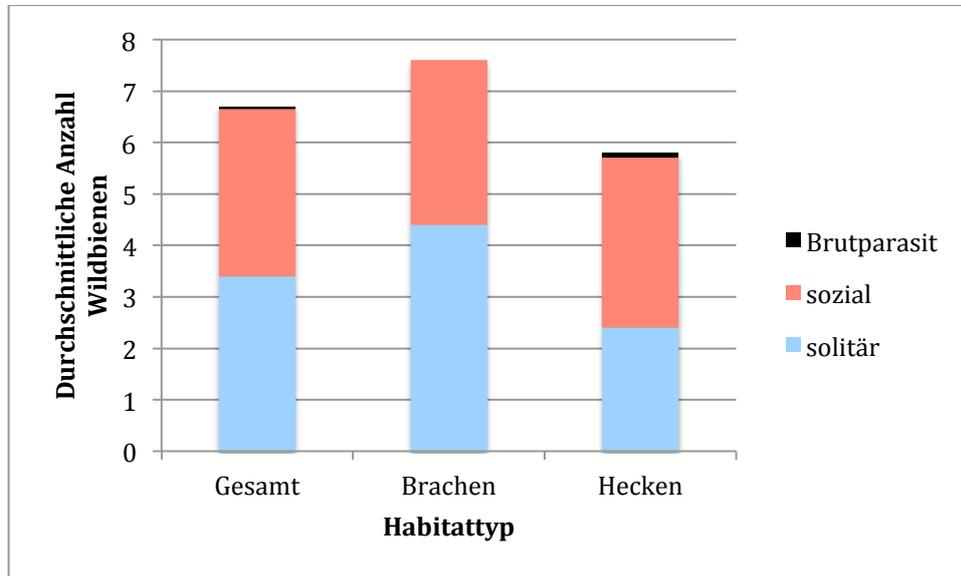


Abb. 32: Durchschnittliche Anzahl Wildbienen nach Sozietät, getrennt nach Habitattyp und Gesamt

Beim Blick auf die Individuenzahl verändert sich die Aufteilung der Wildbienen in solitär und sozial lebende kaum (Abb 33). Die durchschnittlichen Werte der solitär lebenden Wildbienen waren bei den Brachen (4,8 \pm SD 2,97) fast doppelt so hoch wie bei den Hecken (2,6 \pm SD 2,63), jene der sozial lebenden dagegen annähernd gleich hoch (Brachen 4,8 \pm SD 3,61; Hecken 4,2 \pm SD 3,52).

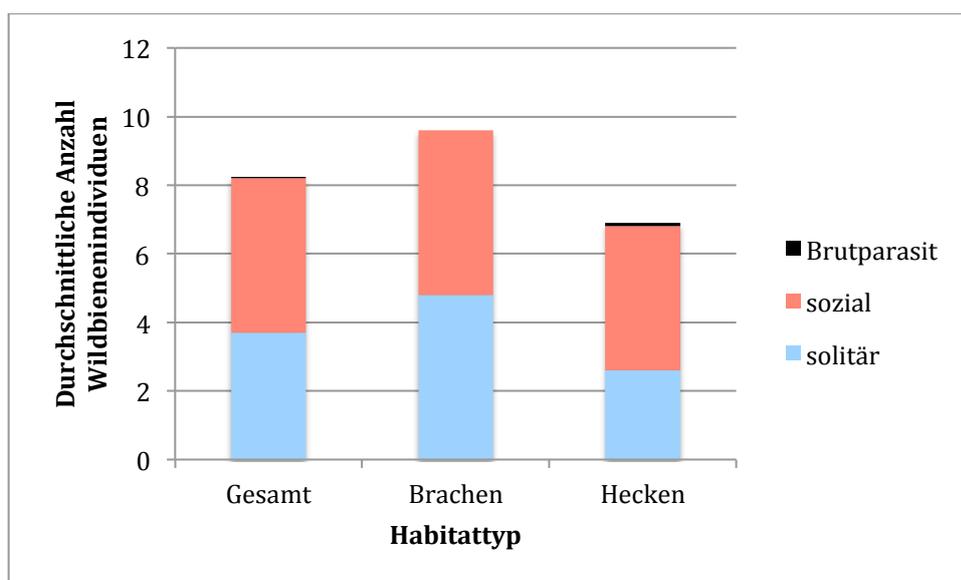


Abb. 33: Durchschnittliche Anzahl Wildbienenindividuen nach Sozietät, getrennt nach Habitattyp und Gesamt

3.2.3 Nisttypen

Vertreter der oberirdisch nistenden Wildbienen sind die gesammelten Arten der Gattung *Ceratina*, welche bevorzugt in Stängeln nisten. Auch alle in Brachen und Hecken gefundenen *Hylaeus*-Arten nisten oberirdisch. Die Spezialisierung ist allerdings hier nicht so stark. Es werden Stängel, Totholz oder andere Hohlräume genutzt. Als weitere Gattung suchen sich auch alle erfassten *Osmia*-Arten oberirdische Nistplätze. Zwei davon präferieren verlassene Schneckengehäuse: *O. aurulenta* bevorzugt die Gehäuse der Weinbergschnecken (*Helix pomatia*), *O. spinulosa* die der Heideschnecken (*Helicella* sp.). *O. leucomelana* nisten wiederum in Stängeln und *O. caerulescens* und *O. bicornis* in verschiedensten Hohlräumen (Scheuchl und Willner 2016).

Alle *Bombus*-Arten nutzen Hohlräume im Boden und oberirdisch oder bauen selbst Nester. Als oberirdische Nistplätze werden beispielsweise Vogelnester, Nistkästen, Gebäude oder Baumhöhlen verwendet, unterirdisch wählen sie v.a. verlassene Nester von Kleinsäugetern (u.a. Mäuse) (Scheuchl und Willner 2016).

Über alle gesammelten und gezählten Wildbienenarten nisteten je Fläche mehr als zwei Drittel im Boden (68,7 %), 17,9 % bezogen und bauten ober- und unterirdische Nester, 12,7 % nisteten nur oberirdisch und zusätzlich war noch ein Brutparasit vertreten. Auch in Brachen und Hecken war die Verteilung auf bodennistende und ober- wie unterirdisch nistende Arten sehr ähnlich. Die stängelnistenden Arten wurden dagegen ausschließlich in Brachen gefunden. Beide Schneckengehäusenistenden waren auf den Hecken vertreten, *Osmia spinulosa* aber auch auf einer Brache.

Im Durchschnitt der Standorte waren auf den Brachen 6,7 bodennistende Individuen vertreten, wohingegen es bei den Hecken nur 4,6 bodennistende Individuen waren (Tab. 6). Der Anteil der Wildbienen mit oberirdischen Nestern war bei der Individuenzahl noch höher als bei der Artenzahl, die Werte der ober- und unterirdisch nistenden Wildbienen war dagegen bei Brachen und Hecken sehr ähnlich hoch. Von den sechs schneckengehäusenistenden Wildbienenindividuen wurden fünf in Hecken gefunden.

Tab. 6: Durchschnittliche (\pm SD) Wildbienenarten- und -individuen nach Nistanspruchstyp und Habitattyp

Nisttypen	Gesamt		Brachen		Hecken	
	Wildbienen- arten	Individuen- häufigkeit	Wildbienen- arten	Individuen- häufigkeit	Wildbienen- arten	Individuen- häufigkeit
Boden	4,6 (\pm 2,96)	5,7 (\pm 3,95)	5,2 (\pm 3,16)	6,7 (\pm 4,24)	4,0 (\pm 2,79)	4,6 (\pm 3,53)
oberirdisch und unterirdisch nistend	1,2 (\pm 1,06)	1,6 (\pm 1,60)	1,3 (\pm 0,95)	1,7 (\pm 1,70)	1,1 (\pm 1,20)	1,5 (\pm 1,58)
schneckengehäusenistend	0,3 (\pm 0,47)	0,2 (\pm 0,47)	0,1 (\pm 0,32)	0,1 (\pm 0,32)	0,5 (\pm 0,53)	0,5 (\pm 0,53)
stängelnistend	0,2 (\pm 0,49)	0,2 (\pm 0,49)	0,3 (\pm 0,67)	0,3 (\pm 0,67)	0	0
weitere oberirdisch nistende	0,4 (\pm 0,60)	0,5 (\pm 0,76)	0,7 (\pm 0,67)	0,8 (\pm 0,79)	0,1 (\pm 0,32)	0,2 (\pm 0,63)
Brutparasit	0,1 (\pm 0,22)	0,1 (\pm 0,22)	0	0	0,1 (\pm 0,32)	0,1 (\pm 0,32)
Summe	6,7 (\pm 4,18)	8,3 (\pm 5,41)	7,6 (\pm 4,40)	9,6 (\pm 5,68)	5,8 (\pm 3,97)	6,9 (\pm 5,04)

3.2.4 Blütenangebot und Diversität blühender Pflanzenarten

Insgesamt wurden auf allen Flächen und über den gesamten Erhebungszeitraum 135 blühende Pflanzenarten aus 85 Gattungen und 26 Familien gezählt.

Sowohl in Hecken als auch in Brachen wurden *Achillea millefolium*, *Cirsium vulgare*, *Convolvulus arvensis*, *Erigeron annuus*, *Trifolium campestre* und *T. pratense*, *Vicia angustifolia* und *Viola arvensis* häufig gefunden. Zusätzlich wurden in Brachen weitere Wicken (*V. pannonica* und *V. hirsuta*), Leguminosen (*Lotus corniculatus*, *Onobrychis viciifolia*, *Securigera varia*, *Trifolium repens*), *Knautia arvensis*, *Cyanus segetum*, und *Anthriscus sylvestris* auf mehreren Flächen dokumentiert. In den Hecken waren besonders oft die Sträucher *Clematis vitalba*, *Rosa canina* und *Rubus sp.* als potentielle Nahrungsressourcen vertreten. Außerdem wurden die Pflanzen *Ballota nigra*, *Hypericum perforatum*, *Anchusa officinalis*, *Vicia cracca* und *Muscari comosum* häufig im Bodenbereich der Hecken beobachtet.

Die durchschnittliche Anzahl an blühenden Pflanzenarten je Erhebung und Transekt lag bei rund 7,2 (\pm SD 3,24) (Abb. 34). Der Wert in den Hecken war zwar etwas höher, auch hier waren es aber nur ca. 7,5 (\pm SD 3,49) blühende Pflanzenarten. Aussagen über das gesamte Blütenangebot lassen sich erst in Kombination mit der Einteilung des Blütenangebots in Kategorien treffen. Im Durchschnitt über alle Brachen und Hecken ergab sich ein durchschnittliches Blütenangebot (6-25 % Blütendeckung). Dadurch zeigt sich auch für beide Habitattypen, ohne Berücksichtigung der speziell für Wildbienen relevanten Nahrungspflanzen, ein sehr ähnliches Blütenangebot.

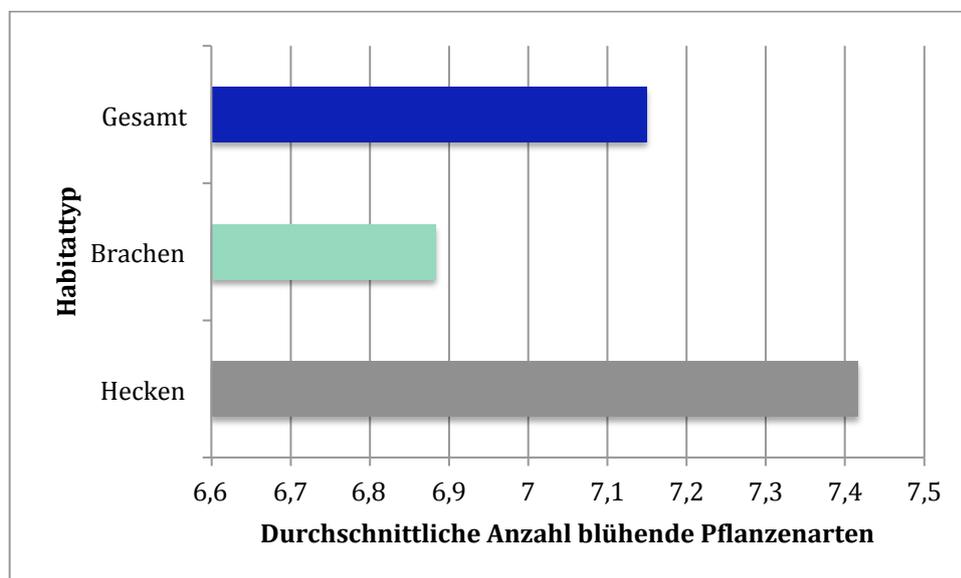
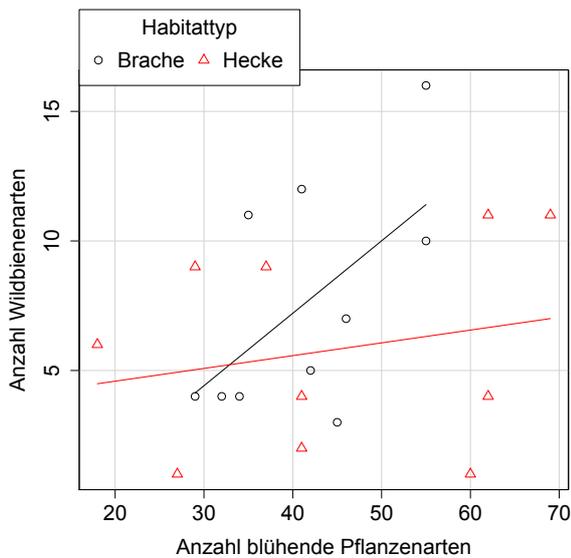


Abb. 34: Durchschnittliche Anzahl blühende Pflanzenarten, getrennt nach Habitattyp und Gesamt

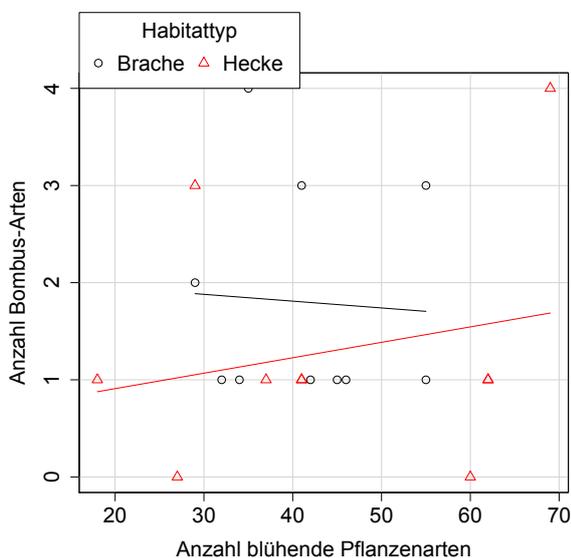
Bei den Brachen korrelierte die Anzahl an blühenden Pflanzenarten positiv sowohl mit der Gesamtzahl an Wildbienenarten und -individuen (Spearman's-Rang Korrelation, Wildbienenarten gesamt: $\rho=0,49$; $p=0,151$; Individuen gesamt: $\rho=0,42$; $p=0,232$) als auch mit den weiteren Wildbienenarten- und -individuen (Spearman's-Rang Korrelation,

weitere Wildbienenarten: $\rho=0,61$; $p=0,061$; Individuen weitere Wildbienenarten: $\rho=0,51$; $p=0,131$). Für *Bombus*-Arten gab es einen sehr schwachen negativen Zusammenhang ($\rho=-0,19$; $p=0,593$). Bei den Hecken korrelierte die Anzahl an blühenden Pflanzenarten zwar schwach (Spearman's-Rang Korrelation, Individuen gesamt: $\rho=0,37$; $p=0,291$) mit der gesamten Individuenzahl und den *Bombus*-Individuen (Spearman's-Rang Korrelation, *Bombus*-Individuen: $\rho=0,36$; $p=0,306$), es zeigte sich aber auch hier keine statistische Signifikanz (Abb. 35 und 36).

a)



b)



c)

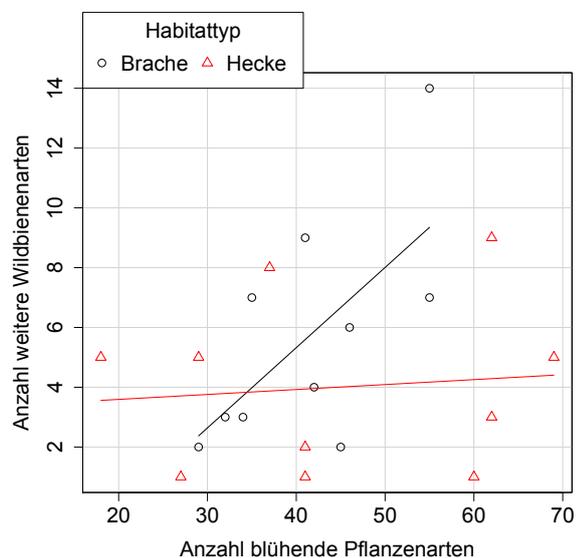
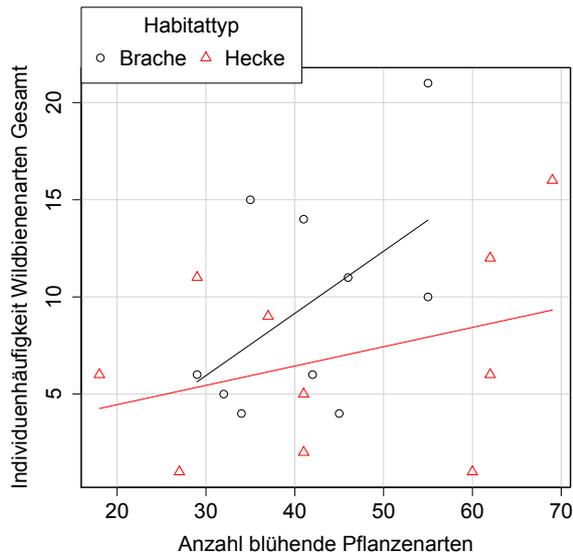
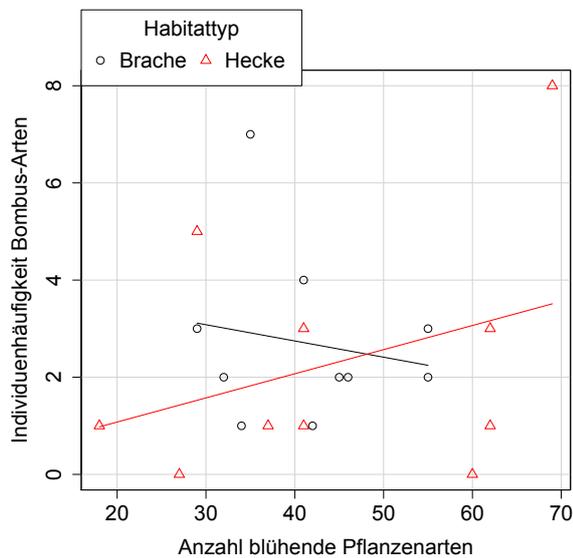


Abb. 35: Streudiagramme Anzahl blühende Pflanzenarten – Wildbienenarten Gesamt (a) *Bombus*-Arten (b) weitere Wildbienenarten (c)

a)



b)



c)

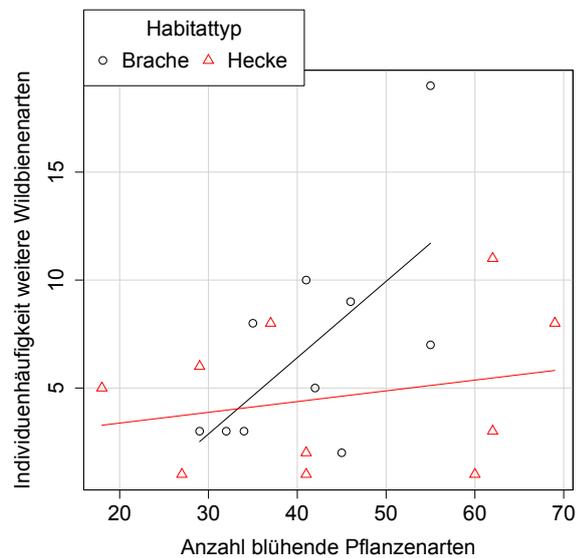


Abb. 36: Streudiagramme Anzahl blühende Pflanzenarten – Individuenhäufigkeit Wildbienenarten Gesamt (a) Individuenhäufigkeit *Bombus* (b) Individuenhäufigkeit weitere Wildbienenarten (c)

Über die Saison schwankte die Anzahl an durchschnittlichen blühenden Pflanzenarten weder für Brachen noch für Hecken stark (Abb. 37). Dies trifft besonders bis zur fünften Erhebung zu. Einen Peak gab es bei beiden Typen (Brachen: $9,2 \pm SD 3,61$; Hecken: $8,6 \pm SD 2,84$) während der zweiten Erhebung und für Hecken zusätzlich während der fünften Erhebung ($8,5 \pm SD 4,50$). In der sechsten Erhebung nahm die Anzahl an blühenden Pflanzenarten auf beiden Flächentypen ab.

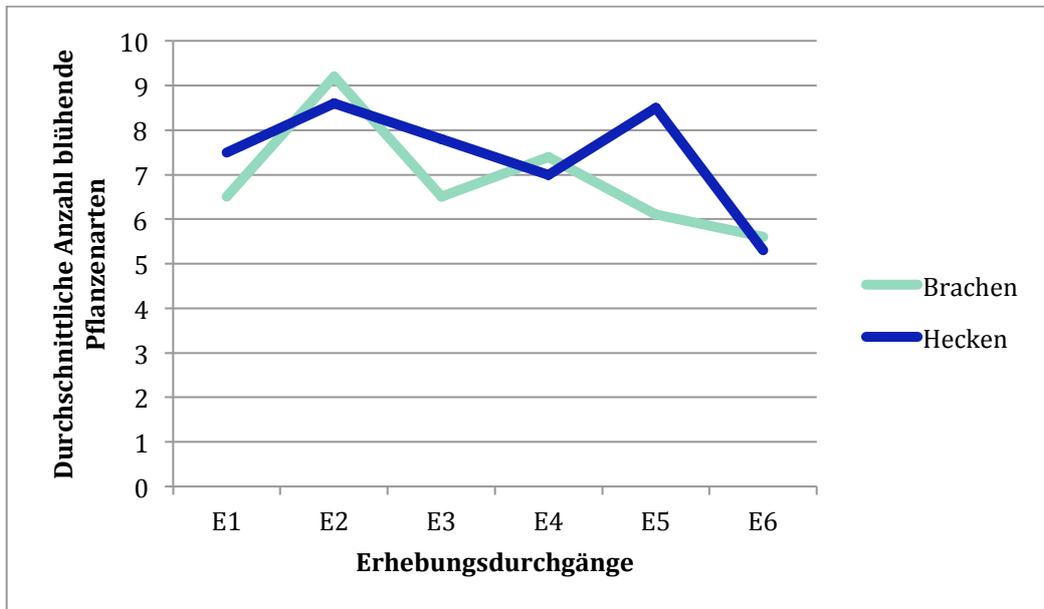


Abb. 37: Durchschnittliche Anzahl blühende Pflanzenarten im Verlauf der Erhebungssaison je Fläche, getrennt nach Habitattyp
 E = Erhebungsdurchgang, 1 bis 6 = Erhebungsdurchgänge von April (1) bis August (6) (s. Tab. 2)

Die Streuung der durchschnittlichen Anzahl an blühenden Pflanzenarten je Habitattyp und Erhebung war sehr hoch (Abb. 38).

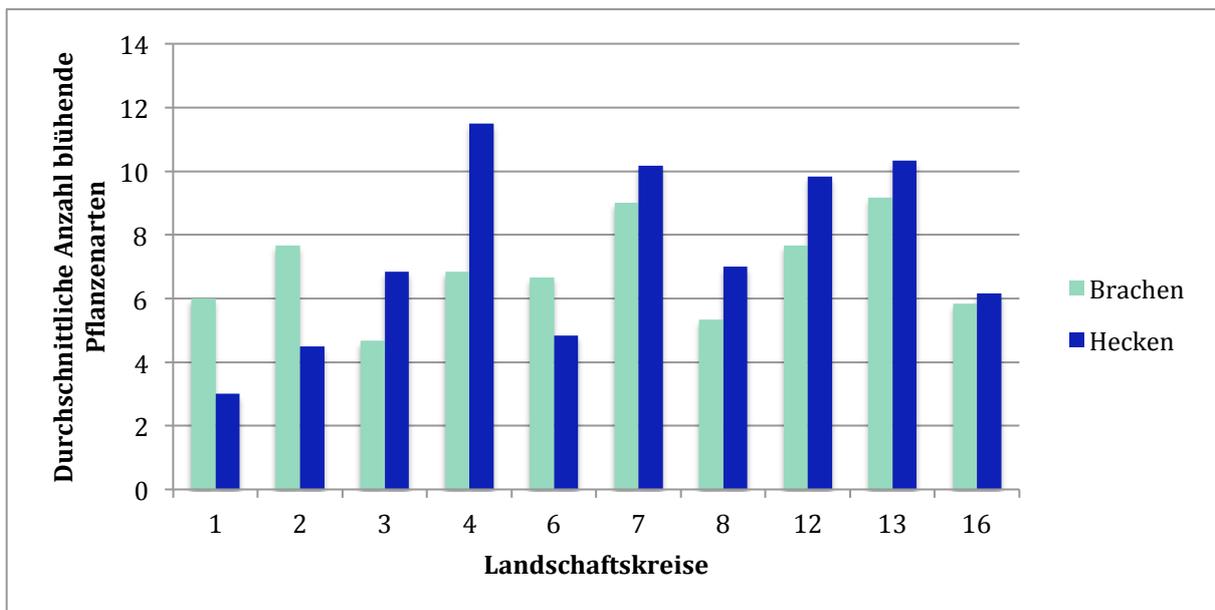
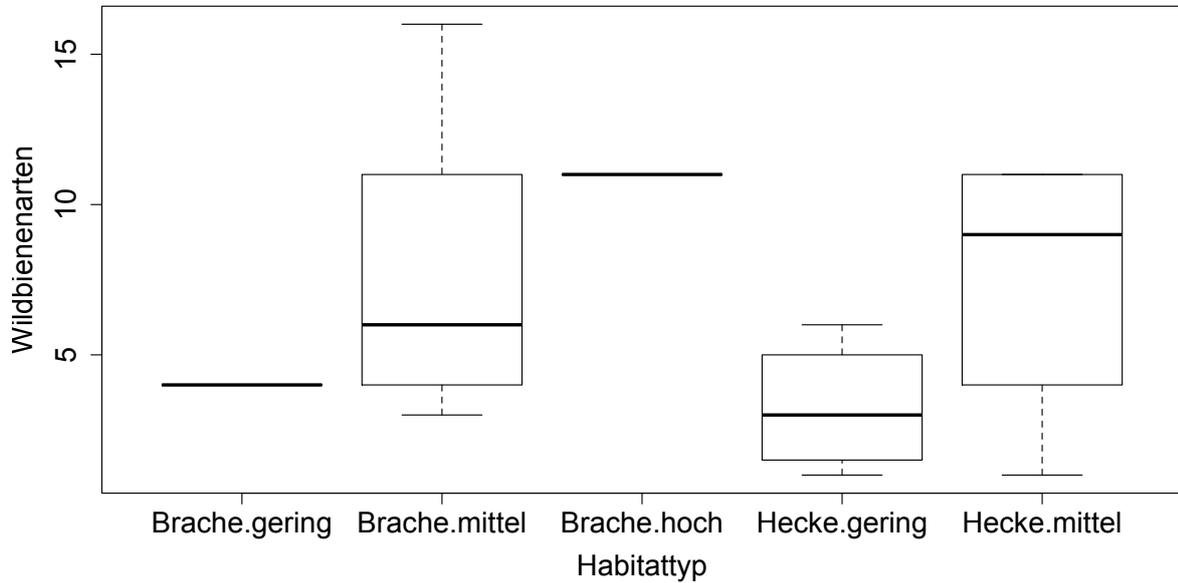


Abb. 38: Durchschnittliche Anzahl blühende Pflanzenarten je Landschaftskreis, getrennt nach Habitattyp

Sowohl Brachen als auch Hecken zeigten aggregiert je Fläche einen hohen Anteil von Flächen mit mittlerer Deckung mit blühenden Pflanzenarten (Abb. 39). Die Brache mit hoher Deckung anblühenden Pflanzenarten zeigte auch eine hohe Wildbienen-Artenanzahl (10 Wildbienenarten) und eine hohe Individuenhäufigkeit (15 Wildbienenindividuen). Es gab zusätzlich vier Hecken mit geringem Blütenangebot, welche gleichzeitig auch niedrige Wildbienenartenzahlen und Wildbienen-Individuenhäufigkeiten aufwiesen. Da sich die Boxen des durchschnittlichen und

geringen Blütenangebots bei Hecken kaum überschneiden, könnte vermutet werden, dass die Anzahl an Wildbienen und Individuenhäufigkeiten geringer sind, wenn die Deckung mit blühenden Pflanzenarten gering ist. Jedoch zeigte der Kruskal-Wallis-Test keinen signifikanten Unterschied zwischen den Kategorien des Blütenangebots (Wildbienenarten: $p=0,13$; Individuenhäufigkeiten: $p=0,09$).

a)



b)

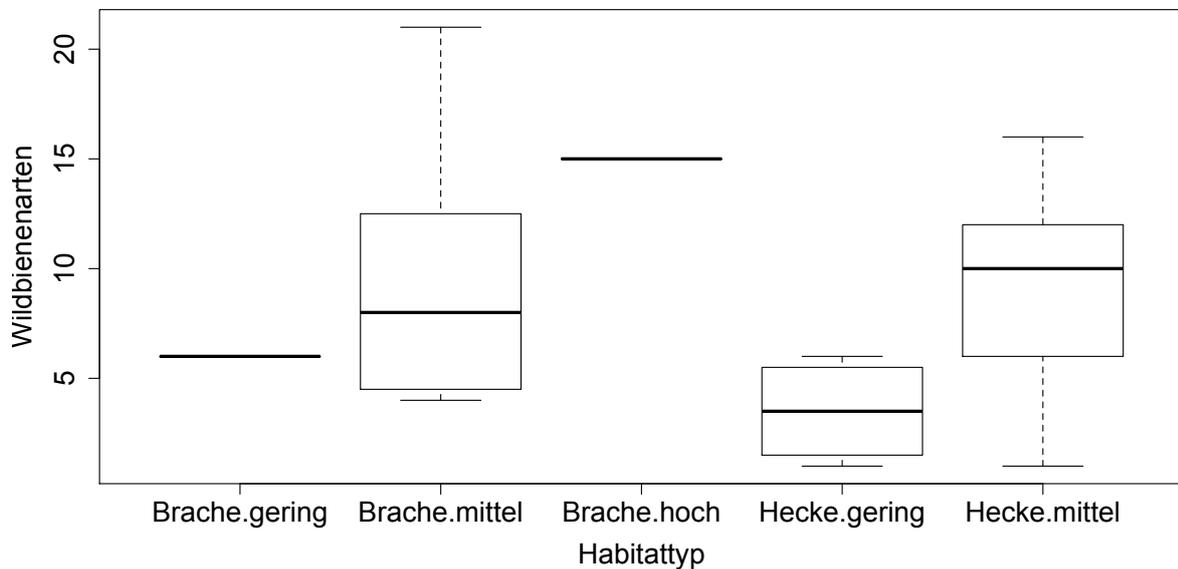


Abb. 39: Blütenangebot und a) Wildbienenarten, b) Individuenhäufigkeit Wildbienen, getrennt nach Habitattyp

3.3 Wildbienen und die umliegende Landschaftsstruktur

Forschungsfrage 3: Besteht ein Zusammenhang zwischen der Wildbienendiversität und Individuenhäufigkeit und der umliegenden Landschaft?

3.3.1 Anteile der Landschaftselemente

Die folgenden Tabellen (7 und 8) stellen die Zusammenhänge zwischen der Artenzahl bzw. der Individuenzahl mit den Anteilen der funktionellen Gruppen in den untersuchten Kreisen dar.

Für Brachen zeigten sich eine starke negative Spearman Korrelation mit den *Bombus*-Arten für Urbane Gebiete und eine stark positive Korrelation zwischen Landwirtschaftlichen Flächen und *Bombus*-Arten sowie -Individuen (Tab. 7). Für die gesamten Wildbienenindividuen, wie auch die weiteren Wildbienenindividuen war der Zusammenhang mit Weingärten stark negativ. Und für die weiteren Wildbienenindividuen zeigte sich eine stark negative Korrelation mit dem SHDI.

Tab. 7: Korrelationsmatrix inkl. Korrelationskoeffizient für den Zusammenhang zwischen *Bombus* und weitere Wildbienenarten und -Individuen mit der Landschaftsstruktur in einem Radius von 750 m um die untersuchten Brachen.

Funktionelle Gruppe	Wildbienenarten			Individuenhäufigkeit Wildbienen		
	Gesamt	<i>Bombus</i>	Weitere Wildbienen	Gesamt	<i>Bombus</i>	Weitere Wildbienen
Landwirtschaftliche Flächen	0,51	0,22	0,59	0,43	0,13	0,51
Weingärten	-0,46	-0,07	-0,44	-0,36	0,08	-0,49
Urbane Gebiete	-0,64 (*)	-0,20	-0,71 (*)	-0,48	-0,04	-0,62
Naturnahe Landschaftselemente	-0,02	-0,11	-0,08	-0,06	-0,16	-0,01
Anzahl an Einzelbäumen	-0,08	0,32	-0,11	-0,05	0,27	-0,14
SHDI	-0,16	0,21	-0,29	-0,10	0,17	-0,21

Bei den Hecken waren es dagegen die gesamten Wildbienenarten und weiteren Wildbienenarten, welche mit den landwirtschaftlichen Flächen stark positiv korreliert waren. Zusätzlich waren auch die weiteren Wildbienenindividuen mit diesen Flächen stark positiv korreliert.

Stark negative und statistisch signifikante Korrelationen zeigten sich für die gesamten und weiteren Wildbienenarten mit Urbanen Gebieten. Ohne statistische Signifikanz war auch die Korrelation zwischen den weiteren Wildbienenindividuen und Urbanen Gebieten stark negativ.

Tab. 8: Korrelationsmatrix inkl. Korrelationskoeffizient für den Zusammenhang zwischen *Bombus* und weitere Wildbienenarten und –Individuen mit der Landschaftsstruktur in einem Radius von 750 m um die untersuchten Hecken. (*) $p < 0,05$

Funktionelle Gruppe	Wildbienenarten			Individuenhäufigkeit Wildbienen		
	Gesamt	<i>Bombus</i>	Weitere Wildbienen	Gesamt	<i>Bombus</i>	Weitere Wildbienen
Landwirtschaftliche Flächen	0,10	0,58	0,09	0,21	0,58	0,24
Weingärten	-0,48	0,08	-0,41	-0,60	-0,06	-0,56
Urbane Gebiete	-0,43	-0,52	-0,40	-0,49	-0,45	-0,48
Naturnahe Landschaftselemente	0,31	-0,33	0,25	0,29	-0,27	0,17
Anzahl an Einzelbäumen	-0,40	-0,03	-0,48	-0,37	-0,18	-0,35
SHDI	-0,31	-0,08	-0,40	-0,37	-0,19	-0,55

3.3.2 Inter-Tegular Distance und Shannon Diversity Index for Landscapes

Die längsten durchschnittlichen ITDs fanden sich bei den erhobenen Wildbienen in den Gattungen *Bombus* (2,9-4,0 mm), *Anthophora* (3,5 mm), *Eucera* (3,2 mm) und *Osmia* (2-2,9 mm) (Ausnahme: *O. leucomelana* – 1,5 mm). *Andrena*- (1-2,2 mm), *Lasioglossum*- (0,8-2,3 mm) und *Halictus*-Arten (1,3-1,9 mm) wiesen im Vergleich zu den gerade erwähnten Gattungen mittlere bis kleine ITDs (1-2,4 mm) auf. *Hylaeus* zeigten, wie aufgrund der Körperlänge erwartet, sehr kleine ITDs (1-1,4 mm).

Bei Gegenüberstellung der ITD mit dem SHDI zeigte sich sowohl für alle Flächen (Spearman's-Rang Korrelation, $\rho=0,46$; $p=0,04$; Abb. 40), als auch getrennt nach Brachen (Spearman's-Rang Korrelation, $\rho=0,39$) und Hecken (Spearman's-Rang Korrelation, $\rho=0,42$) ein positiver Zusammenhang. Nur für die Gesamtflächen ist die Korrelation statistisch signifikant für Hecken und Brachen jedoch nicht.

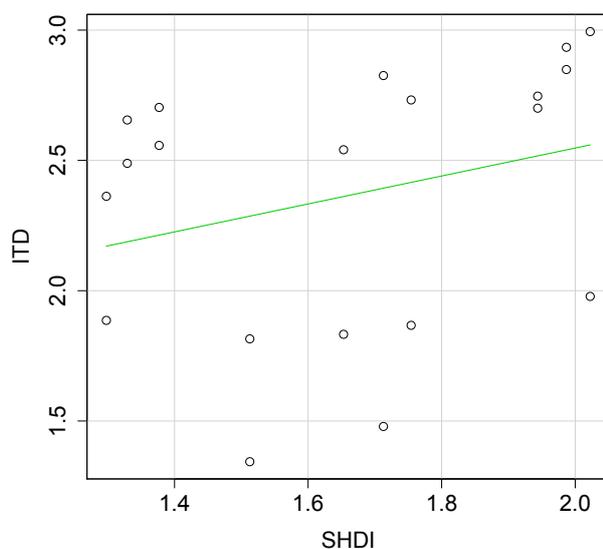


Abb. 40: Streudiagramm für den Zusammenhang zwischen ITD und SHDI

ITD=Inter-Tegular Distance, SHDI=Shannon Diversity Index for Landscapes

4 Diskussion

Geringe relative Anzahl an Wildbienenarten

Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit gesammelten 49 Wildbienenarten repräsentieren nur einen kleinen Teil (7,0 %) der gesamt in Österreich nachgewiesenen rund 700 Arten (Gusenleitner et al., 2012). Für Brachen waren es 5,0 % der Wildbienenarten, für Hecken 4,3 % und sowohl in Brachen als auch Hecken kamen 2,3 % der Arten vor.

Allerdings muss dabei berücksichtigt werden, dass nicht alle dieser österreichischen Arten im Untersuchungsgebiet vorkommen und die Flächen sich eingebettet in landwirtschaftlich genutzte Flächen befanden, für welche das verfügbare Nahrungsangebot nicht immer über die gesamte Saison den Ansprüchen der Wildbienen entspricht (Mandelik et al., 2012). Außerdem wurden einige Brachen während der Erhebungssaison ein- oder mehrfach gemäht. Persönliche Beobachtungen während den Aufnahmen lassen auf ein verringertes Blütenangebot schließen.

In einer Studie zu Brachen in Baden-Württemberg (Deutschland) wurden im Vergleich 129 Wildbienenarten verzeichnet, was 29,0 % der in diesem Gebiet vorkommenden Arten entspricht (Steffan-Dewenter und Tschardt, 2001). Der Unterschied in der Artenzahl (mehr als Verdreifachung gegenüber der vorliegenden Arbeit) kann zumindest teilweise durch die größere Zahl an Flächen (28) und die doppelte Begehungszeit (30 Minuten) erklärt werden. Ähnlich ist dagegen die Artenzahl in Hecken, Feldern, Waldstücken und Waldgebieten Kaliforniens (Hannon und Sisk, 2009). Diese zeigte für 84 Erhebungen 42 Bienenarten.

In einer Studie von Morandin und Kremen (2013) wurde ein Anteil von 40,0 % der Wildbienenarten ausschließlich in Hecken vorgefunden, ähnlich wie auch in der vorliegenden Studie (28,6 % der Wildbienenarten). Aus den hohen Anteilen, der nur in Brachen oder Hecken gefundenen Wildbienenarten zeigt sich die Bedeutung beider naturnaher landschaftlicher Elemente für die Wildbienenendiversität.

***Hylaeus* sind nur in Brachen vertreten**

Obwohl die vier vertretenen *Hylaeus*-Arten gemäß der Literatur Lebensräume, wie sonnenexponierte Waldsäume, Grünland, Hecken, Dämme und nur teilweise Brach- und Ruderalflächen (*H. brevicornis*, *H. dilatatus*) bevorzugen (Scheuchl und Willner, 2016), wurden in der vorliegenden Arbeit alle sieben Individuen in Brachen gefunden. In Hecken fehlte die Gattung dagegen vollkommen. Nistplätze wurden im Rahmen der Feldarbeit nicht erfasst. Aufgrund des geringen Aktionsradius von *Hylaeus* lässt sich aber vermuten, dass Pflanzenstängel auf den Brachen als Nistplätze genutzt wurden. Auf den Brachen 2 und 16 gab es Pflanzenstängel, die als mögliche Nisthabitate gedient haben könnten. Das Fehlen in Hecken könnte jedoch auch dadurch begründet sein, dass *Hylaeus* aufgrund der geringen Größe schwerer zu fangen sind.

Lasioglossum und *Andrena* sind in Österreich artenreiche Gattungen (Gusenleitner et al., 2012) und auch in der vorliegenden Studie waren diese beiden Gattungen in den Brachen mit den höchsten Artenzahlen vertreten. Von *Halictus* gab es in den vorliegenden Erhebungen mehr Arten als bei einer Studie in Brachen in Baden Württemberg (Steffan-Dewenter und Tschardtke, 2001). In Hecken waren *Halictus*, wie ebenfalls bei Sardiñas, Ponisio und Kremen (2016) mit vielen Arten vertreten. *Sphecodes* waren dagegen in der Studie von Steffan-Dewenter und Tschardtke (2001) in Brachen mit mehr Arten vertreten, als in der vorliegenden Studie. Ähnlich war es bei den Hecken: *Lasioglossum* stellte in der vorliegenden und anderen Studien die Gattung mit den meisten Wildbienenarten und -individuen dar (Krewenka et al., 2011; Sardiñas, Ponisio, Kremen, 2016).

Ergänzende Artenzahlen von Hecken und Brachen über die Saison

Während bei den Brachen bei der ersten Erhebung im Frühling die höchste Wildbienenartenzahl erreicht wurde und der Wert bei der zweiten Erhebung sehr niedrig war, war die Artenzahl bei den Hecken bei den ersten beiden Erhebungen im Frühling hoch und bei der dritten bis fünften Erhebung deutlich niedriger als auf den Brachen. Auch Hannon und Sisk (2009) zeigten, dass Hecken vor allem früh in der Saison für die Wildbienen Diversität relevant sind.

Die Individuenzahlen der Brachen und Hecken offenbarten dagegen einen ähnlichen Verlauf. Dies zeigt, dass nicht nur eines der Landschaftselemente vorhanden sein sollte, um eine hohe Wildbienen Diversität zu gewährleisten.

Stängelnistende in den Brachen, Schneckengehäusenistende in den Hecken

Der Anteil der oberirdisch sowie oberirdisch und unterirdisch nistenden Wildbienenarten (31,6 %) in Brachen war in der vorliegenden Studie allgemeinen Daten zu den Bienen Mitteleuropas sehr ähnlich (Amiet und Krebs, 2012: 25,0 %). Allerdings gab es in Amiet und Krebs keine eigene Kategorie oberirdisch und unterirdisch nistender Wildbienenarten. Es wurden in der erwähnten Studie oberirdisch nistende Wildbienenarten (selbstgenagte Nester in Pflanzenstängeln, in Hohlräumen, freistehende Nester aus Pflanzenharz oder Mörtel und Nester aus Wachszellen) von im Boden nistenden und Brutparasiten unterschieden.

Alle drei nur in Pflanzenstängeln nistenden Wildbienenarten (*Ceratina chalybea*, *Ceratina cucurbitina*, *Osmia leucomelana*) wurden in einer Brache in Winden am See gefunden. Im Gegensatz dazu waren fast alle in Schneckengehäusen nistenden Wildbienen der vorliegenden Arbeit in verschiedenen Hecken in Niederösterreich und dem Burgenland vertreten. Dies kann dadurch erklärt werden, dass die am Rand von Wäldern, in Gebüsch, in Sträuchern und an Wegrändern vorgefundene Vegetation von Schnecken bevorzugte Lebensräume sind (Nordsieck und Brugsch, 2012). Besonders *Helix pomatia* nutzt lichte Wälder, Gebüsch und Hecken als Habitat, ist aber auch insgesamt in Weinbergen anzutreffen (Boschi, 2011). *Helicella*, in deren Gehäuse *Osmia*

spinulosa nistet, bevorzugt kalkhaltige Trockenrasen (Boschi, 2011). Aber auch *O. spinulosa* wurde öfter in Hecken als in Brachen angetroffen.

Eher geringer Anteil an oligolektischen Bienenarten und sozialen Wildbienen

Im Durchschnitt geben Amiet und Krebs (2012) für Mitteleuropa (auch für Österreich heranziehbar) 30 % oligolektische Wildbienen an. Ähnlich Werte nennen auch Zurbuchen und Müller (2012) für den deutschsprachigen Raum. Demnach sind 8 % der Wildbienenarten auf Pflanzengattungsebene und 28 % auf Ebene der Pflanzenfamilie spezialisiert, wobei bei letzteren auch polylektische Arten mit großer Vorliebe für bestimmte Pflanzenfamilien umfasst sind. Werden Kuckucksbienen nicht miteingerechnet erhöht sich der Anteil der spezialisierten Wildbienen sogar auf 10 % (Pflanzengattung) und 37 % (Pflanzenfamilie). Im Vergleich zu den beschriebenen und anderen Studien (Rollin et al., 2015: 18 %; Steffan-Dewenter und Tschardtke, 2001: 21 %), war in der vorliegenden Arbeit der Anteil oligolektischer Arten mit nur 11 - 14 % (Brachen: 11,4 %; Hecken 13,3 %; Gesamt: 14,3 %) sehr gering. Nahezu übereinstimmend war dagegen der Anteil mit einer Studie aus Deutschland (15 % oligolektische Wildbienenarten), in welcher allerdings nur im August Wildbienen gesammelt wurden (Hirsch und Wolters, 2003). Wie in den Erhebungen der erwähnten Studien ist aber auch in dieser der Anteil der auf Asteracea spezialisierten Wildbienenarten sowie -individuen am höchsten. Dies könnte dadurch erklärt werden, dass auch der Anteil der Pflanzenbeobachtungen aus der Familie Asteraceae (24,42 % der Pflanzenbeobachtungen gesamt), nach Fabaceae (27,67 % der Pflanzenbeobachtungen gesamt), in der vorliegenden Arbeit am zweithöchsten war. Etwas niedriger ist auch der Anteil der sozialen Wildbienenindividuen in Brachen. Im Durchschnitt über alle Flächen waren es in der Studie von Steffan-Dewenter und Tschardtke (2001) rund 62 %. In der vorliegenden Arbeit erreichten soziale und solitäre Wildbienenindividuen bei Brachen jeweils 50 %.

Nahrungspflanzen für Wildbienen finden sich in Brachen und Hecken

Bestimmte Pflanzen, wie *Achillea millefolium*, *Convolvulus arvensis*, *Silene latifolia alba*, *Cyanus segetum*, *Lotus corniculatus* und *Onobrychis viciifolia* haben gemäß Ricou et al. (2014) eine hohe Bedeutung für Honig- und Wildbienen. Diese Pflanzen wurden auch im Untersuchungsgebiet der vorliegenden Arbeit dokumentiert. Ergebnisse der Studie von Ricou et al. (2014) zeigen einen statistisch signifikanten positiven Zusammenhang zwischen der Höhe des vegetationsbasierten Indikatorwerts und der Anzahl an Bestäubern.

Mit Ausnahme von *Cyanus segetum* und *Onobrychis viciifolia*, welche sich beide nur in Brachen befanden, wurden die anderen Pflanzenarten auf verschiedenen Brachen und Hecken auf den untersuchten Transekten gefunden. Auch die in der vorliegenden Arbeit auf einzelnen Flächen dokumentierten Pflanzenarten *Taraxacum officinale*, *Cirsium arvense*, *Erigeron annuus* sowie die Pflanzen der Gattungen *Medicago* und *Crepis* wurden

in der Studie von Steffan-Dewenter und Tschardt (2001) in wildbienenartenreichen Brachen beschrieben. Für die oligolektischen Arten waren blühende Pflanzenarten wie *Leucanthemum vulgare* (*Andrena combaella*), Asteraceae-Arten (*Osmia spinulosa*, *Panurgus calcaratus*), *Vicia cracca* und verschiedene *Trifolium*-Arten (*Eucera nigrescens*) und *Convolvulus arvensis* (*Systropha curvicornis*) direkt auf den Flächen verfügbar.

Diversität blühender Pflanzenarten und Wildbienenartenzahl

In vielen Studien wurde der positive Zusammenhang zwischen der Anzahl an blühenden Pflanzenarten sowie des Nahrungsangebots und der Anzahl an Wildbienenarten und Individuenhäufigkeiten untersucht und bestätigt (u.a. Jönsson et al., 2015; Potts et al. 2003; Scheper et al., 2015). Eine positive Korrelation zeigte sich auch in der vorliegenden Studie für die weiteren Wildbienenarten, allerdings ohne statistische Signifikanz. Die Wirkung von Wildblumenflächen auf die Wildbienenartenzahl ist nach Alter der Flächen und Land unterschiedlich. Während die Artenanzahl von *Bombus* in Deutschland im zweiten Jahr nach dem Anlegen der Flächen zunahm, war das im ersten Jahr nicht der Fall und es gab keine Auswirkungen auf die Artenvielfalt. In Großbritannien wurden dagegen steigende Arten- und Individuenzahlen im Zeitablauf erfasst (Scheper et al., 2015).

In einer anderen Studie in Schweden wurde durch Blühstreifen im Gegensatz zu vorliegenden Erhebungen eine erhöhte Individuenzahl bei *Bombus*, nicht aber bei anderen Wildbienen festgestellt (Jönsson et al., 2015).

In den Studien von Potts et al. (2003) und Scheper et al. (2015) zeigten sich auch signifikante positive Zusammenhänge der Wildbienenartenzahl mit der Deckung der Flächen mit blühenden Pflanzenarten. In der vorliegenden Arbeit gab es weder für Brachen noch für Hecken signifikante Werte, auch wenn der Boxplot dies andeutete. Eine Erklärung für die fehlende Signifikanz könnte sein, dass durch die Aggregation der Daten Information verloren ging.

Brache- und Heckenarten und deren Aktionsradius

Andrena combaella, *Systropha curvicornis* und alle in der vorliegenden Studie dokumentierten *Hylaeus*-Arten wurden ausschließlich in Brachen nachgewiesen und könnten daher als typische Brachearten bezeichnet werden. Der positive Zusammenhang zwischen den ITDs und den maximalen Flugdistanzen, welche für das Pollen- und Nektarsammeln aufgewandt werden können (Greenleaf et al., 2007), könnte auch als Hinweis für die Entfernung zu den Nistplätzen herangezogen werden. Zumindest bei den *Hylaeus*-Arten spricht der aufgrund der geringen ITDs (1,0-1,4 mm) kleine Aktionsradius dafür, dass sich sowohl das Blütenangebot als auch ihre Nistplätze (Pflanzenstängel) auf den Brachen oder in den direkt angrenzenden Flächen befanden. Beispielsweise zeigten 50 % der *Hylaeus punctulatus*-Weibchen Flugdistanzen für die Nahrungssuche von < 100-225 m (Zurbuchen et al., 2010). *Andrena combaella* und *Systropha curvicornis* wiesen dagegen mit ITDs von durchschnittlich 2,1 mm (\pm SD 0,05) größere Aktionsradien auf. Vergleichbar waren die ITDs dieser beiden Arten mit

Andrena flavipes, bei welchen in einem Experiment von Gathmann und Tscharrntke (2002) 50 % der Weibchen Flugdistanzen von 150 m und 10 % Entfernungen von mehr als 415 m für die Nahrungssuche zurücklegten. Die Beschreibung in der Literatur würde auch bei dieser Art (also *A. flavipes*) dafür sprechen, dass sich der Nistplatz entweder direkt auf der Brache oder in einer naheliegenden Fläche befand.

Als typische Heckearten präsentierten sich *Osmia aurulenta* und *Bombus sylvarum*. Beide wiesen annähernd ähnliche ITDs auf (*O. aurulenta*: 2,7 mm, *B. sylvarum*: 2,9 mm) und sind diesbezüglich mit *Osmia bicornis* (ITD: 2,9 mm) vergleichbar. Bei *Osmia bicornis* legten 50 % der Weibchen 500 m zwischen Nest und Nahrungsressourcen zurück und 10 % sogar 900 m (Gathmann und Tscharrntke, 2002). Hecken müssen daher für *O. aurulenta* und *B. sylvarum* nicht notwendigerweise Nistplätze sowie Nahrungspflanzen zur Verfügung stellen.

Landschaften und ihre Wirkung auf die Wildbienenfauna

Obwohl heterogene Landschaftsstrukturen in vielen Studien eine höhere Wildbienendiversität zur Folge hatten (Hannon und Sisk, 2009; Hopfenmüller, Steffan-Dewenter, Holzschuh, 2014; Le Feon et al., 2010; Mallinger, Gibbs, Gratton, 2016; Ricketts et al., 2008; Rundlöf, Nilsson, Smith, 2008), kann dieser Zusammenhang für Brachen in der vorliegenden Arbeit nicht hergestellt werden. Für die weiteren Wildbienenarten gab es sogar eine stark negative Korrelation mit dem SHDI. Während der Zusammenhang zwischen Wildbienenarten (Gesamtzahl und *Bombus*-Arten) in Brachen mit den landwirtschaftlichen Flächen negativ war, war dieser Zusammenhang für die Wildbienenarten (Gesamtzahl und weitere Wildbienenarten) in Hecken positiv. Die Wildbienenindividuen in Brachen waren mit Weingärten stark negativ korreliert.

Urbane Gebiete und Wildbienenfauna in Brachen und Hecken

Zu unterscheiden ist in diesem Zusammenhang wieder zwischen Hummeln und weiteren Wildbienenarten. Denn für die Wildbienenarten gesamt und für die weiteren Wildbienenarten ergab sich eine stark negative signifikante Korrelation mit den umgebenden Urbanen Gebieten. Dies bedeutet, dass Siedlungen, angrenzend oder in der Nähe von Hecken, die Artenvielfalt von Wildbienen mit Ausnahme der Hummeln verringern können. Als naturnahes Landschaftselement können Hecken mit ähnlicher Wildbienenartenzusammensetzung (mit vielen oberirdisch nistenden Wildbienenarten) daher nur dann die gesamte Wildbienendiversität erhöhen, wenn sie sich nicht in direkter Umgebung von Städten und Siedlungen befinden. Für Brachen gab es für alle Wildbienen genauso wie für Hummeln und weitere Wildbienenarten negative Spearman Rangkorrelationen mit Urbanen Gebieten, allerdings waren diese nicht signifikant. Dies könnte daran liegen, dass ein Großteil der Wildbienenarten in der vorliegenden Studie bodennistende Arten waren. In Urbanen Gebieten werden dagegen oberirdisch nistende Wildbienenarten durch die vertikalen Strukturen besonders gefördert (Hernandez et al., 2009).

Eine andere Studie (Carré et al., 2009) zeigte für verschiedene mittel- und nordeuropäische Länder (Schweden, Deutschland, Polen) einen positiven statistisch signifikanten Zusammenhang zwischen der Wildbienen Diversität sowie -häufigkeit und urbanen Gebieten. Dies könnte dadurch erklärt werden, dass Hecken und Brachen der vorliegenden Studie als naturnahe Landschaftselemente andere Bedingungen aufweisen als die in der genannten Studie untersuchten Ackerflächen.

5 Zusammenfassung

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, Hecken und Brachen als Wildbienenhabitate in Weinbaulandschaften im Osten Österreichs zu untersuchen. Die Diversität und Individuenhäufigkeit der Wildbienenfauna wurde unter verschiedenen Gesichtspunkten – Blütenangebot, umliegende Landschaftsstruktur – auf 10 Untersuchungsflächen je Habitattyp (7 in Burgenland, 3 in Niederösterreich) beleuchtet.

Es wurden insgesamt 165 Individuen von 49 Wildbienenarten erfasst. Ein zentrales Ergebnis ist, dass sich die Wildbienenartenzahlen und -Individuenhäufigkeiten nicht signifikant zwischen den beiden naturnahen Landschaftselementen „Brachen“ und „Hecken“ unterschieden. Nur etwa ein Drittel der 49 Wildbienenarten wurde in beiden Habitattypen gefunden, mehr als zwei Drittel waren dagegen ausschließlich in Brachen oder Hecken vertreten. Das Auftreten der Wildbienen über die Saison zeigte, wie auch in anderen Studien, in Hecken die höchsten Wildbienenartenzahlen im Frühling. Dagegen wurden in Brachen im Frühsommer die meisten Wildbienenarten gefunden. Typische Wildbienenarten waren in der vorliegenden Studie *Andrena combaella*, *Systropha curvicornis* und vier *Hylaeus*-Arten in Brachen und *Osmia aurulenta* sowie *Bombus sylvarum* in Hecken.

Für die Analyse der Wildbienenfauna der Habitattypen wurden die ökologischen Traits der Wildbienen – Pollenspezialisierung, Sozietät und Nistweise – und das Blütenangebot untersucht. Bei Hecken lag der Anteil der polylektischen Wildbienenarten bei über 80 %, bei Brachen sogar fast bei 90 %, was im Vergleich zu anderen Studien einen hohen Anteil darstellt. Hinsichtlich des Nahrungsangebots waren in beiden Habitaten blühende Pflanzen für oligolektische und polylektische Wildbienenarten, unter anderem aus den Pflanzenfamilien Asteraceae, Fabaceae, Brassicaceae und Boraginaceae, verfügbar. Das Blütenangebot und die Anzahl an blühenden Pflanzenarten zeigten einen positiven (jedoch nicht signifikanten) Zusammenhang mit den Wildbienenarten.

Brachen wiesen einen größeren Anteil solitär lebender Wildbienenarten auf, bei Hecken waren dagegen mehr sozial lebende Arten vertreten. Die meisten Wildbienenarten nisteten in Brachen und Hecken im Boden (jeweils 23 Wildbienenarten), aber es waren auch oberirdisch nistende Wildbienenarten vorhanden. Während stängelnistende Arten in Brachen vertreten waren, waren die schneckengehäusenistenden vor allem in Hecken zu finden.

Bei der Analyse der umliegenden Landschaftsstruktur wurden ein signifikanter negativer Zusammenhang sowohl der Wildbienenartenzahl als auch der Individuenhäufigkeit mit urbanen Gebieten, wie Siedlungen festgestellt. Weiters zeigte sich ein signifikanter positiver Zusammenhang für größere, flugstärkere Wildbienen auf Flächen mit diverser umliegender Landschaft. Damit können weitere Strecken für das Sammeln von Pollen und Nektar zurückgelegt werden, auch wenn erwartet werden

kann, dass zuerst das Nahrungsgebot in der Nähe genutzt wird. Dies widerspricht bisherigen Studien, welche einen negativen Zusammenhang zwischen der Größe der Wildbienenarten und der Diversität der Landschaft fanden. Ebenso konnten starke, jedoch nicht signifikante, Zusammenhänge mit landwirtschaftlichen Flächen und Weingärten gefunden werden.

Insgesamt zeigten sich sowohl Brachen als auch Hecken als wichtige Wildbienenhabitats mit eigenen Faunengemeinschaften und für den Biotoptyp charakteristischen traits der Wildbienen. Zur Förderung einer möglichst artenreichen Wildbienenfauna in Weinbaulandschaften sollten daher sowohl Brachen als auch Hecken vorhanden sein.

6 Danksagung

Ein großer Dank gilt meinen Betreuerinnen DI Dr. Monika Kriechbaum, DI Dr. Bärbel Pachinger und DI Sophie Kratschmer für die Unterstützung bei der Bestimmung der Wildbienen- und Pflanzenarten. Außerdem danke ich DI Sophie Kratschmer und DI Martina Schwantzer für die Kartierung und Digitalisierung der Landschaftskreise im Zuge des BiodivERsA Projekts „VineDivers“ und DI Sophie Kratschmer zusätzlich für die Hilfe bei der Auswahl und Vermessung der Flächen.

Danke auch an Naroa Barea Aranzabe, die als Praktikantin am Institut für Integrative Naturschutzforschung durch die Messung der ITDs eine wichtige Grundlage für die Ergebnisauswertungen geschaffen hat.

Und zu guter Letzt möchte ich mich bei meiner Familie für die viele Unterstützung bedanken, die mir den Abschluss der Masterarbeit und des Studiums sehr erleichtert hat.

7 Literaturverzeichnis

- Alanen, E.-L.; Hyvönen, T.; Lindgren, S.; Härmä, O. und Kuussaari, M. (2011): Differential responses of bumblebees and diurnal Lepidoptera to vegetation succession in long-term set-aside. *Journal of Applied Ecology* 48, 1251-1259.
- Amiet, F.; Herrmann, M.; Müller, A.; Neumeyer, R. (2001): *Apidae 3: Halictus, Lasioglossum*. Fauna Helvetica 6. Schweizerische Entomologische Gesellschaft, Neuchatel, 152.
- Amiet, F., Müller, A.; Neumeyer, R. (1999): *Apidae 2. Colletes, Dufourea, Hylaeus, Nomia, Rophitoides, Rophites, Sphecodes, Systropha*. Fauna Helvetica 4, CSCF & SEG, Neuchatel, 239.
- Amiet, F.; Krebs, A. (2012): *Bienen Mitteleuropas. Gattungen, Lebensweise, Beobachtung*. Haupt Verlag, Bern, Stuttgart, Wien, 423.
- 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, 351–354.
- BMLFUW (2014): *Biodiversitäts-Strategie Österreich 2020+. Vielfalt erhalten - Lebensqualität und Wohlstand für uns und zukünftige Generationen sichern!* https://www.bmlfuw.gv.at/dam/jcr:90d37172-2978-4c22-950f-5f82786234ac/Brosch%C3%BCre_Biodiversit%C3%A4tsstrategie%202020_dt.pdf.
- BMLFUW (2012): *Invekos-GIS [WWW Document]*. Abteilung II/4, Direktzahlungen & INOVEKOS. <https://www.bmlfuw.gv.at/land/direktzahlungen/Invekos.html>.
- Cane, J. (1987): Estimation of bee size using intertegular span (Apoidea). *Journal of the Kansas Entomological Society* 60(I), 145-147.
- Carre', G.; Roche, P.; Chifflet, R.; Morison, N.; Bommarco, R.; Harrison-Cripps, J.; Krewenka, K.; Potts, S. G.; Roberts, S. P. M.; Rodet, G.; Settele, J.; Steffan-Dewenter, I.; Szentgyörgyi, H.; Tscheulin, T.; Westphal, C.; Woyciechowski, M.; Vaissière, B. E. (2009): Landscape context and habitat type as drivers of bee diversity in European annual crops. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133, 40–47.
- Carvalho, L.G.; Kunin, W.E.; Keil, P. (2013): Species richness declines and biotic homogenisation have slowed down for NW-European pollinators and plants. *Ecology Letters* 16, 870–878.
- Dathe, H.H. (1980): Die Arten der Gattung *Hylaeus* F. in Europa (Hymenoptera: Apoidea, Colletidae). *Mitteilung des zoologischen Museums Berlin* 56 (2), 207-294.
- EEA (European Environment Agency) (2012): *EUNIS habitat classification 2007 (Revised descriptions 2012)*. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eunis-habitat-classification>.

- ESRI (2013): ArcGIS Desktop: Version 10.5 Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Fox, J. (2005): The R Commander: A Basic Statistics Graphical User Interface to R. *Journal of Statistical Software* 14(9), 1-42.
- Garibaldi, L. A.; Steffan-Dewenter, I.; Kremen, C.; Morales, J. M.; Bommarco, R.; Cunningham, S. A.; Carvalheiro, L. G.; Chacoff, N. P.; Dudenhöffer, J. H.; Greenleaf, S. S.; Holzschuh, A.; Isaacs, R.; Krewenka, K.; Mandelik, Y.; Mayfield, M. M.; Morandin, L. A.; Potts, S. G.; Ricketts, T. H.; Szentgyörgyi, H.; Viana, B. F.; Westphal, C.; Winfree R. and Klein, A. M. (2011): Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. *Ecology Letters* 14, 1062–1072.
- Gathmann, A.; Tschardt, T. (2002): Foraging ranges of solitary bees. *Journal of Animal Ecology* 71, 757–764.
- Gokcezade, J.F.; Gereben-Krenn, B.A., Neumayer, J.; Krenn, H.W. (2010): Feldbestimmungsschlüssel für Hummeln Österreichs, Deutschlands und der Schweiz (Hymenoptera, Apidae). *Linzer biologische Beiträge*. 41 (1), 5-42.
- Greenleaf, S. S.; Williams, N. M.; Winfree, R.; Kremen, C. (2007): Bee foraging ranges and their relationship to body size. *Oecologia*, 153, 589–596.
- Gusenleitner, F.; Schwarz, M.; Mazzucco, K. (2012): Apidae (Insecta: Hymenoptera). In: Reinhard Schuster (2012) *Checklisten der Fauna Österreichs*, No. 6. Verlag der österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien, 162.
- Hannon, L.E.; Sisk, T.D. (2009): Hedgerows in an agri-natural landscape: potential habitat value for wild bees. *Biological Conservation* 142, 2140–2154.
- Hernandez, J.L.; Frankie, G.W.; Thorp, R.W. (2009): Ecology of Urban Bees: A Review of Current Knowledge and Directions for Future Study. *Cities and the Environment* 2, 1-15.
- Hirsch, M.; Wolters, V. (2003): Response of aculeate Hymenoptera to spatial features of an agricultural landscape. *Journal of Nature Conservation* 11, 179–185.
- Holzschuh, A.; Dudenhöffer, J-H.; Tschardt, T. (2012): Landscapes with wild bee habitats enhance pollination, fruit set and yield of sweet cherry. *Biological Conservation* 153, 101–107.
- Holzschuh, A.; Steffan-Dewenter, I.; Tschardt, T. (2010): How do landscape composition and configuration, organic farming and fallow strips affect the diversity of bees, wasps and their parasitoids? *Journal of Animal Ecology* 79, 491-500.
- Hopfenmüller, S.; Steffan-Dewenter, I.; Holzschuh, A. (2014) Trait-Specific Responses of Wild Bee Communities to Landscape Composition, Configuration and Local Factors. *PLoS ONE* 9(8): e104439. doi:10.1371/journal.pone.0104439.

- Jönsson, A. M.; Ekroos, J.; Dänhardt, J.; Andersson, G. K. S.; Olsson, O.; Smith, H. G. (2015): Sown flower strips in southern Sweden increase abundances of wild bees and hoverflies in the wider landscape. *Biological Conservation* 184, 51–58.
- Kehinde, T.; von Wehrden, H.; Samways, M.; Klein, A.M.; Brittain, C. (2018): Organic farming promotes bee abundance in vineyards in Italy but not in South Africa. *Journal of Insect Conservation* 22, 61–67.
- Klein, A.-M.; Vaissière, B. E.; Cane, J. H.; Steffan-Dewenter, I.; Cunningham, S. A.; Kremen, C. und Tscharntke, T. (2007): Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B* 274, 303-313.
- Kremen, C.; Williams, N. M.; Thorp, R. W. (2002): Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 99, 16812–16816.
- Kuussaari, M.; Hyvönen, T.; Härmä, O. (2011): Pollinator insects benefit from rotational fallows. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 143, 28-36.
- Kratschmer, S; Pachinger, B; Schwantzer, M; Paredes, D; Guernion, M; Burel, F; Nicolai, A; Strauß, P; Bauer, T; Kriechbaum, M; Zaller, JG; Winter, S (in review): Tillage intensity or landscape features: What matters most for wild bee diversity in vineyards? *Agriculture, Ecosystems & Environment*
- Le Feon, V.; Schermann-Legionnet, A.; Delettre, Y.; Aviron, S.; Billeter, R.; Bugter, R.; Hendrickx, F. und Burel, F. (2010): Intensification of agriculture, landscape composition and wild bee communities: A large scale study in four European countries. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 137, 143–150.
- Mallinger, R.; Gibbs, J.; Gratton, C. (2016): Diverse landscapes have a higher abundance and species richness of spring wild bees by providing complementary floral resources over bees' foraging periods. *Landscape Ecology*, DOI 10.1007/s10980-015-0332-z.
- Mandelik, Y.; Winfree, R.; Neeson, T.; Kremen, C. (2012): Complementary habitat use by wild bees in agro-natural landscapes. *Ecological Applications* 22(5), 1535-1546.
- Morandin, L. A.; Kremen, C. (2013): Hedgerow restoration promotes pollinator populations and exports native bees to adjacent fields. *Ecological Applications* 23, 829–839.
- Nordsieck, R.; Brugsch, M. (2012): *Einheimische Schnecken. In der Natur, im Garten und zu Hause.* Natur und Tier Verlag, Münster, 93.
- Pachinger B.; Neumüller U.; Eckl L.-M.; Schleder M.-L.; Schabelreiter, S. (2014): Friedhöfe als Rückzugsraum für Wildbienen (Hymenoptera: Apidae) in der Großstadt Wien. *Beiträge zur Entomofaunistik* 15, 81–93.
- Paradis, E.; Claude, J.; Strimmer, K. (2004): APE: analyses of phylogenetics and evolution in R language. *Bioinformatics* 20, 289-290. Version 4.1.

- Potts, S. G.; Biesmeijer, J. C.; Kremen, C.; Neumann, P.; Schweiger, O. und Kunin, W. E. (2010a): Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution* Vol. 25 No. 6, 345-353.
- Potts, S.G.; Roberts, S. P. M.; Dean, R.; Marris, G.; Brown, M. A.; Jones, R.; Neumann, P. und Settele, J. (2010b): Declines of managed honey bees and beekeepers in Europe? *Journal of Apicultural Research* 49, 15–22.
- Potts, S. G.; Vulliamy, B.; Dafni, A.; Ne'eman, G.; Willmer, P. (2003): Linking bees and flowers: how do floral communities structure pollinator communities? *Ecology* 84, 2628–2642.
- R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>.
- Ricketts, T.H.; Regetz, J.; Steffan- Dewenter, I.; Cunningham, S. A.; Kremen, C.; Bogdanski, A.; Gemmill-Herren, B.; Greenleaf, S. S.; Klein, A. M.; Mayfield, M. M.; Morandin, L. A.; Ochiengo, A; Viana, B. F. (2008): Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? *Ecology Letters* 11, 499–515.
- Ricou, C.; Schneller, C.; Amiaud, B.; Plantureux, S.; Bockstaller, C. (2014): A vegetation-based indicator to assess the pollination value of field margin flora. *Ecological Indicators* 45, 320-331.
- Rollin, O.; Bretagnolle, V.; Fortel, L.; Guilbaud, L.; Henryet, M. (2015): Habitat, spatial and temporal drivers of diversity patterns in a wild bee assemblage. *Biodiversity and Conservation* 24, 1195–1214.
- Rundlöf, M.; Nilsson, H.; Smith, H.G. (2008): Interacting effects of farming practice and landscape context on bumble bees. *Biological Conservation* 141, 417–426.
- Sardiñas, H. S.; Ponisio, L. C.; Kremen, C. (2016): Hedgerow presence does not enhance indicators of nest-site habitat quality or nesting rates of ground-nesting bees. *Restoration Ecology*, Vol. 24, No. 4, 499–505.
- Scheper, J.; Bommarco, R.; Holzschuh, A.; Potts, S. G.; Riedinger, V.; Roberts, S. P. M.; Rundlöf, M.; Smith, H. G.; Steffan-Dewenter, I.; Wickens, J. B.; Wickens, V. J.; Kleijn, D. (2015): Local and landscape-level floral resources explain effects of wildflower strips on wild bees across four European countries. *Journal of Applied Ecology* 52, 1165–1175.
- Scheper, J.; Reemer, M.; van Kats, R.; Ozinga, W. A.; van der Linden, G. T. J.; Schaminée, J. H. J.; Siepel, H. und Kleijn, D. (2014): Museum specimens reveal loss of pollen host plants as key factor driving wild bee decline in The Netherlands. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111, Nr. 49, 17552-17557.
- Scheuchl, E. (2006): *Illustrierte Bestimmungstabellen der Wildbienen Deutschlands und Österreichs. Band 2: Megachilidae – Melittidae. 2. Auflage. Eigenverlag, 192.*
- Scheuchl, E.; Willner, W. (2016): *Taschenlexikon der Wildbienen Mitteleuropas. Alle Arten im Portrait. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim, 917.*

Schmid-Egger, C. H.; Scheuchl, E. (1997): Illustrierte Bestimmungstabellen der Wildbienen Deutschlands und Österreichs unter Berücksichtigung der Arten der Schweiz. Band 3: Schlüssel der Arten der Familie Andrenidae. Eigenverlag, Velden/Vils, 184.

Steffan-Dewenter, I.; Tscharntke, T. (2001): Succession of bee communities on fallows. *Ecography* 24, 83–93. doi:10.1034/j.1600-0587.2001.240110.x.

Westrich, P. (1996): Habitat requirements of central European bees and the problems of partial habitats. In: *The Conservation of Bees* (eds Matheson, A.; Buchmann, S.L.; O'Toole, C., Westrich, P. & Williams, I.H.). Academic Press, London, 1–16.

Wood, T. J.; Holland, M.; Goulson, D. (2016): Diet characterisation of solitary bees on farmland: dietary specialisation predicts rarity. *Biodiversity and Conservation* 25, 2655–2671.

Zettel, H.; Ockermüller, E.; Wiesbauer, H.; Ebmer, A. W.; Gusenleitner, F.; Neumayer, J.; Pachinger, B. (2015): Kommentierte Liste der aus Wien (Österreich) nachgewiesenen Bienenarten (Hymenoptera: Apidae). *Zeitschrift der Arbeitsgemeinschaft Österreichischer Entomologen* 67, 137–194.

Zettel, H. (2010): LIFE-Natur-Projekt "Bisamberg Habitat Management". Monitoring ausgewählter Hymenoptera (Aculeata exkl. Formicidae), Endbericht 2010. http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=home.showFile&rep=file&fil=Bisamberg_monitoring_Herbert.pdf.

Zurbuchen, A.; Lander, L.; Klaiber, J.; Müller, A.; Hein, S.; Dorn, S. (2010): Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. *Biological Conservation* 143, 669–676.

Zurbuchen, A.; Müller, A. (2012): Wildbienenschutz – von der Wissenschaft zur Praxis. Haupt Verlag, Bern, Stuttgart, Wien, 162.

8 Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Position und Länge der Transekte	13
Tab. 2: Daten der Erhebungsdurchgänge.....	14
Tab. 3: Funktionelle Gruppen für die Auswertung nach EUNIS Habitattypen wie im BiodivERsA Projekt „VineDivers“ verwendet.....	16
Tab. 4: Wildbienenarten in Hecken und Brachen während den sechs Erhebungsdurchgängen.....	23
Tab. 5: In vorliegender Arbeit dokumentierte Wirtspflanzen oligolektischer Wildbienenarten und oligolektische Wildbienenarten, die diese Pflanzen als Pollenquelle nutzen	29
Tab. 6: Durchschnittliche (\pm SD) Wildbienenarten- und -individuen nach Nistanspruchstyp und Habitattyp	32
Tab. 7: Korrelationsmatrix inkl. Korrelationskoeffizient für den Zusammenhang zwischen <i>Bombus</i> und weitere Wildbienenarten und -Individuen mit der Landschaftsstruktur in einem Radius von 750 m um die untersuchten Brachen.....	38
Tab. 8: Korrelationsmatrix inkl. Korrelationskoeffizient für den Zusammenhang zwischen <i>Bombus</i> und weitere Wildbienenarten und -Individuen mit der Landschaftsstruktur in einem Radius von 750 m um die untersuchten Hecken.....	39

9 Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Übersichtskarte Ost-Österreich mit Detailkästen der Untersuchungsgebiete.....	8
Abb. 2: Übersicht Untersuchungsgebiet Burgenland.....	9
Abb. 3: Übersicht Untersuchungsgebiet Niederösterreich.....	10
Abb. 4: Donnerskirchen (1), Brache	10
Abb. 5: Donnerskirchen (1), Hecke	10
Abb. 6: Donnerskirchen (2), Brache	11
Abb. 7: Donnerskirchen (2), Hecke	11
Abb. 8: Purbach (3), Brache	11
Abb. 9: Purbach (3), Hecke	11
Abb. 10: Purbach (4), Brache	11
Abb. 11: Purbach (4), Hecke	11
Abb. 12: Breitenbrunn (6), Brache	11
Abb. 13: Breitenbrunn (6), Hecke	11
Abb. 14: Winden (7), Brache	12
Abb. 15: Winden (7), Hecke	12
Abb. 16: Breitenbrunn/Winden (8), Brache	12
Abb. 17: Breitenbrunn/Winden (8), Hecke	12
Abb. 18: Arbesthal (12), Brache	12
Abb. 19: Arbesthal (12), Hecke	12
Abb. 20: Höflein (13), Brache	12
Abb. 21: Höflein (13), Hecke	12
Abb. 22: Prellenkirchen (16), Brache	13
Abb. 23: Prellenkirchen (16), Hecke	13
Abb. 24: Wildbienenarten- und Individuenzahl Gesamt und getrennt nach Habitattyp..	19
Abb. 25: Boxplots zu Anzahl der Wildbienenarten und Individuenhäufigkeit der Wildbienen, getrennt nach Habitattyp	20
Abb. 26: Anzahl Wildbienenarten pro Gattung, getrennt nach Habitattyp und Gesamt ..	21
Abb. 27: Anzahl Wildbienenindividuen pro Gattung, getrennt nach Habitattyp und Gesamt.....	21
Abb. 28: Anzahl Wildbienenarten im Verlauf der Erhebungssaison getrennt nach Habitattyp.	22
Abb. 29: Anzahl Wildbienenindividuen im Verlauf der Erhebungssaison getrennt nach Habitattyp	24
Abb. 30: Durchschnittliche Anzahl Wildbienen nach Pollenspezialisierung, getrennt nach Habitattyp und Gesamt.....	28
Abb. 31: Durchschnittliche Anzahl Wildbienenindividuen nach Pollenspezialisierung, getrennt nach Habitattyp und Gesamt.....	29
Abb. 32: Durchschnittliche Anzahl Wildbienen nach Sozietät, getrennt nach Habitattyp und Gesamt.....	31

Abb. 33: Durchschnittliche Anzahl Wildbienenindividuen nach Sozietät, getrennt nach Habitattyp und Gesamt.....	31
Abb. 34: Durchschnittliche Anzahl blühende Pflanzenarten, getrennt nach Habitattyp und Gesamt.....	33
Abb. 35: Streudiagramme Anzahl blühende Pflanzenarten – Wildbienenarten Gesamt (a) <i>Bombus</i> -Arten (b) weitere Wildbienenarten (c)	34
Abb. 36: Streudiagramme Anzahl blühende Pflanzenarten – Individuenhäufigkeit Wildbienenarten Gesamt (a) Individuenhäufigkeit <i>Bombus</i> (b) Individuenhäufigkeit weitere Wildbienenarten (c)	35
Abb. 37: Durchschnittliche Anzahl blühende Pflanzenarten im Verlauf der Erhebungssaison je Fläche, getrennt nach Habitattyp	36
Abb. 38: Durchschnittliche Anzahl blühende Pflanzenarten je Landschaftskreis, getrennt nach Habitattyp	36
Abb. 39: Blütenangebot und a) Wildbienenarten, b) Individuenhäufigkeit Wildbienen, getrennt nach Habitattyp	37
Abb. 40: Streudiagramm für den Zusammenhang zwischen ITD und SHDI	39

10 Anhang

Tabellenverzeichnis

Tab. 9: Artenliste Wildbienen.....	58
Tab. 10: Artenliste blühende Pflanzenarten	60

Abbildungsverzeichnis

Abb. 41: Aufnahmebogen.....	65
-----------------------------	----

Tab. 9: Artenliste Wildbienen

Bgld = Burgenland, D = Donnerskirchen, P, Bgld = Purbach, B = Breitenbrunn, W = Winden am See, A= Arbesthal, Nö = Niederösterreich, H = Höflein, P, Nö = Prellenkirchen, ITD = Inter-Tegular Distance, ol = oligolektisch, pl = polylektisch, b = Bodennistend, o+u = oberirdisch und unterirdisch nistend, st = Stängelnistend, sch = Schneckengehäusenistend, wo = weitere oberirdisch nistende, sol = solitär, soz = sozial. a Scheuchl und Willner, 2016 b Zettel, 2010 c Wood, Holland, Goulson, 2016 d mündliche Überlieferung Pachinger, 2017

Arten	Ale01_Brache (D, Bgld)	Ale01_Hecke (D, Bgld)	Ale02_Brache (D, Bgld)	Ale02_Hecke (D, Bgld)	Ale03_Brache (P, Bgld)	Ale03_Hecke (P, Bgld)	Ale04_Brache (P, Bgld)	Ale04_Hecke (P, Bgld)	Ale06_Brache (B, Bgld)	Ale06_Hecke (B, Bgld)	Ale07_Brache (W, Bgld)	Ale07_Hecke (W, Bgld)	Ale08_Brache (B, Bgld)	Ale08_Hecke (B, Bgld)	Aca12_Brache (A, Nö)	Aca12_Hecke (A, Nö)	Aca13_Brache (H, Nö)	Aca13_Hecke (H, Nö)	Aca16_Brache (P, Nö)	Aca16_Hecke (P, Nö)	Brachen	Hecken	Gesamt	Pollenspezialisierung	Nistweise	Sozietät	ITD [in mm]	
<i>Andrena chrysopeus</i> PÉREZ 1903	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	ol ^a	b ^a	sol ^b	1,967	
<i>Andrena combaella</i> WARNCKE 1966	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	ol ^a	b ^d	sol ^d	2,112
<i>Andrena flavipes</i> PANZER 1799	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	1	0	1	0	6	0	6	0	pl ^a	b ^a	sol ^a	2,172
<i>Andrena minutula</i> (KIRBY 1802)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	2	0	pl ^a	b ^a	sol ^b	1,157
<i>Andrena minutoides</i> PERKINS 1914	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	pl ^a	b ^a	sol ^a	0,972
<i>Andrena oralis</i> MORAWITZ 1876	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	ol ^a	b ^a	sol ^a	2,093
<i>Andrena ovatula</i> (KIRBY 1802)	2	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	0	1	1	2	0	0	0	0	0	9	1	10	1	pl ^a	b ^a	sol ^b	2,137
<i>Andrena simontornyiella</i> NOSKIEWICZ 1939	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	2	0	pl ^a	b ^b	sol ^b	1,396
<i>Anthophora aestivalis</i> (PANZER 1801)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	pl ^a	b ^a	sol ^a	3,475
<i>Bombus hortorum</i> (LINNAEUS 1761)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	pl ^a	o+u ^a	soz ^a	3,449 ^e
<i>Bombus lapidarius</i> (LINNAEUS 1758)	1	0	0	0	1	0	1	1	1	3	2	0	0	0	2	1	2	3	5	1	15	9	24	0	pl ^a	o+u ^a	soz ^a	4,016 ^e
<i>Bombus pascuorum</i> (SCOPOLI 1763)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	0	pl ^a	o+u ^a	soz ^a	3,201 ^e
<i>Bombus sylvarum</i> (LINNAEUS 1761)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5	0	pl ^a	o+u ^a	soz ^a	2,882
<i>Bombus lucorum</i> Komplex (LINNAEUS)	0	1	2	0	2	1	0	5	2	1	0	0	2	0	0	0	1	0	1	0	10	8	18	0	pl ^a	o+u ^a	soz ^a	3,995 ^e
<i>Ceratina chalybea</i> CHEVRIER 1872	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	pl ^a	st ^a	sol ^a	1,534
<i>Ceratina cucurbitina</i> (ROSSI 1792)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	pl ^a	st ^a	sol ^a	1,320
<i>Eucera nigrescens</i> PÉREZ 1879	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3	0	3	0	ol ^a	b ^a	sol ^a	3,232
<i>Halictus kessleri</i> BRAMSON 1879	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	6	0	pl ^a	b ^a	soz ^a	1,344
<i>Halictus maculatus</i> SMITH 1848	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	4	6	0	pl ^a	b ^a	soz ^b	1,479
<i>Halictus pollinosus</i> SICHEL 1860	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	pl ^a	b ^a	sol ^d	1,791
<i>Halictus seladonius</i> (FABRICIUS 1794)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	pl ^a	b ^a	soz ^a	1,502
<i>Halictus simplex</i> BLÜTHGEN 1923	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	3	6	6	0	pl ^a	b ^a	sol ^a	1,872
<i>Halictus subauratus</i> (ROSSI 1792)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	pl ^a	b ^a	soz ^a	1,306
<i>Hylaeus brevicornis</i> NYLANDER 1852	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	pl ^a	wo ^a	sol ^a	0,956
<i>Hylaeus communis</i> NYLANDER 1852	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	pl ^a	wo ^a	sol ^a	1,292
<i>Hylaeus cornutus</i> CURTIS 1831	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	pl ^a	wo ^a	sol ^a	1,333
<i>Hylaeus dilatatus</i> (KIRBY 1802)	0	0	1	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	4	0	pl ^a	wo ^a	sol ^a	1,439

Fortsetzung Tab 9: Artenliste Wildbienen

Bgld = Burgenland, D = Donnerskirchen, P, Bgld = Purbach, B = Breitenbrunn, W = Winden am See, A= Arbesthal, Nö = Niederösterreich, H = Höflein, P, Nö = Prellenkirchen, ITD = Inter-Tegular Distance, ol = oligolektisch, pl = polylektisch, b = Bodennistend, o+u = oberirdisch und unterirdisch nistend, st = Stängelnistend, sch = Schneckengehäusenistend, wo = weitere oberirdisch nistende, sol = solitär, soz = sozial. a Scheuchl und Willner, 2010 c Wood, Holland, Goulson, 2016 d mündliche Überlieferung Pachinger, 2017

Arten	Standorte Ökologische Einteilung																Gesamt	Polien- spezialisierung	Nistweise	Sozialität	ITD [in mm]							
	Ale01_Brache (D, Bgld)	Ale01_Hecke (D, Bgld)	Ale02_Brache (D, Bgld)	Ale02_Hecke (D, Bgld)	Ale03_Brache (P, Bgld)	Ale03_Hecke (P, Bgld)	Ale04_Brache (P, Bgld)	Ale04_Hecke (P, Bgld)	Ale06_Brache (B, Bgld)	Ale06_Hecke (B, Bgld)	Ale07_Brache (W, Bgld)	Ale07_Hecke (W, Bgld)	Ale08_Brache (B, Bgld)	Ale08_Hecke (B, Bgld)	Aca12_Brache (A, Nö)	Aca12_Hecke (A, Nö)						Aca13_Brache (H, Nö)	Aca13_Hecke (H, Nö)	Aca16_Brache (P, Nö)	Aca16_Hecke (P, Nö)	Brachen	Hecken	
<i>Lasioglossum discum</i> (SMITH 1853)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	pl ^a	b ^a	sol ^b	1,698
<i>Lasioglossum laevigatum</i> (KIRBY 1802)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	pl ^a	b ^a	sol ^a	1,949
<i>Lasioglossum lativentre</i> (SCHENCK 1853)	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	1	6	pl ^a	b ^a	sol ^a	1,646
<i>Lasioglossum lineare</i> (SCHENCK 1869)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	pl ^a	b ^a	soz ^a	1,573
<i>Lasioglossum lucidulum</i> (SCHENCK 1861)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	pl ^a	b ^a	sol ^a	0,780
<i>Lasioglossum marginatum</i> (BRULLÉ 1832)	0	0	0	0	2	0	0	0	2	1	2	6	0	0	0	0	0	0	0	2	1	11	7	18	pl ^a	b ^a	soz ^a	1,568
<i>Lasioglossum morio</i> (FABRICIUS 1793)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	pl ^a	b ^a	soz ^a	1,052
<i>Lasioglossum nigripes</i> (LEPELETIER 1841)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	pl ^a	b ^a	soz ^a	2,203
<i>Lasioglossum pauxillum</i> (SCHENCK 1853)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	2	3	pl ^c	b ^a	soz ^a	1,250
<i>Lasioglossum punctatissimum</i> (SCHENCK 1853)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	pl ^a	b ^a	sol ^a	1,213
<i>Lasioglossum pygmaeum</i> (SCHENCK 1853)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	pl ^a	b ^a	sol ^a	1,003 ^e
<i>Lasioglossum quadrinotatum</i> (KIRBY 1802)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	pl ^a	b ^a	sol ^a	1,637
<i>Lasioglossum semilucens</i> (ALFKEN 1914)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	pl ^a	b ^a	sol ^a	1,011
<i>Lasioglossum xanthopus</i> (KIRBY 1802)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	pl ^a	b ^a	sol ^a	2,337
<i>Osmia aurulenta</i> (PANZER 1799)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	pl ^a	sch ^a	sol ^a	2,718
<i>Osmia bicornis</i> (LINNAEUS 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	pl ^a	wo ^a	sol ^a	2,907
<i>Osmia caerulea</i> (LINNAEUS 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	pl ^a	wo ^a	sol ^a	2,272
<i>Osmia leucomelana</i> (KIRBY 1802)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	pl ^a	st ^a	sol ^a	1,470
<i>Osmia spinulosa</i> (KIRBY 1802)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	3	ol ^a	sch ^a	sol ^a	1,984
<i>Panurgus calcaratus</i> (SCOPOLI 1763)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	ol ^a	b ^a	sol ^a	1,714
<i>Sphex rufiventris</i> (PANZER 1798)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	bp ^a	bp ^a	bp ^a	1,413
<i>Systropha curvicornis</i> (SCOPOLI 1770)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	ol ^a	b ^a	sol ^a	2,185
Individuen Summe	4	6	4	1	6	2	6	16	14	11	21	1	5	5	11	12	10	6	15	9	96	69	165					
Arten Summe	3	6	3	1	4	2	5	9	9	8	14	1	4	3	5	10	9	4	10	9	35	30	49					

Tab. 10: Artenliste blühende Pflanzenarten

Bgld = Burgenland, D = Donnerskirchen, P, Bgld = Purbach, B = Breitenbrunn, W = Winden am See, A= Arbesthal, Nö = Niederösterreich, H = Höflein, P, Nö = Prellenkirchen

Arten	Standorte																Gesamt									
	Ale01_Brache (D, Bgld)	Ale02_Brache (D, Bgld)	Ale03_Brache (P, Bgld)	Ale04_Brache (P, Bgld)	Ale04_Hecke (P, Bgld)	Ale06_Brache (B, Bgld)	Ale06_Hecke (B, Bgld)	Ale07_Brache (W, Bgld)	Ale07_Hecke (W, Bgld)	Ale08_Brache (B, Bgld)	Ale08_Hecke (B, Bgld)	Aca12_Brache (A, Nö)	Aca12_Hecke (A, Nö)	Aca13_Brache (H, Nö)	Aca13_Hecke (H, Nö)	Aca16_Brache (P, Nö)		Aca16_Hecke (P, Nö)	Brachen	Hecken						
<i>Achillea millefolium</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21	18	39						
<i>Allium scorodoprasum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1					
<i>Anchusa officinalis</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	12	13	13					
<i>Anemone ranunculoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1					
<i>Anthemis austriaca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1					
<i>Anthriscus cerefolium</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4					
<i>Anthriscus sylvestris</i>	2	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	4	10	10					
Apiaceae sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1					
Apiaceae sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2					
Apiaceae sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1				
Apiaceae sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3					
Apiaceae sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1					
Apiaceae sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1				
Apiaceae sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1				
Apiaceae sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1				
Apiaceae sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1				
Apiaceae sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1				
Apiaceae sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1				
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	2	2				
Asteraceae sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1			
Asteraceae sp.	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3				
<i>Ballota nigra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	3	0	20	22			
<i>Barbarea vulgaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1		
<i>Bellis perennis</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1		
<i>Berteroa incana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	4		
Brassicaceae sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	
Brassicaceae sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	
Brassicaceae sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2

Fortsetzung Tab. 10: Artenliste blühende Pflanzenarten

Bgld = Burgenland, D = Donnerskirchen, P, Bgld = Purbach, B = Breitenbrunn, W = Winden am See, A= Arbesthal, Nö = Niederösterreich, H = Höflein, P, Nö = Prellenkirchen

Arten	Familie	Standorte															Gesamt							
		Ale01_Brache (D, Bgld)	Ale02_Brache (D, Bgld)	Ale03_Brache (P, Bgld)	Ale03_Hecke (P, Bgld)	Ale04_Brache (P, Bgld)	Ale04_Hecke (P, Bgld)	Ale06_Brache (B, Bgld)	Ale06_Hecke (B, Bgld)	Ale07_Brache (W, Bgld)	Ale07_Hecke (W, Bgld)	Ale08_Brache (B, Bgld)	Ale08_Hecke (B, Bgld)	Aca12_Brache (A, Nö)	Aca12_Hecke (A, Nö)	Aca13_Brache (H, Nö)		Aca13_Hecke (H, Nö)	Aca16_Brache (P, Nö)	Aca16_Hecke (P, Nö)	Brachen	Hecken		
<i>Eruca sativa</i>	Brassicaceae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	2
<i>Euonymus europaeus</i>	Celastraceae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Falcaria vulgaris</i>	Apiaceae	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	4	6
<i>Foeniculum vulgare</i>	Apiaceae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Fragaria vesca</i>	Rosaceae	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3	3
<i>Fumaria officinalis</i>	Papaveraceae	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
<i>Galium aparine</i>	Rubiaceae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2
<i>Galium sp.</i>	Rubiaceae	2	0	2	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	7	13
<i>Galium verum</i>	Rubiaceae	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3
<i>Geranium pratense</i>	Geraniaceae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
<i>Geranium pusillum</i>	Geraniaceae	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	1	2	0	0	0	4	4	8
<i>Geranium sp.</i>	Geraniaceae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Geum urbanum</i>	Rosaceae	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	2	3
<i>Glechoma hederacea</i>	Lamiaceae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4
<i>Hieracium spp.</i>	Asteraceae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Hypericum perforatum</i>	Hypericaceae	0	0	0	0	0	0	0	4	0	1	0	0	0	0	0	4	1	4	0	0	3	17	20
<i>Knautia arvensis</i>	Caprifoliaceae	0	0	4	0	2	0	2	0	4	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	9	4	13
<i>Lamium purpureum</i>	Lamiaceae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	3	5	8
<i>Lathyrus sylvestris</i>	Fabaceae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Lathyrus tuberosus</i>	Fabaceae	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	4	2	6
<i>Lepidium draba</i>	Brassicaceae	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	4
<i>Leucanthemum vulgare</i>	Asteraceae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	3	0	1	0	1	0	3	2	6	7	13
<i>Linaria vulgaris</i>	Plantaginaceae	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	3
<i>Lotus corniculatus</i>	Fabaceae	2	0	4	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	5	4	0	0	0	15	4	19
<i>Malva sylvestris</i>	Malvaceae	0	3	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	6
<i>Matricaria chamomilla</i>	Asteraceae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Medicago falcata</i>	Fabaceae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Medicago sativa</i>	Fabaceae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	5	4	9

Fortsetzung Tab. 10: Artenliste blühende Pflanzenarten

Bgld = Burgenland, D = Donnerskirchen, P, Bgld = Purbach, B = Breitenbrunn, W = Winden am See, A= Arbesthal, Nö = Niederösterreich, H = Höflein, P, Nö = Prellenkirchen

Arten	Familie	Standorte																	Gesamt						
		Al01_Brache (D, Bgld)	Al01_Hecke (D, Bgld)	Al02_Brache (D, Bgld)	Al02_Hecke (D, Bgld)	Al03_Brache (P, Bgld)	Al03_Hecke (P, Bgld)	Al04_Brache (P, Bgld)	Al04_Hecke (P, Bgld)	Al06_Brache (B, Bgld)	Al06_Hecke (B, Bgld)	Al07_Brache (W, Bgld)	Al07_Hecke (W, Bgld)	Al08_Brache (B, Bgld)	Al08_Hecke (B, Bgld)	Al02_Brache (A, Nö)	Al02_Hecke (A, Nö)	Al03_Brache (H, Nö)		Al03_Hecke (H, Nö)	Al06_Brache (P, Nö)	Al06_Hecke (P, Nö)	Brachen	Hecken	
<i>Trifolium sp.</i>	Fabaceae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Tripleurospermum inodorum</i>	Asteraceae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1
<i>Valerianella carinata</i>	Caprifoliaceae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	3	2	5
<i>Valerianella locusta</i>	Caprifoliaceae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	2
<i>Verbascum chaixii</i>	Scrophulariaceae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Verbascum densiflorum</i>	Scrophulariaceae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3
<i>Verbena officinalis</i>	Verbenaceae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Veronica persica</i>	Plantaginaceae	1	0	1	0	0	2	1	1	1	0	1	0	1	0	4	1	0	0	0	0	1	10	5	15
<i>Veronica spicata</i>	Plantaginaceae	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2
<i>Vicia angustifolia</i>	Fabaceae	2	0	2	2	2	2	2	2	2	2	3	0	2	1	1	1	2	0	0	2	19	14	33	
<i>Vicia cracca</i>	Fabaceae	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	2	0	3	0	0	4	0	0	0	0	0	11	11
<i>Vicia hirsuta</i>	Fabaceae	2	0	2	2	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	7	2	9	
<i>Vicia pannonica</i>	Fabaceae	1	0	2	1	0	2	2	2	0	1	0	0	1	3	0	2	0	0	0	0	8	9	17	
<i>Vicia sepium</i>	Fabaceae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	
<i>Vicia sp.</i>	Fabaceae	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	
<i>Vicia sp.</i>	Fabaceae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	
<i>Viola arvensis</i>	Violaceae	0	0	0	0	1	2	0	3	1	0	0	0	0	2	5	1	1	0	2	0	10	8	18	
Arten Summe		22	9	28	16	15	20	24	34	22	16	28	28	16	27	24	32	27	34	18	23	84	96	129	

Data sheet-Wild bees

Vineyard ID: Country Erhebung Nr:

Sampler:

Date:

Start time: I 1.5: FA:

Weather conditions:

Temperature (°C):

Windspeed:	no wind	low	medium	high
Cloudiness (%):	clear sky	low	medium	high
	0%	1-34%	35-70%	71-100%

Notes considering weather:

Vegetation:

I 1.5: FA:

Average height (cm):

Coverage of flowering plants (%):

very rare	rare	common	frequent	dominant	high
<1%	1-<5%	5-<25%	25-<50%	50-<75%	75-100%

Main flowering species:

I 1.5:

FA:

Abb. 41: Aufnahmebogen
I1.5 = Brache, FA = Hecke

Wild bees (incl. abundance) identified in field:	
I 1.5:	FA:
Apis mellifera:	
...	

Hummelschätzungen	
I 1.5:	FA:
B. lapidarius	
B. humilis/pascorum	
B. terrestris/lucorum	
B. hypnorum	
B. pratorum	
B. hortorum	
Andere:	

Fortsetzung Abb. 41: Aufnahmebogen
 I1.5 = Brache, FA = Hecke