

Umsiedlungserfolg der bodenüberdauernden Insekten- fauna bei der Übertragung von Ober- und Unterboden - mit besonderer Hinsicht auf Bienen

Masterarbeit

zur Erlangung des Grades eines Master of Science



Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

Fakultät für Umwelt und Natürliche Ressourcen

Professur für Naturschutz und Landschaftsökologie

Oktober 2019

Erstgutachter: Dr. Felix Fornoff

Zweitgutachter: Dr. Jochen Fründ

Danksagung

Für die Prüfung dieser Masterarbeit danke ich Dr. Felix Fornoff und Dr. Jochen Fründ. Besonderer Dank gilt Dr. Anne-Christine Mupepele und Dr. Felix Fornoff für die Unterstützung bei der Planung und Durchführung der Feldarbeit, die Hilfe bei der Bienenbestimmung, die Hinweise zur statistischen Analyse und die hilfreichen Kommentare zur schriftlichen Ausarbeitung. In allen Phasen meiner Arbeit wurden aufkommende Fragen stets ausführlich, geduldig und äußerst hilfreich beantwortet. Darüber hinaus danke ich Angela Gronert, die mir während der Laborarbeit immer hilfreich zur Seite stand. Auch möchte ich Herrn Uekermann und Herrn Ebels danken, die es mir ermöglicht haben, die Feldarbeit auf dem Flugplatzgelände und auf dem Eichelbuck durchführen zu können.

Ich danke auch meiner Familie und meinen Freunden für die Unterstützung und Motivation während meines gesamten Studiums.

Inhaltsverzeichnis

Danksagung	II
Inhaltsverzeichnis	III
Zusammenfassung / Abstact	V
1. Einleitung	1
2. Material und Methoden	7
2.1. Untersuchungsgebiet	7
2.2. Experimentelles Design	10
2.2.1 Versuchsaufbau	10
2.2.2 Bau der Emergenzfallen	12
2.3. Aufnahme der Bienendiversität	15
2.4. Aufnahme des Nahrungsangebots für Bienen	15
2.5. Statistische Auswertung	16
3. Ergebnisse	20
3.1. Ergebnisse der Bodenübertragung: Insekten	20
3.1.1 Hymenoptera	21
3.1.2 Coleoptera	22
3.1.3 Diptera	24
3.1.4 Lepidoptera	25
3.1.5 Hemiptera	27
3.1.6 Abundanzen der Insektenordnungen über die Zeit	28
3.2. Ergebnisse der Bodenübertragung: Bienen	31
3.2.1 Fangresultate der Emergenzfallen	31
3.2.2 Effizienz der Probenahme mittels Streifkescher	32
3.2.3 Pflanzen-Bestäuber-Netzwerke	34
3.2.4 Vergleich der Artengemeinschaften	37
3.2.5 Ergebnisse der Aufnahme des Nahrungsangebots	39
4. Diskussion	43
4.1. Umsiedlungserfolg von Insekten durch die Bodenübertragung	43
4.1.1 Hymenoptera	43
4.1.2 Coleoptera	45
4.1.3 Diptera	46

4.1.4 Lepidoptera	48
4.1.5 Hemiptera	49
4.1.6 Vergleich des Umsiedlungserfolgs durch Oberboden- und Unterbodenübertragung	51
4.1.7 Annahme der neu geschaffenen Flächen als Nistplätze	52
4.1.8 Unterschiede in den zeitlichen Schlupfmustern	53
4.1.9 Fazit: Umsiedlungserfolg von Insekten durch die Bodenübertragung	54
4.2. Umsiedlungserfolg von Bienen durch die Bodenübertragung	55
4.2.1 Fangenerfolg von Bienen mittels Emergenzfallen	55
4.2.2 Bienenabundanzen und -diversitäten der Untersuchungsgebiete	57
4.2.3 Unterschiede der Pflanzen-Bestäuber-Netzwerke der Untersuchungsgebiete	61
4.2.4 Unterschiede in den Artengemeinschaften der Untersuchungsgebiete	63
4.2.5 Nahrungsangebot für Bienen auf den neu geschaffenen Flächen	64
5. Fazit und Ausblick	67
6. Literaturverzeichnis	VIII
7. Abbildungsverzeichnis	XXIV
8. Tabellenverzeichnis	XXV
9. Appendix	XXVI

Zusammenfassung / *Abstact*

Im Zuge des weltweiten Artensterbens rücken Bienen und andere pflanzenbestäubende Insekten in den Fokus der Aufmerksamkeit. Um dem Rückgang der Insektenfauna entgegenzuwirken werden viele verschiedene Maßnahmen ergriffen. Eine Bodenübertragung, zum Beispiel, könnte die Insektenfauna bei drohendem Habitatverlust erfolgreich umsiedeln, da viele Bienen und Insekten im Boden nisten oder überdauern. Solche groß angelegten Bodenübertragungen sind in der bisherigen Forschung kaum bekannt. Es wurde bisher lediglich gezeigt, dass bestimmte Bienenarten durch eine gezielte Bodenübertragung erfolgreich umgesiedelt werden können.

In der folgenden Studie wird untersucht, ob durch eine Bodenübertragung - die im Zuge der Ausgleichsmaßnahme des Freiburger Fußballstadionneubaus stattfand - verschiedene Insektenordnungen und Bienen erfolgreich umgesiedelt werden konnten. Da die Bodenübertragung in zwei Abtragungsstufen (Ober- bzw. Unterboden) stattfand, konnte sowohl der Umsiedlungserfolg durch eine Oberbodenübertragung als auch durch eine Unterbodenübertragung überprüft werden. Hierzu wurden aus dem Boden schlüpfende Insekten mittels Emergenzfallen (Bodenaustrittsfallen) gefangen. Die Beprobung einer weiteren Fläche, auf der das Bodenmaterial schon eine Vegetationsperiode früher übertragen worden war, sollte zeigen, ob Insekten die neu erschaffenen Flächen als Nist- und Überdauerungsplätze annehmen. Außerdem wurden die Bienenartengemeinschaften auf den neu erschaffenen Ausgleichsflächen mit denen einer Referenzfläche verglichen, um festzustellen, ob sich die Artenkomposition, Abundanz und Bestäuber-Netzwerke der Bienen verändert haben. Mittels einer Aufnahme der Blühpflanzen wird untersucht, ob auf den neu geschaffenen Flächen ein ausreichendes Blühangebot für Bienenarten vorhanden ist.

Aufgrund des mangelnden Fangerfolgs mittels der Emergenzfallen konnte nicht bewertet werden, ob Bienen durch die Bodenübertragung umgesiedelt wurden. Der Vergleich der Artengemeinschaften der beiden Untersuchungsgebiete zeigte, dass die Bienengemeinschaften unabhängig voneinander sind. Somit gilt es als unwahrscheinlich, dass im untersuchten Beispiel Bienen durch die Bodenübertragung in das neue Habitat übertragen wurden. Obwohl die Bodenübertragung wahrscheinlich keine Bienen umgesiedelt hat, konnte durch die Oberbodenübertragung für diese ein gleichwertiges und vielfältiges Nahrungsangebot auf den neuen Flächen geschaffen werden.

Hinsichtlich der Ähnlichkeiten ihrer Abundanzen (Referenzfläche zu übertragenen Flächen) konnten Coleopteren und Dipteren durch eine Oberbodenübertragung erfolgreich umgesiedelt werden. Die Möglichkeit einer Umsiedlung von Hymenopteren, Lepidopteren und Hemipteren durch eine Oberbodenübertragung ist nicht ausgeschlossen. Bei der Übertragung des Unterbodens ist eine Umsiedlung der Coleopteren und der Hymenopteren nicht auszuschließen, während die Umsiedlung aller anderen untersuchten Insektenordnungen (Lepidoptera, Diptera und Hemiptera) mittels einer Unterbodenübertragung als erfolglos betrachtet werden muss. Alle Ordnungen nahmen die neu geschaffenen Flächen als Nist- und Überdauerungsplätze an.

Da der Umsiedlungserfolg lediglich anhand der Insektenabundanzen innerhalb ihrer Ordnungen bewertet wurde, konnten keine Aussagen über die Änderung der Artendiversität innerhalb der Ordnungen getroffen werden und folglich keine Aussagen zu einem Umsiedlungserfolg aus ökologischer Sicht. Hierzu müssten in weiterführenden Studien die Diversitäten innerhalb der Insektenordnungen erfasst werden.

Zusammenfassend zeigt die Studie, dass sowohl verschiedene Insekten als auch Nahrungsressourcen durch die Bodenübertragung erfolgreich umgesiedelt werden konnten. Das Verfahren einer Bodenübertragung stellt somit eine weitere vielversprechende Methode dar, die den Rückgang von Insekten mindern kann.

In the course of the worldwide extinction of species, bees and other insects as important pollinators, have increasingly moved into the focus of attention. In order to counteract the decline of insect fauna, many different measures are being taken. When habitat is threatened a soil transfer, for example, could successfully resettle the insect fauna, as many bees and insects nest or endure in the soil. Such large-scale soil transfers are scarcely known in research today. So far, it has only been shown that systematic soil transfer can successfully resettle certain bee species.

The following study investigates whether soil transfer, which took place in the course of compensation measures during the construction of the Freiburg soccer stadium, can successfully resettle different insect orders and bees. Since the soil transfer took place in two levels (topsoil and subsoil), it was possible to investigate the success of resettlement by topsoil transfer as well as by subsoil transfer. For this purpose, insects

emerging from the ground have been caught with emergence traps. The sampling of a further area, on which the soil material had already been transferred one vegetation period earlier, is intended to show whether insects accept the newly created areas as nesting sites. In addition, the bee species communities on the newly created compensation areas were compared with those on a reference area to determine whether the species composition, abundances and pollinator networks had changed. A survey of the flowering plants intended to show whether there is a sufficient supply of food resources for bee species on the newly created areas.

Due to the lack of success in catching bees by means of emergence traps, it could not be assessed whether soil transfer resettled bees. The comparison of the species communities of the two study areas however showed that the bee communities are independent of each other. It is therefore considered unlikely that bees were resettled to the new habitat by soil transfer. Although the soil transfer probably did not resettle any bees, the topsoil transfer created equal and varied food resources for them on the new areas. With regard to the similarities of their abundances (reference area to transferred areas), Coleoptera and Diptera could be successfully resettled by topsoil transfer. The possibility of resettlement of Hymenoptera, Lepidoptera and Hemiptera by topsoil transfer is not excluded. In the case of subsoil transfer however, resettlement of Coleoptera and Hymenoptera cannot be excluded, whereas resettlement of all other investigated insect orders (Lepidoptera, Diptera and Hemiptera) by means of subsoil transfer must be regarded as unsuccessful. All orders accepted the newly created areas as nesting sites.

Since the success of the resettlement was only evaluated on the basis of the insect abundances within their orders, no statements can be made about the change in species diversity within the orders and consequently no statements about the success of the resettlement from an ecological point of view. For this purpose, the diversity within the insect orders would have to be recorded in further studies.

Overall, it was shown that soil transfer could successfully resettle both, insects and food resources. Therefore, the method of soil transfer seems to be a promising method to reduce the further decline of insects.

1. Einleitung

Naturschutzmaßnahmen zielen oftmals auf die Aufrechterhaltung von Dienstleistungen, die die Natur den Menschen zur Verfügung stellt, ab. Diese Vorteile, die der Mensch aus den Funktionen der Ökosysteme bezieht, werden als Ökosystemdienstleistungen bezeichnet (Costanza et al. 1997; Kremen, Williams & Thorp 2002). Mehr als 60 % dieser Ökosystemdienstleistungen sind derzeit in Gefahr, da sie beeinträchtigt und verändert werden (La Notte et al. 2017). Eine dieser essentiellen Ökodienstleistungen ist die Bestäubung von Pflanzen durch Tiere (Klein et al. 2007). Etwa 76% der vom Menschen genutzten Getreidearten profitieren von dieser Bestäubung, vor allem durch Insekten (Klein et al. 2007). Die wichtigsten Bestäuber weltweit sind Bienen (Winfree 2010), in ihrer Rolle als Pflanzenbestäuber sind sie sowohl in bewirtschafteten als auch in natürlichen Ökosystemen ein wichtiger Faktor zur Aufrechterhaltung der Pflanzendiversität (Tommasi et al. 2004; Kearns, Inouye & Waser 1998; Williams, Minckley & Silveira 2001). In den wirtschaftlichen Ökosystemen Europas und der USA wird ihr ökonomischer Wert als Bestäuber auf mehrere Milliarden Euro pro Jahr geschätzt (Moroñ et al. 2008; Kremen, Williams & Thorp 2002). Trotz ihrer unverzichtbaren Rolle als Ökosystemdienstleister, gibt es eindeutige Hinweise auf ihre Rückgänge (Potts et al. 2010).

Bedrohungen für Tierarten resultieren hauptsächlich aus negativen Veränderungen ihres spezifischen Lebensraums (Fischer & Lindenmayer 2007). Der Klimawandel, Pestizide und die Einfuhr von nicht heimischen Pflanzen- und Tierarten zählen zu solchen Veränderungen, welche die Biodiversität und insbesondere auch die Bienendiversität negativ beeinflussen (Winfree 2010). Einer der stärksten Faktoren für den Rückgang der Bienendiversität und Abundanz ist der Verlust von Habitaten (Brown & Paxton 2009; Wilcove et al. 1998; Venter et al. 2006; Sala 2000; Winfree 2010), der vor allem eine Folge der Intensivierung der Landwirtschaft, der industriellen Entwicklung und des weltweiten Bevölkerungswachstums ist (Moroñ et al. 2008; Steffan-Dewenter & Schiele 2008; Tonietto & Larkin 2018). Habitatverlusts geht immer einher mit der Reduzierung von Nahrungsressourcen zum einen und der Reduzierung an verfügbaren Nistplätzen zum anderen (Steffan-Dewenter & Schiele 2008). Deshalb sind Bienen,

aufgrund ihrer spezifischen Ansprüche an Nist- und Nahrungsressourcen, anfällig gegenüber Habitatzerstörungen und Habitatverlust (Oertli, Muller & Dorn 2005; Westrich 2018; Fischer & Lindenmayer 2007).

Bei Bienen sind Nistplatzwahl und Entwicklungszyklus oft artspezifisch. Die meisten Bienenarten nisten im Erdboden (Cane 1997). Bei ihrer Entwicklung durchlaufen Bienen eine komplette Metamorphose mit Ei-, Larven-, Puppen- und Imago-Stadium (Michener 2000). Die Brut überdauert meist die Wintermonate im Boden als Vorpuppe (Ruhelarve) (Wcislo & Cane 1996). Manche Bienenlarven spinnen ein Kokon, welcher die Bienenlarve vor Austrocknung und Parasiten schützt (Westrich 2018). Bei anderen Arten überdauern die adulten Bienen, die sich in einer Diapause befinden, den Winter im Erdboden (Wcislo & Cane 1996; Michener 1964). Die meisten Arten von *Andrena* verpuppen und schlüpfen zum Beispiel schon im Spätsommer, die adulten Bienen bleiben jedoch in ihren Zellen und überdauern dort den Winter (Michener 2000). Bei vielen *Halictus* Arten findet sogar zusätzlich die Paarung schon im Herbst statt, die begatteten Weibchen überwintern anschließend im Erdboden (Michener 2000). Auch bei einigen *Lasioglossum*, *Sphecodes* und alle *Bombus*-Arten überwintern begattete Weibchen und brüten erst im folgenden Frühjahr (Westrich 2018). Somit können im Winter verschiedene Bienenstadien im Boden gefunden werden: Vorpuppe, Kokon, begattete Weibchen und unbegattete Weibchen. Allgemein hat die Nistplatzqualität einen Einfluss auf die Fitness der Nachkommen (Westrich 2018), auf Grund dessen stellen Nistplätze einen wichtigen limitierenden Faktor für Bienenpopulationen dar (Steffan-Dewenter & Schiele 2008).

Neben dem Verlust von Nistplätzen, ist die Isolierung von wichtigen Nahrungsressourcen durch den Verlust von Habitaten ein weiterer Schlüsselfaktor für den Rückgang der Abundanzen und Diversität von Bienen (Kremen, Williams & Thorp 2002). Die Hauptproteinquelle für Bienen ist der Pflanzenpollen. Der Pollen wird für die Aufzucht des Nachwuchses genutzt und auch von den adulten Bienen gefressen (Michener 2000). Je nach Nutzung der Pollenressource können Bienen in zwei Großgruppen unterteilt werden: Oligolektische Bienen sammeln Pollen von wenigen eng verwandten Pflanzenarten während polylektische Bienen generalistischer sind. Sie sammeln Pollen von verschiedensten Pflanzenarten aus unterschiedlichen Familien (Wcislo & Cane 1996). Bezüglich Nektar sind meist beide Gruppen Generalisten (Winfree 2010). Da Arten die die Nahrungsquelle wechseln können weniger Anfällig auf Veränderung

ihrer Habitate reagieren (Fischer & Lindenmayer 2007) sind vor allem oligolektische Bienen bei Habitatverlust gefährdet (Winfree 2010).

Aufgrund ihrer wichtigen Bedeutung als Ökosystemdienstleister, wie auch aufgrund eines gesteigerten gesellschaftlichen Umweltbewusstseins, haben es kürzlich Insekten, allen voran Bienen, an die Spitze der Naturschutzbemühungen geschafft (Tonietto & Larkin 2018). Ökologische Restaurationen und Habitat Verbesserungen können einen positiven Effekt auf die Bienendiversität haben (Albrecht et al. 2010; Tonietto & Larkin 2018). Zu effizienten Maßnahmen gehören hierbei, eine gezielte Bereitstellung von Nistmöglichkeiten oder die Restauration von Nahrungsressourcen (Winfree 2010; Batáry et al. 2010). Zwar gibt es noch keine umfassenden internationalen Vereinbarungen, die auf den Rückgang der Bestäuber abzielen, jedoch verfolgen nationale und kommunale Regierungen mittlerweile verstärkt politische Maßnahmen, die dem Rückgang von Bestäubern entgegenwirken sollen (Hall & Steiner 2019). So wurde, zum Beispiel, erst kürzlich das Volksbegehren „Artenvielfalt und Naturschönheit in Bayern“ mit Bienen als Flaggschiff-Arten vom Bayerischen Landtag zur Schutz der biologischen Vielfalt angenommen (StMUV 2019). In Deutschland ist zum Schutz der Biodiversität im Bundesnaturschutzgesetz festgelegt, dass Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen für Eingriffe in natürliche Habitate durchgeführt werden müssen (nach BNatSchG § 15 Satz 2). Eine Möglichkeit einer solchen Ausgleichsmaßnahme ist die Übertragung von Bodenmaterial zu einem neuen Standort, um Biotope vor Eingriffen zu schützen. Die Methode der Bodenübertragung zeigte sich bereits erfolgreich für die Aufrechterhaltung der Pflanzendiversität (Bulot, Provost & Dutoit 2014). Innerhalb von kurzen Zeiträumen führte sie zur Wiederherstellung von artenreichen Pflanzengemeinschaften (Worthington & Helliwell 1987; Bulot, Provost & Dutoit 2014; Kiehl et al. 2010; Jaunatre, Buisson & Dutoit 2014). Möglicherweise könnte eine Bodenübertragung nicht nur eine wichtige Rolle bei der Übertragung von Vegetation, sondern auch bei der Übertragung von Bienen und Insekten allgemein spielen. Es stellt sich daher die Frage, ob durch eine Übertragung von Bodenmaterial Insekten und Bienen erfolgreich umgesiedelt werden können. Ist dies erfolgreich, ist womöglich eine effektive Ausgleichsmaßnahme für menschliche Eingriffe in Insektenhabitate gefunden.

Ob Bienen mit einem solchen Eingriff umgesiedelt werden können, wurde bisher noch nicht untersucht. Erprobt wurde primär die gezielte Übertragung von Bodenmaterial

mit diapausierenden Vorpuppen zu neuen Standorten. In den USA wird dieser Transfer bereits erfolgreich eingesetzt, um Populationen von *Nomia melanderi* (Cockerell, 1906) an neuen Standorten anzusiedeln mit dem Ziel, die Bestäubung der Saat-Luzerne (*Medicago sativa* (L.)) zu verbessern (Cane 2002, 2008; Stephen 1960; Bohart 1972). Für die Übertragung von *Nomia melanderi* wird ein intakter Bodenblock, der eine hohe Dichte an Nestern aufweist, vorsichtig abgestochen, in die neuen Gebiete transferiert und dort wieder in den Boden eingebracht (Donovan, Howlett & Walker 2010; Stephen 1965). Um den Verlust an vitalen Vorpuppen gering zu halten, müssen die Bodenblöcke während des Winters ausgehoben und ohne Fragmentierung der Blöcke in die neuen Gebieten transportiert werden (Stephen 1960). Parker und Potter zeigten (1974), dass eine andere effektive Methode zur Übertragung von *Nomia melanderi* das direkte Platzieren der Vorpuppe in vorher präparierte Löcher im Boden ist. Darüber hinaus fanden sie heraus, dass die Tiefe, in welche die Vorpuppe wieder in den Boden eingesetzt wurde, meist keinen Einfluss auf den Erfolg des Schlüpfens hatte. Ein limitierender Faktor für die Vitalität der Vorpuppen war jedoch ein genügend hoher Anteil an verfügbarem Sauerstoff (Parker & Potter 1974). In Neuseeland konnte neben *Nomia melanderi* auch die Bienenart *Leioproctus huakiwi* (Donovan 2007) durch die Übertragung von Bodenblöcken, die Nester mit Vorpuppen enthielten, zu anderen Standorten übertragen werden (Donovan, Howlett & Walker 2010). Andere Versuche, die darauf abzielten die bodennistende Bienenart *Peponapis pruinosa* (Say, 1837) in Hawaii, einzuführen schlugen, im Gegensatz zu dem Transfer von *Nomia melanderi*, fehl (Shuler, Roulston & Farris 2005). Shuler et al. zeigten, dass das Überleben der Nachkommen von *Peponapis pruinosa* in landwirtschaftlichen Anbaugebieten davon abhängt, ob die Nester während der Entwicklungszeit durch Bodenbearbeitung gestört werden oder nicht. Auch Williams et al. (2010) zeigten, dass Pflügen bodennistende Bienenarten negativ beeinflusst. Dies deutet darauf hin, dass möglicherweise eine Störung der Entwicklungsphase durch Bodenbearbeitung das Schlüpfen einiger bodennistender Bienenarten verhindern kann. Darüber hinaus besteht die Möglichkeit, dass der Einsturz der Tunnel über den Nestern ausreicht, um das Schlüpfen von Nachkommen im folgenden Jahr zu behindern (Shuler, Roulston & Farris 2005). Zwar sind noch keine Versuche über eine großflächige Umsiedelung von bodennistenden Bienen durch die Übertragung von Oberboden zu finden, die erfolgten Versuche zeigen jedoch, dass eine Übertragung von im Boden überdauernden Bienen

im Allgemeinen, vor allem in den Wintermonaten, möglich ist. Bei zu großen mechanischen Störungen des Erdbodens ist mit einer erhöhten Mortalität der Bienen zu rechnen.

Unter Habitatverlust leiden nicht nur Bienen, sondern auch andere Insekten. Allein in den letzten drei Jahrzehnten wurde in Deutschland ein starker Rückgang an Insektenbiomasse verzeichnet (Hallmann et al. 2017). Wie die Bienen sind auch andere Insekten wichtig für die Bestäubung von Pflanzen, aber sie spielen auch eine zentrale Rolle als Destruenten, Schädlingsbekämpfer und als Nahrungsquelle für höhere trophische Level (Hallmann et al. 2017; Losey & Vaughan 2006). Insekten legen ihre Eier in eine Vielfalt von verschiedenen Substraten ab, viele nisten und überdauern, so wie auch viele Bienen, im Erdboden (Dettner, Peters & Bauer 2003). Zu den Insektenordnungen, die einen wichtigen Teil der Bodengemeinschaft bilden, gehören insbesondere die bodenbewohnenden Vertreter der Ordnungen: Coleoptera, Diptera, Hymenoptera und Lepidoptera (Wallwork 1970). Somit ist für Insekten im Allgemeinen, wie auch für Bienen im Besonderen, das Bereitstellen eines breiten Nahrungsangebotes, wie auch das Bereitstellen von Nistplätzen abhängig von unzerstörten, intakten Böden, die insekten-spezifische Lebensräume bieten.

In Freiburg findet derzeit ein konkretes Beispiel einer Bodenübertragung, mit dem Ziel die Vegetation zu erhalten, statt: Das Fußballstadion des SC Freiburg (Schwarzwaldstadion) kann aufgrund von logistischen und fußballrechtlichen Gründen nicht mehr an seinem jetzigen Standort erhalten bleiben, weshalb im Stadtteil Brühl ein neues Stadion gebaut wird (Wittmann, Mette-Christ, et al. 2018). Das Plangebiet umschließt etwa 10 ha hochwertigen bodensauren Magerrasen (Wittmann, Mette-Christ, et al. 2018), der zu den gesetzlich geschützten Biotopen zählt. Nach dem Bundesnaturschutzgesetz müssen für diesen Eingriff Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen ergriffen werden (nach BNatSchG § 15 Satz 2). Als ein Teil der Ausgleichsmaßnahme wird der betroffene Magerrasen auf die ehemalige Deponie Eichelbuck im Freiburger Mooswald übertragen (Wittmann, Mette-Christ, et al. 2018). Die Ausgleichsmaßnahme am Eichelbuck wurde ursprünglich durchgeführt, um die Vegetation des geschützten Biotops *bodensaurer Magerrasen* zu erhalten. Der bodensaure Magerrasen im Planungsgebiet ist auch aufgrund seiner Bedeutung als Lebensraum für verschiedene Wildbienen- und andere Insektenarten wichtig (Wittmann, Mette-Christ, et al. 2018). Bei einer Bestandserfassung der Insektenfauna im Planungsgebiet 2015 wurden 107

Wildbienenarten nachgewiesen. Von den erfassten Bienenarten sind 31 Arten auf der Roten Liste Deutschlands und Baden-Württembergs aufgeführt (Rennwald 2016). Da durch den Eingriff, und der damit einhergehenden starken Verkleinerung des Mager-rasenhabitats, mit negativen Auswirkungen auf die verbliebenen Insektenpopulationen zu rechnen ist (Rennwald 2016), wäre eine erfolgreiche Umsiedelung der Insekten-fauna besonders wünschenswert. Es stellt sich nun die Frage, ob die Übertragung des Magerrasens zum Eichelbruck nicht nur einem Umsiedeln der Vegetation dient, son- dern möglicherweise auch bodenüberdauernde Bienen und andere Insekten umsie- deln kann.

In dieser Abschlussarbeit wird geprüft, ob durch eine Bodenübertragung bodenüber- dauernde Insekten, mit besonderer Berücksichtigung von bodenüberdauernden Bie- nen, umgesiedelt werden können. Außerdem werden die Artengemeinschaften der Bienen zwischen dem Eichelbuck und einer Referenzfläche (Flugplatz) verglichen. Da- bei werden folgende Fragestellungen genauer untersucht:

- 1) Ist es möglich durch eine Bodenübertragung im Boden überdauernden In- sekten und Bienen umzusiedeln?
- 2) Bei der Bodenübertragung wurde der Oberboden und der Unterboden ge- trennt abgetragen und auf unterschiedlichen Flächen am Eichelbuck wieder aufgetragen. So stellt sich die Frage, ob ein Unterschied im Umsiedlungser- folg der Insektenfauna durch eine Übertragung des Ober- oder Unterbodens besteht.
- 3) Werden die übertragenen Flächen als Nistmöglichkeit von der Insektenfauna auf dem Eichelbuck angenommen?
- 4) Unterscheiden sich die Artengemeinschaften der Bienen zwischen den zwei Untersuchungsgebieten?
- 5) Unterscheiden sich die Pflanzen-Bestäuber-Netzwerke der zwei Untersu- chungsgebiete?
- 6) Bietet der übertragene Ober- und Unterboden ein Nahrungsangebot für Bie- nen auf dem Eichelbuck?

Die Abschlussarbeit ist in Zusammenarbeit mit der Unteren Naturschutzbehörde Freiburg bearbeitet worden.

2. Material und Methoden

Um die im Boden überdauernde Insektenfauna zu erfassen wurden 21 Emergenzfallen (Bodenaustrittsfallen, soil emergence traps) gebaut. Die Fallen wurden in zwei verschiedenen Untersuchungsgebieten in Freiburg im Breisgau aufgestellt. Zum einen wurden Fallen auf den übertragenen Böden auf der Deponie Eichelbuck aufgestellt und zum anderen auf einer Referenzfläche am Freiburger Flugplatz. Zusätzlich wurde die Bienenfauna der zwei Untersuchungsgebiete beprobt. Hierzu wurden Bienen mit einem Streifkescher gefangen. Um das Nahrungsangebot der beiden Standorte zu vergleichen wurde jeweils einmal im Monat das Blühangebot aufgenommen. Die für die Untersuchungen benötigten Materialien und Methoden werden im Folgenden näher erläutert.

2.1. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt in Freiburg im Breisgau (Südwest Deutschland) (47°59'N 7°50'E). Hier fand im Zuge des Neubaus des SC Freiburg Stadions eine Bodenübertragung (2018/2019) statt, die für die vorliegende Abschlussarbeit genutzt werden konnte. Das neue Fußballstadion des SC Freiburg wird auf einem 27,8 ha großem Plangebiet, im Bereich des Flugplatzes im Stadtteil Brühl, gebaut (Wittmann, Mette-Christ, et al. 2018). Für den Stadionneubau mussten etwa 10 ha hochwertiger bodensaurer Magerrasen (Wittmann, Mette-Christ, et al. 2018), der zu den gesetzlich geschützten Biotopen zählt, entfernt werden. Um als Ausgleichsmaßnahme neue Magerrasenflächen zu entwickeln wurden etwa 10 ha des Bodenmaterials der Stadion-Baustelle auf die ehemalige Mülldeponie Eichelbuck übertragen.

Der Eichelbuck wurde bis 2005 als Hausmülldeponie genutzt und wird aktuell rekultiviert (Flurstücksnummer und Gemarkung: 8323 (Wittmann, Laule, et al. 2018; Mette-Christ 2017)). Die Deponie ist vom Freiburger Mooswald umgeben, die nächsten Offenlandflächen befinden sich zum einem ca. 200-700 Meter südwestlich und zum anderen 800 Meter nördlich und östlich vom Eichelbuck (Mette-Christ 2017).

Die Übertragung des Bodens von der Stadion Baustelle auf den Eichelbuck fand in verschiedenen Schritten statt. Zunächst wurden auf die verschiedenen Abdichtungsschichten des Deponiematerials 70 - 100 cm Substratkies aufgetragen, welcher von der Stadion-Baustelle aus Bodentiefen von über 70 cm gewonnen wurde (Wittmann, Laule, et al. 2018). Anschließend wurde der bodensauren Magerrasen auf dem Eichelbuck übertragen. Hierbei wurde entweder der Oberboden¹ oder der Unterboden² der Stadion Baustelle auf den Substratkies des Eichelbuck aufgebracht.

Für die Oberbodenübertragung wurden die oberen 10 - 15 cm des Magerrasens der Stadion-Baustelle abgetragen (Abbildung 1) und auf den Eichelbuck in einer Mächtigkeit von 5 - 10 cm wieder aufgetragen (Wittmann, Laule, et al. 2018).



Abbildung 1: Entfernung des Oberbodens auf der Stadion-Baustelle. Hierbei wurden die obersten Zentimeter des Magerrasens mit Baggern abgezogen. Foto: Anna Paulina Schmid.

¹ In den Dokumenten der Stadt Freiburg wird der Oberboden als „Soden“ bezeichnet. In dieser Abschlussarbeit wird stattdessen immer „Oberboden“ verwendet.

² In den Dokumenten der Stadt Freiburg wird der Unterboden als „Decklage“ bezeichnet. In dieser Abschlussarbeit wird stattdessen immer „Unterboden“ verwendet.

Für die Unterbodenübertragung wurde das Unterbodenmaterial aus Tiefen von 15 - 70 cm aus der Stadion-Baustelle gewonnen und auf dem Eichelbuck wieder aufgetragen (Abbildung 2).



Abbildung 2: Entfernung des Unterbodens auf der Stadion-Baustelle. Hierbei wurde der Boden des Magerrasens zwischen 15 und 70 cm Tiefen abgegraben. Foto: Anna Paulina Schmid.

So entstanden zwei verschiedene Bodentypen auf dem Eichelbuck:

1. Oberbodenflächen (ca. 15970 m²) (Joos 2019)³
2. Unterbodenflächen (ca. 2110 m²) (Joos 2019)³

Teile des Magerrasens wurden bereits im März 2018 auf den Eichelbuck übertragen, weitere Übertragungen erfolgten im Oktober 2018 und Dezember 2018. Der noch verbliebene Boden soll im Laufe des Jahres 2019 bzw. 2020 übertragen werden (siehe Appendix: Abbildung 20). In der folgenden Studie werden von diesen verschiedenen Bodentypen folgende drei untersucht:

³ Stand März 2019

1. Oberbodenflächen, die im März 2018 übertragen wurden (März-Oberboden)
2. Oberbodenflächen, die im Oktober 2018 übertragen wurden (Oktober-Oberboden)
3. Unterbodenflächen, die im Oktober 2018 übertragen wurden (Unterboden)

Als Referenzfläche für die Studie diente ein Gebiet innerhalb des Freiburger Flugplatzgeländes. Aufgrund der gleichen Bodencharakteristik und direkter Angrenzung zum übertragenen Magerrasen dient dieses Gebiet als geeignete Referenzfläche für die Studie. Bei der Offenlandkartierung Baden-Württembergs 1993 und 2012 und der Biotoptypenkartierung 2013 wurde auch dieses Gebiet dem Biototyp *bodensaurer Magerrasen* zugewiesen (Wattendorf 2019). Zudem grenzt der bodensaure Magerrasen des Flugplatzes direkt an den bodensauren Magerrasen, welcher in der Stadion Baustelle entfernt wurde (Karte siehe Appendix: Abbildung 21).

2.2. Experimentelles Design

2.2.1 Versuchsaufbau

Um untersuchen zu können, ob bodenüberdauernde Insekten durch die Übertragung von Bodenmaterial umgesiedelt werden, wurden auf dem Eichelbuck insgesamt 15 Emergenzfallen aufgestellt. Es wurden jeweils sechs Fallen auf den Oktober-Oberbodenflächen und sechs Fallen auf den Unterbodenflächen aufgestellt, um feststellen zu können, ob Insekten besser durch Ober- oder Unterbodenübertragung umgesiedelt werden konnten. Um zu prüfen, ob Insekten die neu entwickelten Flächen als Nistplätze annehmen, wurden drei weitere Fallen auf den März-Oberbodenflächen aufgestellt. Für die Bodentypen Oktober-Oberboden und Unterboden standen jeweils drei verschiedene Flächen zur Verfügung, somit wurden jeweils zwei Emergenzfallen pro Fläche aufgestellt. Für den Bodentyp März-Oberboden stand nur eine Fläche zur Verfügung, so wurden alle drei Fallen auf derselben Fläche gestellt (Abbildung 3, Appendix: Abbildung 20).



Abbildung 3: Emergenzfallen auf den verschiedenen Bodentypen des Eichelbucks. Die Fläche, die mit Gras bewachsen ist, ist die März-Oberbodenfläche. Die Flächen, auf denen der Boden dunkler erscheint sind die Oktober-Oberbodenflächen. Die Flächen mit hellem Boden sind die Unterbodenflächen. Je Fläche (Oktober-Oberboden und Unterboden) sind zwei Emergenzfallen aufgebaut. Vom Bodentyp Oktober-Oberboden und Unterboden gab es jeweils drei Flächen auf denen jeweils zwei Emergenzfallen aufgebaut wurden. Vom Bodentyp März-Oberboden gab es eine Fläche auf der drei Fallen aufgebaut wurden (hier nicht deutlich zu erkennen). Foto: Anne-Christine Mupepele.

Am Eichelbuck wurden die Fallen am westlichen Oberhang (Neigung etwa 33% (Mette-Christ 2017)) aufgestellt. Die Fallen hatten einen Mindestabstand von vier Metern zueinander und von zwei Metern zu den Entgasungsstationen der Deponie. Um Randeffekte zu vermeiden wurden die Fallen mindestens zwei Meter vom jeweiligen Flächenrand entfernt aufgestellt.

Auf der Referenzfläche auf dem Flugplatzgelände wurden sechs Emergenzfallen im mittleren Teil des Flughafengeländes westlich der Landebahn (etwa zwei Meter neben den Flughafenzaun) aufgestellt (Appendix: Abbildung 21). Alle Fallen hatten jeweils einen Mindestabstand von fünf Metern zueinander.

2.2.2 Bau der Emergenzfallen

Insgesamt wurden 21 Emergenzfallen gebaut. Hierfür wurden jeweils vier Dachlatten so zu einem Rechteck verschraubt, dass sich eine Grundfläche von 1,50 m auf 1,50 m (2,25 m²) bildete. Mit einer Dachlatte, die circa 60 cm aus dem Boden ragte, wurde ein pyramidenförmiges Netz, mit einem am Scheitelpunkt eingeklebten Trichter, über den Rahmen gespannt (Abbildung 4).



Abbildung 4: Aufbau einer Emergenzfalle. Das Grundgerüst ist ein rechteckiges Dachlattengerüst. Eine Dachlatte, die im Boden befestigt wurde, spannt das Netz über dem Grundgerüst auf. Zur Festigung wurden Stützbalken eingebaut. Die Falle wird durch eine Plane, die mit Kies und Sand befüllt ist, befestigt. Die Plane gleicht Unebenheiten zwischen dem Boden und dem Grundgerüst aus, sodass keine Tiere austreten können. Foto: Anne-Christine Mupepele.

Für das pyramidenförmige Netz wurden drei verschiedene Netzteile mit der Maschengröße 1 X 1 mm ausgeschnitten. Die genauen Abmessungen sind in Abbildung 5 dargestellt. Jedes Netzteil wurde mit 5 – 10 cm Nahtzugabe geschnitten, damit das Netz ohne Überspannung an dem Rahmen aus Dachlatten befestigt werden konnte.

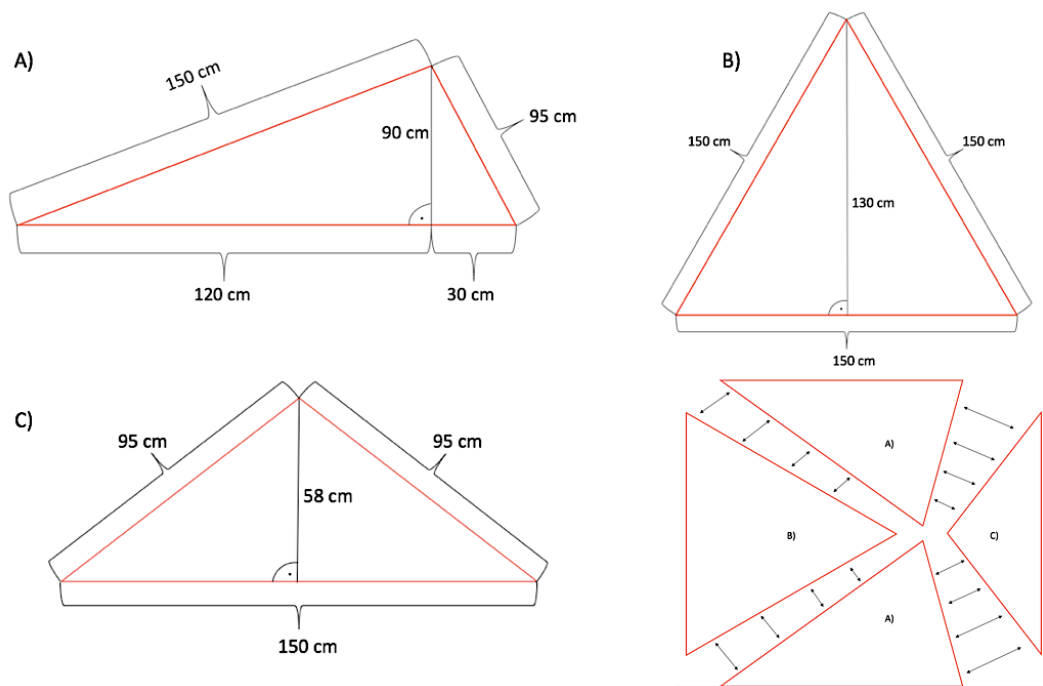


Abbildung 5: Abmessungen der einzelnen Netzeinzelteile. Unten rechts: Nahtstellen der einzelnen Netzteile.

Die einzelnen Netzteile wurden wie in Abbildung 5 dargestellt vernäht. In die Seite A des Netzes wurde ein 40 - 50 cm langer Reisverschluss eingenäht, um eine Leerung des Tötungsbehälters zu ermöglichen. An der Spitze der Netzpyramide wurde ein Trichter (Durchmesser etwa 24 cm) mit Heißkleber eingeklebt (Abbildung 6), dessen Ende mit einem durchsichtigen Plastikstück verschlossen wurde, um das Austreten von Insekten zu verhindern. Der Trichter wurde mit der im Boden befestigten Dachlatte verschraubt. Für zusätzlichen Halt wurde diese tragende Dachlatte mit zwei weiteren Dachlatten gestützt. Die Fallenkanten wurden mit einer Plane, die mit Schotter und Sand befüllt war, gesichert. Dies verhinderte, dass Insekten ein- oder austreten konnten. Zusätzlich bot sie der Falle Schutz vor starkem Wind (Abbildung 4).



Abbildung 6: Aufbau Netz, Trichter und Tötungsbehälter. Die Dachlatte, die das Netz aufspannte, wurde am Trichter befestigt.
Foto: Anne-Christine Mupepele.

Jede Falle enthielt an ihrem Scheitelpunkt ein Tötungsbehältnis (1-Liter Joghurtbecher, weiß, Durchmesser etwa 12,5 cm), welches mit 300 ml gesättigter NaCl-Lösung und einem Tropfen Spülmittel befüllt war. Alle aus dem Boden schlüpfenden Insekten sollten durch die Kollision mit dem Dach der Falle in dieses Tötungsbehältnis fallen. Das Behältnis wurde alle 7 Tage über einen Gesamtzeitraum von insgesamt 14 Wochen (23.03.2019 – 25.06.2019) geleert. An Tagen, an denen die Tötungsbehälter gewechselt wurden, wurden die Proben in Transportbehälter umgefüllt und die Tötungsbehälter mit neuer gesättigter NaCl-Lösung und Spülmittel befüllt. Im Labor wurden die Proben mit vollentsalztem Wasser, 25%, 50% und 75% Ethanol gewaschen und anschließend in 75% Ethanol gelagert. Mit einem Binokular wurden die gefangenen Insekten nach Ordnungen sortiert. Hierfür wurde Schaefer (2017) verwendet. Bienen (*Apidae*) wurden bis auf Artniveau bestimmt, hierfür wurde Schmid-Egger und Scheuchl (1997), Amiet et al. (2010) und Amiet (1996) verwendet.

2.3. Aufnahme der Bienendiversität

Zusätzlich wurden Bienen in den zwei Untersuchungsgebieten mit einem Streifkescher gefangen. So sollte die Bienendiversität aller vor Ort fliegenden Bienen und die Bienenartengemeinschaften des Eichelbucks und der Referenzfläche Flugplatz verglichen werden. Hierbei wurde nicht zwischen den verschiedenen Bodentypen auf dem Eichelbuck unterschieden. Auf dem Eichelbuck wurde der gesamte obere Hangabschnitt beprobt, auf der Referenzfläche Flugplatz wurden Bienen entlang des Zauns (bis 7 Meter Richtung Landebahn) gefangen. Die Probenahme erfolgte bei für Bienen geeigneten Witterungsbedingungen (mindestens 15 °C, geringer Wind, kein Regen und trockene Vegetation) von Ende April bis Ende Juni. Bienen wurden in fünf Begehungen im Jahr 2019 am 24. April, 7. Mai, 17. Mai, 3. Juni und 17. Juni erfasst. Entsprechend der Empfehlungen von Westphal et al. (2008), wurden die Bienen durch variable, 30-minütige Transektbegehungen erfasst. Hierbei war die Beprobung nicht auf feste Transektlinien beschränkt, sondern alle für Bienen relevanten Blüten wurden auf den Probeflächen während eines 30-minütigen Beobachtungszeitraums abgesucht. Um das tägliche Muster der Bienenaktivität zu berücksichtigen, wurden die 30-minütigen Transektbegehungen jeweils vormittags (zwischen 9.30 Uhr und 12 Uhr) und nachmittags (zwischen 12 Uhr und 17 Uhr) an dem Tag der Erfassung durchgeführt. Somit wurden die Probeflächen an den Tagen der Erfassung jeweils eine Stunde beprobt.

Nur wenige Bienenarten ließen sich ohne Fang sicher bestimmen, daher wurden fast alle mit dem Kescher gefangenen Tiere, mitgenommen präpariert und mit Hilfe eines Binokulars bestimmt. Als Bestimmungsliteratur wurden Scheuchl (2000, 2006), Schmid-Egger und Scheuchl (1997), Amiet (1996), Amiet et al. (2010), Amiet, Müller und Neumeyer (1999) und Amiet et al. (2001, 2004, 2007) verwendet.

2.4. Aufnahme des Nahrungsangebots für Bienen

Die blühenden Pflanzen auf den Probeflächen wurden zwischen April und Juni einmal im Monat kartiert (11.04.2019, 07.05.2019 und 03.06.2019). Hierbei wurden festgelegte Transekte von 10 Meter Länge abgegangen. Jeweils 1 Meter links und rechts der

Transektlinie wurden alle zu den jeweiligen Zeitpunkten blühenden Pflanzenarten aufgenommen. Um das Nahrungsangebot für Bienen quantitativ besser abschätzen zu können, wurde die Anzahl an Blütenstengeln sowie die durchschnittliche Blütenanzahl pro Blütenstängel notiert. Die durchschnittliche Blütenanzahl pro Pflanzenart wurde anhand von 10 verschiedenen Blütenstengeln errechnet.

Es wurden jeweils drei Transekte auf dem Unterboden, den März-Oberbodenflächen und den Oktober-Oberbodenflächen auf dem Eichelbuck aufgenommen. Die Transekte am Eichelbuck begannen je einen Meter rechts von den Fallen und verliefen 10 Meter hangabwärts. Um das Blühangebot des Eichelbucks besser abschätzen zu können, wurden zusätzlich Pflanzenarten an einer naheliegenden Böschung und auf der Unterbodenfläche vom März 2018 aufgenommen. Auf den Referenzflächen am Flughafen wurden neun Transekte aufgenommen. Die Transekte am Flugplatz verliefen jeweils parallel zu dem Zaun des Flugplatzes. Für die Bestimmung der Pflanzenarten wurde Schmeil-Fitschen: Flora von Deutschland und angrenzender Länder (Seybold 2009) verwendet.

2.5. Statistische Auswertung

Die statistische Auswertung wurde in R 3.6.0 (R Core Team 2017) durchgeführt, dafür wurden die Pakete *vegan* (Oksanen et al. 2019), *bipartite* (Dormann et al. 2019) und *dunn.test* (Alecis Dinno basierend auf Dunn 1961) verwendet. Als Bearbeitungsoberfläche wurde RStudio genutzt (RStudio Team 2015).

Für die Auswertung der Daten der Emergenzfallen wurden die Daten jeder einzelnen Falle über den gesamten Beprobungszeitraum aggregiert. Die Daten der ersten Fallenleerung (25.03.19) wurden hierbei nicht berücksichtigt. Da insgesamt nur vier Bienen mit den Emergenzfallen gefangen worden sind, wurden diese Daten nicht statistisch, sondern nur deskriptiv ausgewertet. In der folgenden statistischen Auswertung der Emergenzfallendaten soll die Abhängigkeit der Abundanzen der Insektenordnungen (Hymenoptera, Hemiptera, Coleoptera, Diptera und Lepidoptera) von den vier unterschiedlichen Bodentypen (März-Oberboden, Oktober-Oberboden, Unterboden, Referenz) untersucht werden. In der Ordnung der Hemiptera wurden Pflanzenläuse von den Daten ausgeschlossen.

Zunächst wurden die Daten mittels diagnostischer Plots auf Varianzhomogenität und auf die Normalverteilung der Residuen geprüft (Dormann 2017; Chambers & Hastie 1992; Wilkinson & Rogers 1973). Für alle Ordnungen waren die Varianzen nicht eindeutig homogen und die Residuen nicht eindeutig normalverteilt. Bei einigen Ordnungen waren die Voraussetzungen für eine Normalverteilung zwar eher erfüllt, jedoch sollte für den Datensatz ein gleichbleibender Test angewandt werden. Daher wurde eine nicht-parametrische Variante einer ANOVA (analysis of variance) - der Kruskal-Wallis-Test - durchgeführt (Handl & Kuhlenkasper 2017; Dormann 2017), um zu prüfen, ob der Bodentyp einen signifikanten Einfluss auf die Abundanzen der jeweiligen Ordnung hat. Mittels des Kruskal-Wallis-Test wurden die Daten zunächst Rang-transformiert und anschließend mit einer ANOVA ausgewertet (Dormann 2017). Bei einem signifikanten Ergebnis wurde anschließend der Dunn-Test als *post-hoc*-Test durchgeführt (A. Dinno) und danach die Bonferroni Korrektur angewandt, um den p-Wert auf die Anzahl der Vergleiche (sechs) zu korrigieren (Dunn 1961).

In der vorliegenden Arbeit wird bei einer signifikanten Verminderung der Insektenabundanzen durch die Bodenübertragung (p-Wert < 0,05; d.h. Ablehnung der H_0 Hypothese: Es gibt keinen Unterschied in den Abundanzen der jeweiligen Insektenordnung zwischen der Referenzfläche und dem jeweiligen Bodentyp) von einer erfolglosen Umsiedlung gesprochen. Bei p-Werten zwischen 0,05 und 0,95 (5% - 95%) wird die Umsiedlung zwar als nicht erfolgreich bewertet, *aber* eine erfolgreiche Umsiedlung ist nicht auszuschließen. Liegt der p-Wert über 0,95 (95%) wird von einer erfolgreichen Umsiedlung gesprochen.

Für den visuellen Vergleich der Abundanzen der einzelnen Ordnungen in Abhängigkeit des Bodentyps, wurden Verlaufsdiagramme gegen die Zeit und für den jeweiligen Bodentyp erstellt. Hierfür wurden die Daten der Emergenzfallen nicht mehr über den Beprobungszeitraum aggregiert, sondern wurden nach jeweiligem Bodentyp unterteilt. Mithilfe einer lokalen Regression (Glättungsgrad: 0,8), wurden Kurven an die Streudiagramme der Abundanzen der Ordnung angepasst (Ripley basierend auf Cleveland, Grosse & Shyu 1992).

Bei den Daten der blühenden Pflanzen, wurde statistisch untersucht, ob ein Unterschied sowohl in der Pflanzendiversität wie auch in den Blütenabundanzen zwischen den vier untersuchten Bodentypen besteht. Außerdem wurde untersucht, ob es einen

Unterschied in der Pflanzendiversität und der Blütenabundanzen zwischen den jeweiligen Aufnahmezeitpunkten gab. Auch die Daten der Blühpflanzen wurden mittels diagnostischer Plots auf Varianzhomogenität und auf die Normalverteilung der Residuen geprüft (Dormann 2017; Chambers & Hastie 1992; Wilkinson & Rogers 1973). Für die Pflanzendiversität waren die Voraussetzungen für eine Normalverteilung erfüllt, während für die Blütenabundanzen die Varianzen nicht eindeutig homogen und die Residuen nicht eindeutig normalverteilt waren. Um innerhalb des Datensatzes mit einem gleichbleibenden Test zu arbeiten, wurde dennoch für beide Antwortvariablen eine zweifache Varianzanalyse (*two-way-ANOVA*) durchgeführt (Chambers & Hastie 1992). Die Prädiktoren der jeweiligen Antwortvariablen (Pflanzendiversität bzw. Blütenabundanzen) sind der Bodentyp und das Aufnahmedatum. Bei einem signifikanten Ergebnis wurde als *post-hoc*-Test der Tukey's Honest Significant Difference Test (Tukey's HSD) durchgeführt (Miller 1981). Zur visuellen Darstellung wurde die y-Achse des Diagrammes der Blütenabundanzen logarithmisch dargestellt. Hierbei wurden alle Werte mit 1 summiert, damit keine Null-Werte vorhanden sind.

Die Daten, der mit dem Streifkescher gefangenen Bienen, wurden zunächst auf die Effizienz der Probenahme hin untersucht. Hierfür wurde die maximale Anzahl der zu erwarteten Arten extrapoliert (O'Hara und Oksanen basierend auf Chao 1987), wobei mehrere gängige Methoden zur Schätzung der maximalen Artenanzahl verwendet wurden (Chao, Jackknife1, Jackknife2 und Bootstrap). Die Akkumulationskurven wurden berechnet und zur Visualisierung in einem Schaubild gegen den Probenahmearaufwand aufgetragen (Kindt & Oksanen basierend auf Chiarucci et al. 2008).

Des Weiteren wurden zweiseitige Bestäuber-Netzwerke visualisiert (Dormann et al. 2019). Je Untersuchungsgebiet und Aufnahmedatum wurde ein Bestäuber-Netzwerk generiert. Hierfür wurden jeweils nur weibliche Bienen, die auf Blüten gefunden wurden, verwendet. Für jedes Netzwerk wurde der Generalitätsindex (*generality index*) berechnet, welcher die durchschnittliche Anzahl an besuchten Blütenarten (niedriges trophisches Level) pro Bienenart (höheres trophisches Level) beschreibt (Dormann et al. 2009). Die Indizes eines Standortes (Eichelbuck und Flugplatz) wurden mittels eines Shapiro-Wilk-Testes auf ihre Normalverteilung geprüft (Royston 1982). Im Anschluss wurde ein t-Test durchgeführt, um herauszufinden, ob ein signifikanter Unterschied zwischen den Generalitätsindizes der beiden Standorte besteht.

Um eine Ordination der Ähnlichkeiten der Bienenartengemeinschaften des Eichelbuchs und des Flugplatzes abbilden zu können, wurde eine nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) durchgeführt (Oksanen basierend auf Kruskal 1964). Pro Untersuchungsgebiet wurden die Daten nach den Fangzeitpunkten unterteilt, sodass in NMDS Ordination je fünf Artengemeinschaften pro Untersuchungsgebiet dargestellt wurden. Zur graphischen Darstellung wurden 95%-Konfidenz Ellipsen hinzugefügt. Als Distanzmaß wurde der Morisita-Horn Index verwendet, da dieser relativ unabhängig vom Stichprobenumfang ist (Wolda 1981). Um die Anpassungsgüte der NMDS zu testen wurde ein Shepard Diagramm erstellt. Die Unterschiede der in der NMDS abgebildeten Bienenartengemeinschaften wurden statistisch getestet, indem eine Analyse der Unähnlichkeiten nach Anderson (2001) durchgeführt wurde.

3. Ergebnisse

3.1. Ergebnisse der Bodenübertragung: Insekten

Mittels Emergenzfallen konnten in dem Zeitraum vom 02.04.2019 - 25.06.2019 insgesamt 9692 Tiere gefangen werden. Davon wurden 7728 Tiere der Klasse der Insekten (*Insecta*) zugeordnet, alle anderen 1964 Tiere (20,3 %) wurden der Gruppierung „Andere“ zugeordnet. Letztere wurden in der Auswertung nicht berücksichtigt (siehe Tabelle 1). Die gefangenen Insekten stammten aus neun verschiedenen Insektenordnungen (Coleoptera, Dermaptera, Diptera, Hemiptera, Hymenoptera, Lepidoptera, Neuroptera, Thysanoptera, Orthoptera). Die erste Fallenleerung am 23.03.2019 wurde nicht berücksichtigt. Damit konnte sichergestellt werden, dass alle gefangenen Individuen aus dem Boden geschlüpft sind und sich nicht bereits beim Aufstellen der Fallen auf der Bodenoberfläche befunden haben.

Tabelle 1: Anzahl an Individuen per Ordnung, die mit den Emergenzfallen in dem Fangzeitraum vom 02.04.2019-25.06.2019 gefangen wurden.

Ordnungen	Gefangene Individuen	Relativer Anteil
Coleoptera	1041	10,7 %
Dermaptera	8	0,08 %
Diptera	4995	51,5 %
Hemiptera	592	6,1 %
Hymenoptera	618	6,4 %
Lepidoptera	398	4,1 %
Neuroptera	4	0,04 %
Thysanoptera	48	0,5 %
Orthoptera	24	0,25 %
„Andere“	1964	20,3 %

In der folgenden Auswertung wurden nur die folgenden fünf Insektenordnungen Hymenoptera, Coleoptera, Hemiptera (ohne *Sternorrhyncha*), Diptera und Lepidoptera statistisch betrachtet. Die Daten zeigen, dass bei allen Insektenordnungen die Abundanz auf mindestens einem der Bodentypen im Vergleich zu den Referenzflächen nicht signifikant vermindert waren. Die Hymenopteren und Coleopteren A-

bundanzen waren auf allen übertragenen Bodentypen im Vergleich zu den Referenzflächen nicht signifikant vermindert. Die Abundanzen der Ordnungen der Dipteren, Hemipteren und Lepidopteren waren lediglich durch eine Übertragung von Oberbodenmaterial nicht signifikant vermindert. Bei der Übertragung von Unterbodenmaterial war die Verminderung der Abundanzen im Vergleich zu den Referenzflächen jedoch signifikant.

3.1.1 Hymenoptera

Durch die 13 Leerungen der Emergenzfallen wurden insgesamt 618 Hymenopteren gefangen, was einem relativen Anteil von 6,4 % aller gefangenen Tiere entsprach. Es ergab sich kein signifikanter Unterschied zwischen den Abundanzen auf der Referenzfläche und den Abundanzen auf den übertragenen Flächen (Tabelle 2). Somit wurde weder durch die Übertragung des Oberbodens noch durch die Übertragung des Unterbodens die Anzahl an schlüpfenden Hymenopteren signifikant vermindert. Auch zwischen den Bodentypen Oberboden und Unterboden, die beide im Oktober 2018 übertragen worden sind, zeigten sich keine signifikanten Unterschiede zwischen den Abundanzen an Hymenopteren. Am höchsten waren die Abundanzen an schlüpfenden Hymenopteren auf den März-Oberbodenflächen (Abbildung 7). Der Dunn-Test zeigte auch, dass im Vergleich zu den Oktober-Oberbodenflächen (Z-Wert: 2,71, p-Wert: 0,02) und den Unterbodenflächen (Z-Wert: -2,93, p-Wert 0,01) signifikant mehr Hymenopteren aus den März-Oberbodenflächen schlüpften.

*Tabelle 2: Ergebnisse des Dunn-Tests: Abhängigkeit der Abundanzen der Hymenopteren von dem Bodentyp. Es wird der Z-Wert und der p-Wert (in Klammern) angegeben. Signifikante p-Werte sind mit * gekennzeichnet.*

Bodentyp	Referenz	Oberboden Okt 18	Unterboden Okt 18
Oberboden Okt 18	2,05 (0,12)		
Unterboden Okt 18	-2,33 (0,06)	-0,28 (1,00)	
Oberboden Mrz 18	-1,03 (0,91)	2,71 (0,02*)	-2,93 (0,01*)

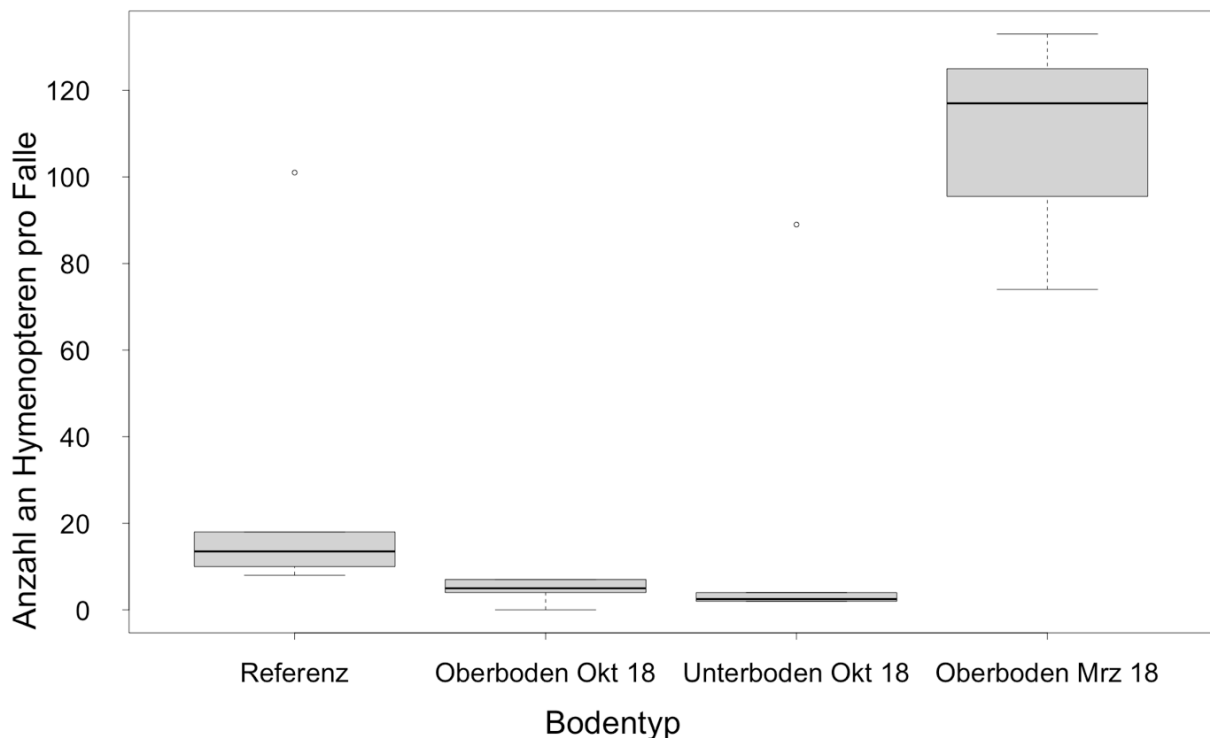


Abbildung 7: Boxplot der Anzahl an Hymenopteren pro Falle (summiert über den gesamten Fangzeitraum: 02.04.2019 - 25.06.2019) in Abhängigkeit der vier Bodentypen: Unterboden (Übertragung von Magerrasenunterboden im Oktober 2018), Referenz (Magerrasen am Flugplatz - keine Übertragung), Oberboden Mrz (Übertragung des Magerrasenoberbodens im März 2018) und Oberboden Okt (Übertragung des Magerrasenoberbodens im Oktober 2018). Für Referenz, Oberboden Okt 18 und Unterboden Okt 18 jeweils sechs Replikate und für die Oberboden Mrz 18 drei Replikate.

3.1.2 Coleoptera

In dem Probenahmezeitraum vom 02.04.2019 - 25.06.2019 wurden insgesamt 1041 Coleopteren gefangen, was einem relativen Anteil von 10,7 % an allen gefangenen Tieren entspricht. Wie auch bei den Hymenopteren wurde kein signifikanter Unterschied zwischen den Abundanzen auf der Referenzfläche und den Abundanzen auf den übertragenen Flächen gefunden (Tabelle 3). Dies zeigt, dass auch bei den Coleopteren weder durch die Übertragung des Oberbodens noch durch die Übertragung des Unterbodens die Anzahl an schlüpfenden Individuen signifikant vermindert wurde. Obwohl die März-Oberbodenflächen deutlich höhere Abundanzen an Coleopteren im Vergleich zu allen anderen Bodentypen aufwiesen (Abbildung 8), besteht nur ein signifikanter Unterschied zu den Unterbodenflächen (Z-Wert: -2,97, p-Wert: 0,0091).

Tabelle 3: Ergebnisse des Dunn-Tests: Abhängigkeit der Abundanzen der Coleopteren von dem Bodentyp. Es wird der Z-Wert und der p-Wert (in Klammern) angegeben. Signifikante p-Werte sind mit * gekennzeichnet.

Bodentyp	Referenz	Oberboden Okt 18	Unterboden Okt 18
Oberboden Okt 18	0,00 (1,00)		
Unterboden Okt 18	-1,05 (0,88)	-1,05 (0,88)	
Oberboden Mrz 18	-2,11 (0,11)	2,11 (0,11)	-2,97 (9,1 e-03*)

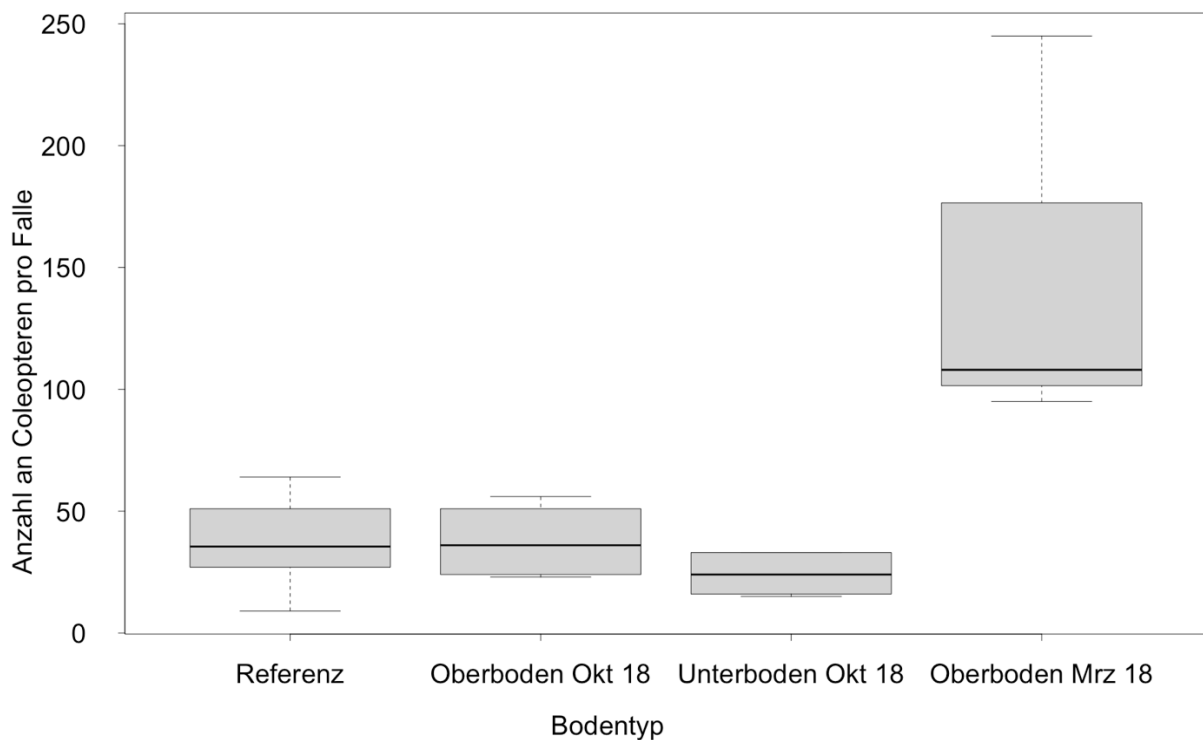


Abbildung 8: Boxplot der Anzahl an Coleopteren pro Falle (summiert über den gesamten Fangzeitraum: 02.04.2019 - 25.06.2019) in Abhängigkeit der vier Bodentypen: Unterboden (Übertragung von Magerrasenunterboden im Oktober 2018), Referenz (Magerrasen am Flugplatz - keine Übertragung), Oberboden Mrz (Übertragung des Magerrasenoberbodens im März 2018) und Oberboden Okt (Übertragung des Magerrasenoberbodens im Oktober 2018). Für Referenz, Oberboden Okt 18 und Unterboden Okt 18 jeweils sechs Replikate und für die Oberboden Mrz 18 drei Replikate.

3.1.3 Diptera

Es wurden insgesamt 4995 Dipteren über den gesamten Probezeitraum gefangen. Daher repräsentieren die Dipteren den größten Anteil aller mit Emergenzfallen gefangenen Tiere (51,5 %). Für die Dipteren wurde ein signifikanter Unterschied zwischen den Abundanzen auf der Referenzfläche und den Abundanzen auf den übertragenen Flächen gefunden. Mit einem p-Wert von 0,01 (Z-Wert: -2,89) waren die Abundanzen an schlüpfenden Dipteren aus den Unterbodenflächen signifikant geringer als die der Referenzflächen (Tabelle 4). Auf dem Oberboden war eine solche signifikante Verminderung nicht zu beobachten. Wie auch bei den Hymenopteren und Coleopteren waren die Abundanzen an Dipteren auf den im März übertragenen Oberbodenflächen am höchsten (Abbildung 9). Der Unterschied in den Abundanzen zwischen den März-Oberbodenflächen und den anderen Bodentypen war nur für den Unterboden signifikant (Z-Wert: -3,76, p-Wert: 5,0 e-04). Keine signifikanten Unterschiede in den Abundanzen ergaben sich für die Oktober-Oberbodenflächen und die Referenzflächen im Vergleich zu den März-Oberbodenflächen.

*Tabelle 4: Ergebnisse des Dunn-Tests: Abhängigkeit der Abundanzen der Dipteren von dem Bodentyp. Es wird der Z-Wert und der p-Wert (in Klammern) angegeben. Signifikante p-Werte sind mit * gekennzeichnet.*

Bodentyp	Referenz	Oberboden Okt 18	Unterboden Okt 18
Oberboden Okt 18	0,75 (1,00)		
Unterboden Okt 18	-2,89 (0,01*)	-2,14 (0,10)	
Oberboden Mrz 18	-1,41 (0,48)	2,01 (0,13)	-3,76 (5,0 e-04*)



Abbildung 9: Boxplot der Anzahl an Dipteren pro Falle (summiert über den gesamten Fangzeitraum: 02.04.2019 - 25.06.2019) in Abhängigkeit der vier Bodentypen: Unterboden (Übertragung von Magerrasenunterboden im Oktober 2018), Referenz (Magerrasen am Flugplatz - keine Übertragung), Oberboden Mrz (Übertragung des Magerrasenoberbodens im März 2018) und Oberboden Okt (Übertragung des Magerrasenoberbodens im Oktober 2018). Für Referenz, Oberboden Okt 18 und Unterboden Okt 18 jeweils sechs Replikate und für die Oberboden Mrz 18 drei Replikate.

3.1.4 Lepidoptera

4,1 % aller mit den Emergenzfallen gefangenen Individuen gehörten zu der Ordnung der Lepidopteren (398 Individuen). Für die Lepidopteren wurde ein signifikanter Unterschied zwischen den Abundanzen auf der Referenzfläche und den Abundanzen auf den übertragenen Flächen gefunden. Mit einem p-Wert von $1,9e-03$ (Z-wert-3,42) waren die Abundanzen an schlüpfenden Lepidopteren aus dem Unterboden signifikant geringer als aus der Referenzfläche (Tabelle 5). Auch Abbildung 10 zeigt, dass auf den Unterbodenflächen kaum Lepidopteren gefangen werden konnten. Auf dem Oberboden war eine solche signifikante Verminderung der Lepidopterenabundanzen nicht zu beobachten.

Tabelle 5: Ergebnisse des Dunn-Tests: Abhängigkeit der Abundanzen der Lepidopteren von dem Bodentyp. Es wird der Z-Wert und der p-Wert (in Klammern) angegeben. Signifikante p-Werte sind mit * gekennzeichnet.

Bodentyp	Referenz	Oberboden Okt 18	Unterboden Okt 18
Oberboden Okt 18	1,45 (0,44)		
Unterboden Okt 18	-3,42 (1,9e-03*)	-1,97 (0,15)	
Oberboden Mrz 18	-0,46 (1,01)	1,65(0,30)	-3,25 (3,3e-03*)

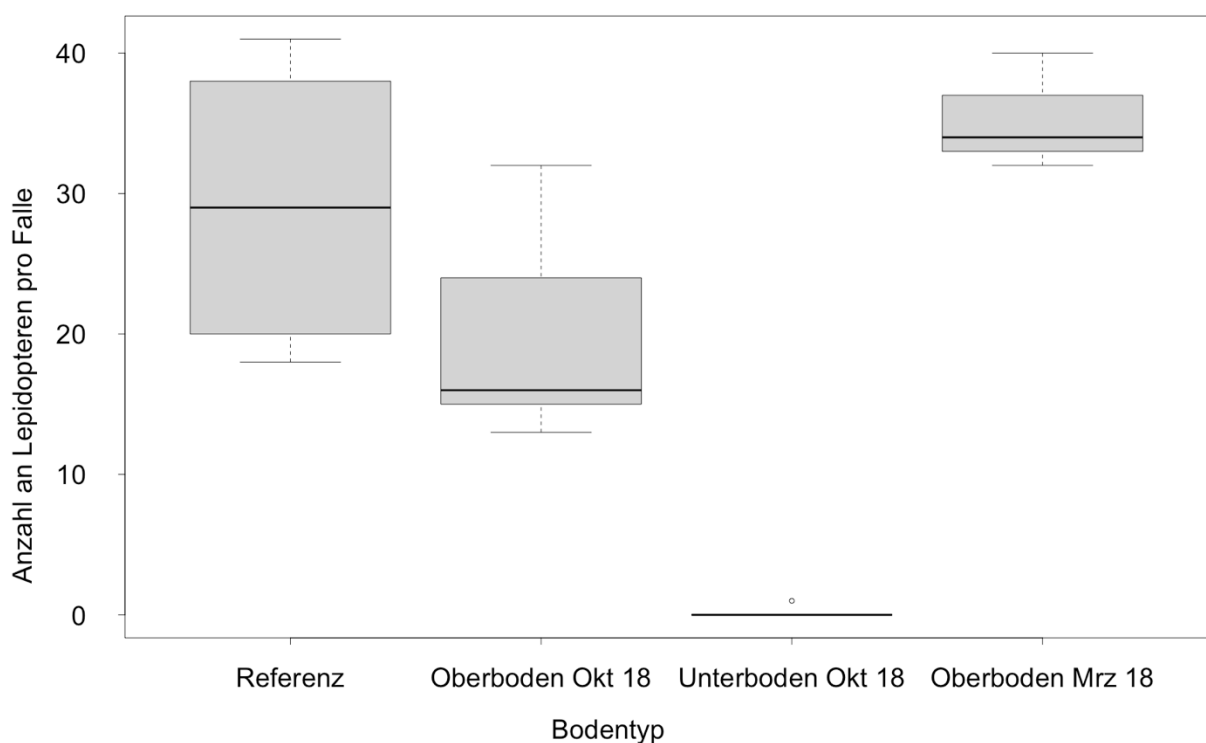


Abbildung 10: Boxplot der Anzahl an Lepidopteren pro Falle (summiert über den gesamten Fangzeitraum: 02.04.2019 - 25.06.2019) in Abhängigkeit der vier Bodentypen: Unterboden (Übertragung von Magerrasenunterboden im Oktober 2018), Referenz (Magerrasen am Flugplatz - keine Übertragung), Oberboden Mrz (Übertragung des Magerrasenoberbodens im März 2018) und Oberboden Okt (Übertragung des Magerrasenoberbodens im Oktober 2018). Für Referenz, Oberboden Okt 18 und Unterboden Okt 18 jeweils sechs Replikate und für die Oberboden Mrz 18 drei Replikate.

3.1.5 Hemiptera

Die 592 gefangenen Individuen aus der Ordnung Hemiptera, entsprachen 6,1 % aller mit den Emergenzfallen gefangenen Tiere. Die Abundanzen der Hemipteren auf den Referenzflächen waren deutlich höher als die Abundanzen auf den Oktober-Oberbodenflächen und den Unterbodenflächen (Abbildung 11). Mit einem p-Wert von 0,001 (Z-Wert: -3,60) waren die Abundanzen an schlüpfenden Hemipteren aus den Unterbodenflächen signifikant geringer als die Abundanzen der Referenzflächen (Tabelle 6). Durch die Oberbodenübertragung wurde die Anzahl an schlüpfenden Hemipteren nicht signifikant vermindert. Die Unterschiede in den Abundanzen zwischen den März-Oberbodenflächen und den anderen Bodentypen waren nur für den Unterboden signifikant (Z-Wert: -3,11, p-Wert: 5,6e-03). Keine signifikanten Unterschiede in den Abundanzen ergaben sich für die Oberbodenflächen (Oktober 2018) und die Referenzflächen im Vergleich zu den März-Oberbodenflächen.

*Tabelle 6: Ergebnisse des Dunn-Tests: Abhängigkeit der Abundanzen der Hemipteren von dem Bodentyp. Es wird der Z-Wert und der p-Wert (in Klammern) angegeben. Signifikante p-Werte sind mit * gekennzeichnet.*

Bodentyp	Referenz	Oberboden Okt 18	Unterboden Okt 18
Oberboden Okt 18	2,15 (0,10)		
Unterboden Okt 18	-3,60 (1,0 e-03*)	-1,45 (0,445)	
Oberboden Mrz 18	-0,17 (1,00)	1,93 (0,16)	-3,11 (5,6 e-03*)

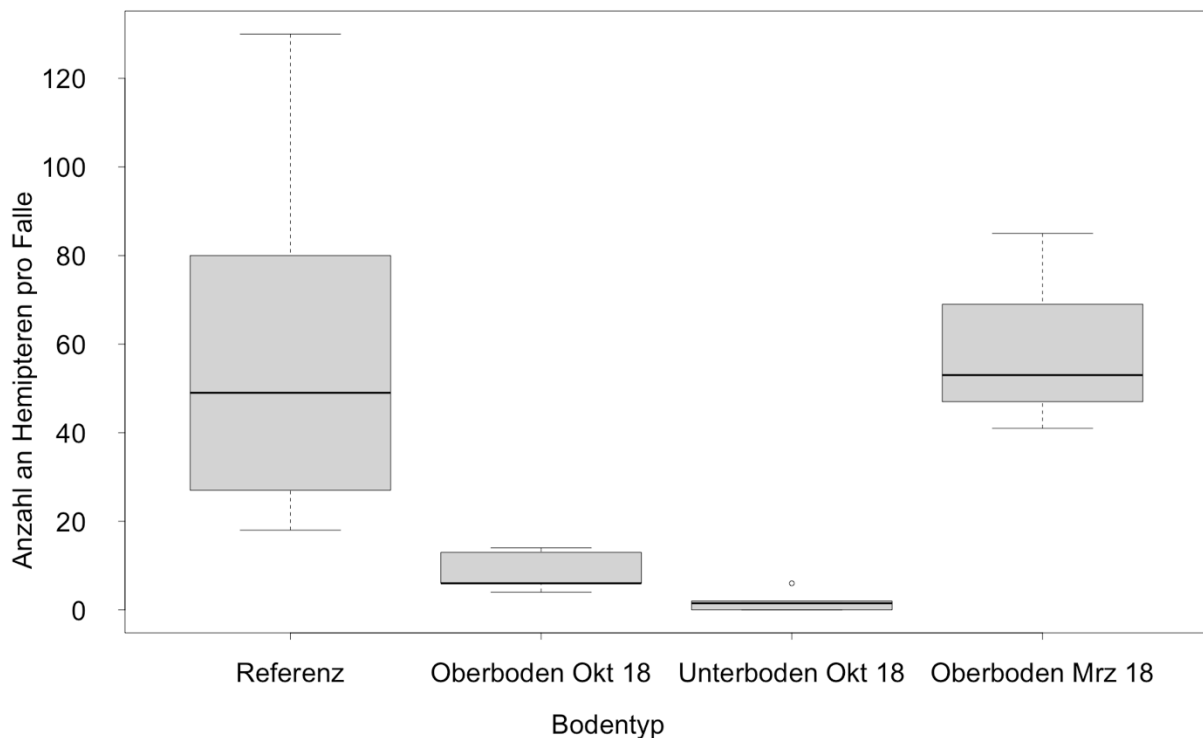


Abbildung 11: Boxplot der Anzahl an Hemipteren pro Falle (summiert über den gesamten Fangzeitraum: 02.04.2019 - 25.06.2019) in Abhängigkeit der vier Bodentypen: Unterboden (Übertragung von Magerrasenunterboden im Oktober 2018), Referenz (Magerrasen am Flugplatz - keine Übertragung), Oberboden Mrz (Übertragung des Magerrasenoberbodens im März 2018) und Oberboden Okt (Übertragung des Magerrasenoberbodens im Oktober 2018). Für Referenz, Oberboden Okt 18 und Unterboden Okt 18 jeweils sechs Replikate und für die Oberboden Mrz 18 drei Replikate.

3.1.6 Abundanzen der Insektenordnungen über die Zeit

Abbildung 12 zeigt die Veränderung der Abundanzen von Coleoptera, Hymenoptera, Hemiptera, Diptera und Lepidoptera über die Zeit (24.04.2019 - 25.06.2019). Bei einem Vergleich der vier verschiedenen Bodentypen in Abbildung 12, ist darauf zu achten, dass die y-Achsen den jeweiligen maximalen Abundanzen angepasst worden sind. Es ist zu erkennen, dass auf den Referenzflächen und auf den März-Oberbodenflächen die Dipteren über den gesamten Zeitraum die höchsten Abundanzen aufweisen. Wird nur die erste Hälfte des Zeitraums (Anfang April bis etwa Mitte Mai) betrachtet, waren die Abundanzen der Dipteren auch auf den Unterbodenflächen und den Oktober-Oberbodenflächen am höchsten. Ab Mitte Mai (Unterboden) bzw. Ende Mai (Oktober-Oberbodenflächen) wurden jedoch höhere Abundanzen an Coleopteren als an Dipteren

ren aufgenommen. Auf den Unterbodenflächen traten zudem ab Ende Mai hohe Abundanzen an Hymenopteren auf. Zum Ende der Aufnahmen wiesen sie die höchsten Abundanzen auf den Unterbodenflächen auf.

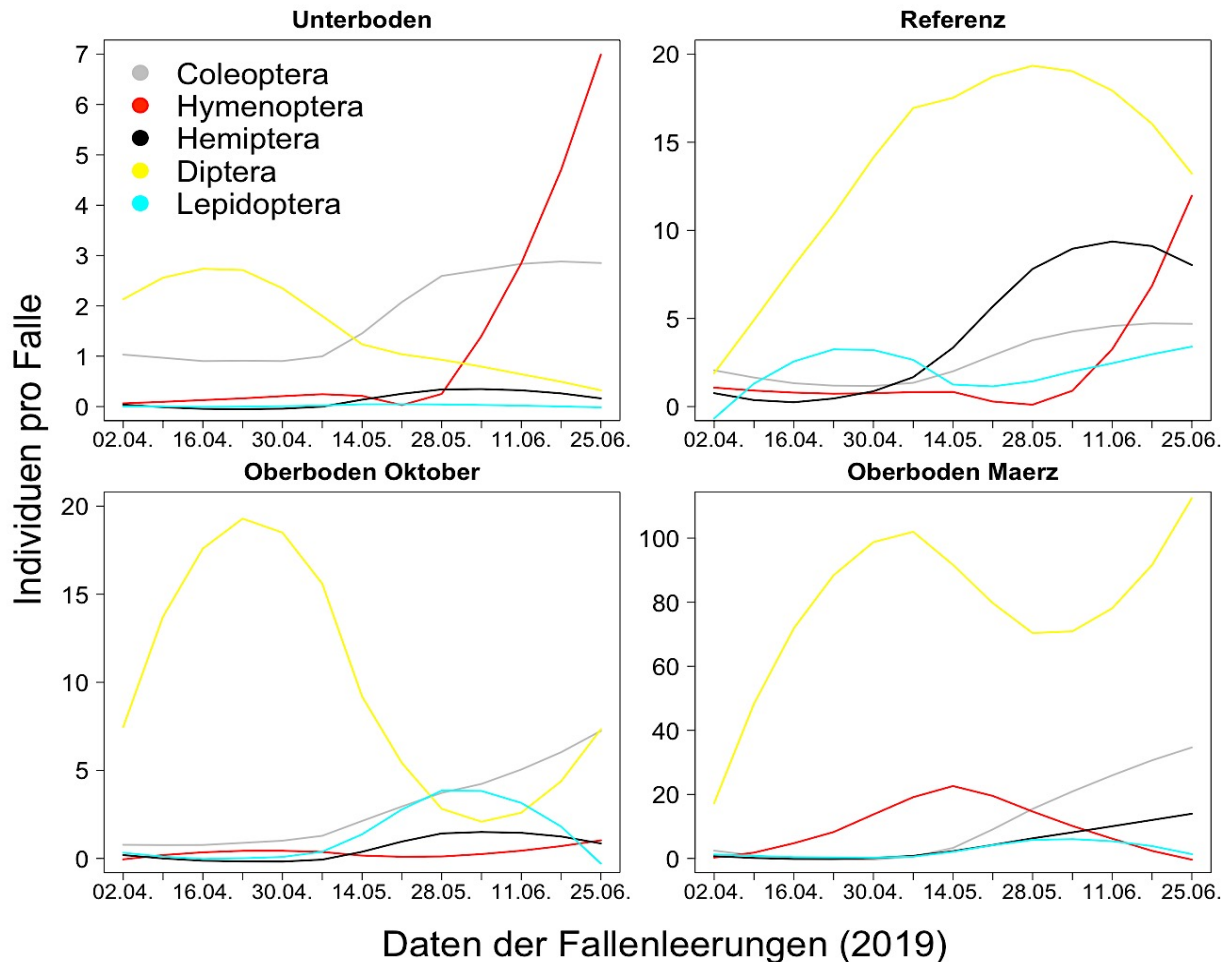


Abbildung 12: Durchschnittliche Anzahl an Individuen pro Falle in Abhängigkeit des Datums - dargestellt über die gesamte Zeitspanne der Probenahme (02.04.2019-25.06.2019). Die Fallen wurden alle sieben Tage geleert. Es wird in die vier Bodentypen unterschieden: Unterboden (Übertragung des Magerrasenunterbodens im Oktober 2018), Referenz (Magerrasen - keine Übertragung), Oktober-Oberboden (Übertragung des Magerrasenoberbodens im Oktober 18) und März-Oberboden (Übertragung des Magerrasenoberbodens im März 18). Die y-Achse ist dem jeweiligen Diagramm angepasst und stellt die durchschnittliche Anzahl an gefangenen Individuen pro Falle dar. Die x-Achse stellt die jeweiligen Daten der Fallenleerungen dar, alle Daten sind aus dem Jahr 2019. Coleoptera sind in Grau, Hymenoptera in Rot, Hemiptera in Schwarz, Diptera in Gelb und Lepidoptera in Cyan dargestellt. Für einen besseren visuellen Vergleich mit einer normierten y-Achse siehe Appendix Abbildung 23. Für eine Darstellung mit Standardfehler siehe Appendix Abbildung 22.

Das zeitliche Muster an schlüpfenden Individuen unterscheidet sich bei allen Insektenordnungen zwischen den verschiedenen Bodentypen (siehe Abbildung 12). Allein das Muster der Coleopteren verläuft gleichartig, hierbei erhöhten sich auf allen Bodentypen die Coleoptera Abundanzen ab Ende April. Vergleichbar ist auch der Verlauf der Abundanzen der Hemiptera auf den Referenzflächen, März- und Oktober-Oberbodenflächen. Ihre Abundanzen stiegen ab Anfang Mai an. Die Anstiege sind jedoch je nach Bodentyp verschieden stark, die höchsten Abundanzen wurden auf den März-Oberbodenflächen erreicht. Die zeitlichen Muster der Dipteren auf den verschiedenen Bodentypen haben alle gemein, dass sie mindestens einen deutlichen Peak aufweisen. Je nach Bodentyp fand der Peak jedoch zu einem anderen Zeitpunkt statt. Auf den Unterbodenflächen und Oktober-Oberbodenflächen wurde der Spitzenwert an Dipteren Ende April erreicht, auf der Referenzfläche erst Ende Mai. Auf den März-Oberbodenflächen wurde auch Ende April ein lokaler Spitzenwert erreicht, jedoch überstiegen ab Mitte Juni die Dipterenabundanzen, nach dem Erreichen eines Tiefpunktes, diesen lokalen Spitzenwert wieder. Auch auf den Oktober- Oberbodenflächen stiegen die Abundanzen der Dipteren wieder an und können gegebenenfalls sogar den ersten Peak übertreffen. Das Muster der Hymenopteren auf den Unterboden und Referenzflächen verläuft ähnlich. Nach einem Tiefpunkt der Abundanzen Ende Mai stiegen die Abundanzen stark an. Zum Ende der Aufnahmen kann noch keine Aussage über die Sättigung bzw. das Erreichen des Scheitelpunktes getroffen werden.

Ein Vergleich der vier verschiedenen Bodentypen zeigt, dass die Abundanzen aller Ordnungen auf den März-Oberbodenflächen höher sind als bei allen anderen Bodentypen (für einen besseren visuellen Vergleich siehe Appendix Abbildung 23: y-Achse normiert auf 110). Dies gilt besonders für die Dipteren. Auch die Hymenopteren zeigen auf den März-Oberbodenflächen höhere Abundanzen als auf allen anderen Bodentypen. Erst ab etwa Anfang Mai stiegen die Abundanzen an Coleopteren, Hemipteren und Lepidopteren auf den März-Oberbodenflächen. Ab diesem Zeitpunkt überstiegen ihre Abundanzen die der anderen Bodentypen.

3.2. Ergebnisse der Bodenübertragung: Bienen

3.2.1 Fangresultate der Emergenzfallen

Im gesamten Probezeitraum vom 02.04.2019 - 25.06.2019 wurden vier Bienen mit den Emergenzfallen gefangen (Abbildung 13). Auf den Referenzflächen am Flugplatz wurden zwei Bienen gefangen, beide von der Art *Andrena labiata* (Fabricius 1781). Ein Individuum war ein Weibchen und eines ein Männchen. Das Männchen wurde bei der Fallenleerung am 09.04.2019 und das Weibchen am 30.04.2019 in derselben Falle gefunden. Auf dem Eichelbuck konnte am 23.04.2019 auf den März-Oberbodenflächen eine Hummelkönigin der Art *Bombus terrestris* (Linnaeus 1758) gefangen werden. Auf den Unterbodenflächen des Eichelbucks wurde bei der Fallenleerung am 04.06.2019 ein weibliches Individuum der Art *Lasioglossum laticeps* (Schenck 1868) gefunden. Auf den Oktober-Oberbodenflächen wurde keine Biene gefangen.



Abbildung 13: Mit Emergenzfalle gefangene Wildbienen (v.l.n.r.): *Andrena labiata* (09.04.2019, Referenz), *Bombus terrestris* (23.04.2019, Oberboden März), *Andrena labiata* (30.04.2019, Referenz), *Lasioglossum laticeps* (04.06.2019, Unterboden Oktober), Aufnahme von C. Hospach.

Zwei weitere Bienen wurden bei der ersten Fallenleerung am 25.03.19 gefangen. Diese wurden bei der Auswertung nicht berücksichtigt, da nicht ausgeschlossen werden kann, dass sich die Bienen bereits beim Aufstellen der Fallen auf der Fläche befunden haben und daher nicht aus dem Boden geschlüpft sind. Ein Individuum war eine weibliche *Andrena labiata* in der Falle 18 auf den Referenzflächen am Flugplatz.

Dies war dieselbe Falle, in der auch die anderen zwei *Andrena labiata* gefangen worden sind. Die zweite Biene war eine *Andrena minutula* (Kirby 1802). Dieses Exemplar wurde auf dem Eichelbuck in einer Falle auf dem Unterbodenmaterial gefangen.

3.2.2 Effizienz der Probenahme mittels Streifkescher

An fünf Begehungstagen (zwei Mal 30 Minuten Beprobung pro Fangtag am 24.04.2019, 07.05.2019, 17.05.2019, 03.06.2019 und 17.06.2019) konnten mit dem Streifkescher insgesamt 290 Bienen gefangen werden. Die Bienen wurden neun Wildbienenengattungen zugeordnet und es konnten 42 verschiedene Arten nachgewiesen werden. Zusätzlich wurde die westliche Honigbiene *Apis mellifera* (Linnaeus 1758) aus der Gattung *Apis* gefangen. Insgesamt konnten aus der Gattung *Andrena* 14 verschiedene Arten, aus der Gattung *Bombus* 5 Arten, aus ihrer Untergattung *Psithyrus* 3 Arten, aus der Gattung *Lasioglossum* 9 Arten, aus der Gattung *Halictus* 5 Arten, aus der Gattung *Nomada* 3 Arten und aus den Gattungen *Megachile*, *Anthidium*, *Apis* und *Osmia* jeweils eine Art gefangen werden.

Auf der Referenzfläche (Flugplatz) wurden insgesamt 124 Bienen gefangen, die 32 verschiedenen Arten angehörten. Von diesen 32 Arten wurden 14 Bienenarten ausschließlich auf dem Flugplatz gefunden. Auf dem Eichelbuck wurden 166 Bienen gefangen, die zu 28 verschiedenen Arten gehörten, wovon 11 Arten ausschließlich auf dem Eichelbuck nachgewiesen werden konnten. 18 Bienenarten wurden auf beiden Standorten gefunden (Tabelle 7 und Appendix Tabelle 11).

Die Bienenfauna des Planungsgebietes Stadion ist 2015 schon einmal untersucht worden. Bei 11 Begehungen zwischen Anfang Mai und Mitte August 2015 konnten damals 107 verschiedene Bienenarten aus 16 Gattungen verzeichnet werden (siehe Appendix Tabelle 12 für direkten Vergleich, (Rennwald 2016)). Sowohl auf dem Flugplatz als auch auf dem Eichelbuck konnten jeweils sechs (insgesamt neun) Bienenarten nachgewiesen werden, die auf der Rote Liste (RL) verzeichnet sind. Bei der Aufnahme 2015 wurden noch 31 verschiedene Bienenarten, welche auf der Roten Liste gelistet sind, erfasst (vgl. Appendix Tabelle 12 (Rennwald 2016)).

Tabelle 7: Übersicht über die Arten Anzahl und Abundanzen der Bienen, die mit dem Streifkescher gefangen wurden. In Klammer die Anzahl an Arten, die nur auf diesem Standort gefunden wurden. Genaue Darstellung siehe Appendix.

	Flugplatz	Eichelbuck	Insgesamt	Aufnahme 2015 (Rennwald 2016)
Bienenarten	32 (14)	28 (11)	43	107
Individuen	124	166	290	-
Rote Liste Arten (BW & Deutschland)	6	6	9	31

Die maximal zu erwartenden Artenanzahlen der Untersuchungsgebiete wurde nach Chao, Jackknife1, Jackknife2 und Bootstrap statistisch ermittelt. Das Ergebnis deutet darauf hin, dass durch die fünf Begehungstage beider Standorte über 60% des insgesamt zu erwartenden Artenpools gefangen werden konnten (Tabelle 8).

Tabelle 8: Beobachtete und ermittelte Artenanzahl der Probestflächen Eichelbuck und Flugplatz. Es wurden verschiedene Methoden zur Ermittlung der Artenanzahl verwendet (Chao, Jackknife1, Jackknife2 und Bootstrap). SE gibt den Standardfehler an; N= 5.

Ort	Beobachtete Artenanzahl	Chao ($\pm$ SE)	Jackknife1 ($\pm$ SE)	Jackknife2 ($\pm$ SE)	Bootstrap ($\pm$ SE)
Eichelbuck	28	37,68 ($\pm$ 7,91)	36,80 ($\pm$ 4,63)	41,15	32,05 ($\pm$ 2,56)
Flugplatz	32	46,45 ($\pm$ 9,47)	45,60 ($\pm$ 6,91)	52,20	38,22 ($\pm$ 3,58)

Abbildung 14 zeigt, dass die Artenakkumulationskurven beider Standorte sich auch am fünften Probenahmetag noch im Anstieg befanden, die Sättigungsgrenze war demnach noch nicht erreicht. Deshalb ist die Wahrscheinlichkeit hoch, bei weiteren Begehungen auf beiden Standorten zusätzliche Arten aufnehmen zu können. Es stellt sich so dar, als ob die Kurve, die die Artenakkumulation des Flugplatzes beschreibt, sich noch stärker in der Steigung befindet. Die Kurve des Eichelbucks hingegen flacht bereits ab und nähert sich der Sättigungsgrenze. Diese visuelle Einschätzung wird durch die statistische Ermittlung der maximalen Artenanzahl bestätigt. Auf dem Flugplatz könnten im Schnitt noch etwa 14 neue Arten und auf dem Eichelbuck jedoch nur noch etwa 9 neue Arten gefunden werden (Tabelle 8).

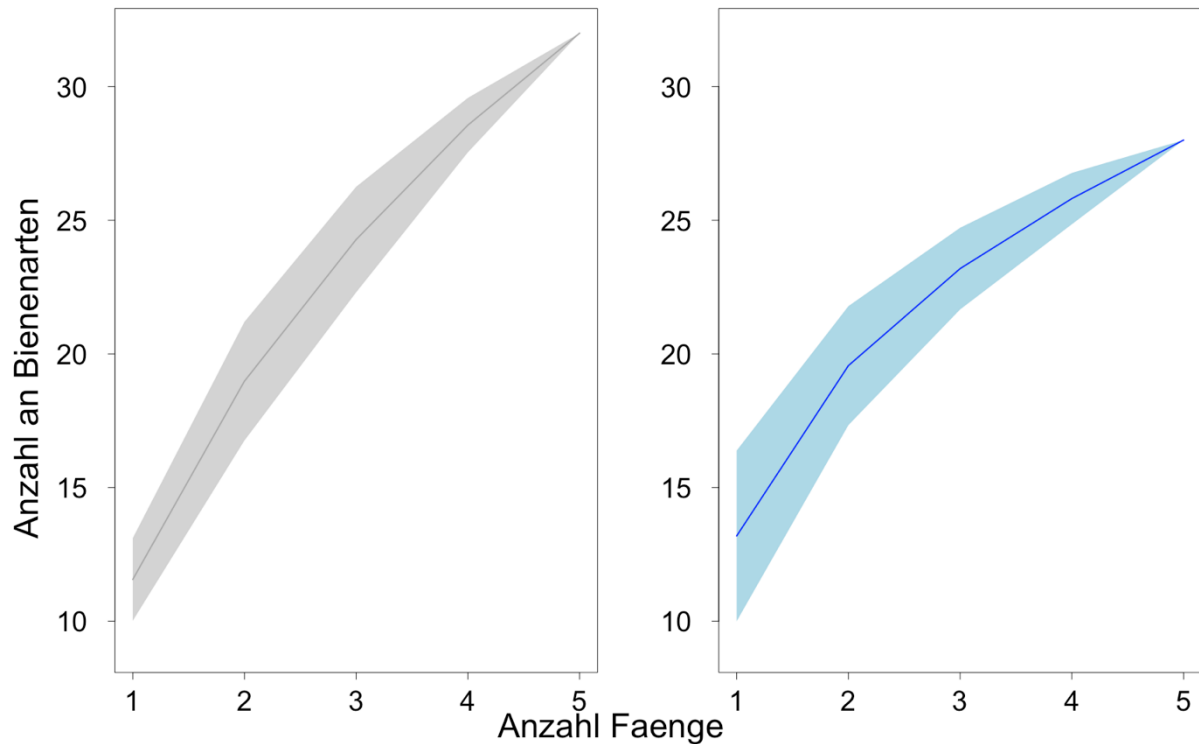


Abbildung 14: Artenakkumulationskurven der Bienenarten am Flugplatz und am Eichelbuck. Links wird der Flugplatz dargestellt (grau) und rechts der Eichelbuck (blau). Die x-Achse stellt die kumulative Anzahl an Bienenarten dar, die y-Achse den Beprobungsaufwand in Anzahl an Fängen dar. Ein „Fang“ entsprach einer zwei Mal 30-minütigen Probenahme an einem Tag. Hierbei wurden Bienen jeweils am Vormittag 30 Minuten und am Nachmittag 30 Minuten mit dem Streifkescher gefangen. Auf dem Flugplatz wurden insgesamt 32 verschiedene Bienenarten und auf dem Eichelbuck 28 verschiedene Bienenarten gefangen.

3.2.3 Pflanzen-Bestäuber-Netzwerke

Bei einem Vergleich der Bestäuber-Netzwerke fällt auf, dass die zu einem späteren Zeitpunkt aufgenommenen Netzwerke durch eine höhere Anzahl an Bienen- und Pflanzenarten gebildet wurden. Die Netzwerke des Eichelbucks und des Flugplatzes wurden zur ersten Datenaufnahme (24.04.2019) vor allem von Honigbienen (*Apis mellifera*) und der Gattung *Lasioglossum* dominiert (Abbildung 15). Auf dem Eichelbuck blieb *Apis mellifera* auch bei der letzten Begehung (17.06.2019) die dominante Biene des Bestäuber-Netzwerkes, während auf dem Flugplatz keine deutliche Dominanz einer Bienenart zu erkennen war. Die Netzwerke beider Standorte zeigten, dass sich die Artengemeinschaft der Bienen über die Zeit stark verändert (für Bestäuber-

Netzwerke der vom 07.05.2019, 17.05.2019 und 03.06.2019 siehe Appendix Abbildung 24 und Abbildung 25).

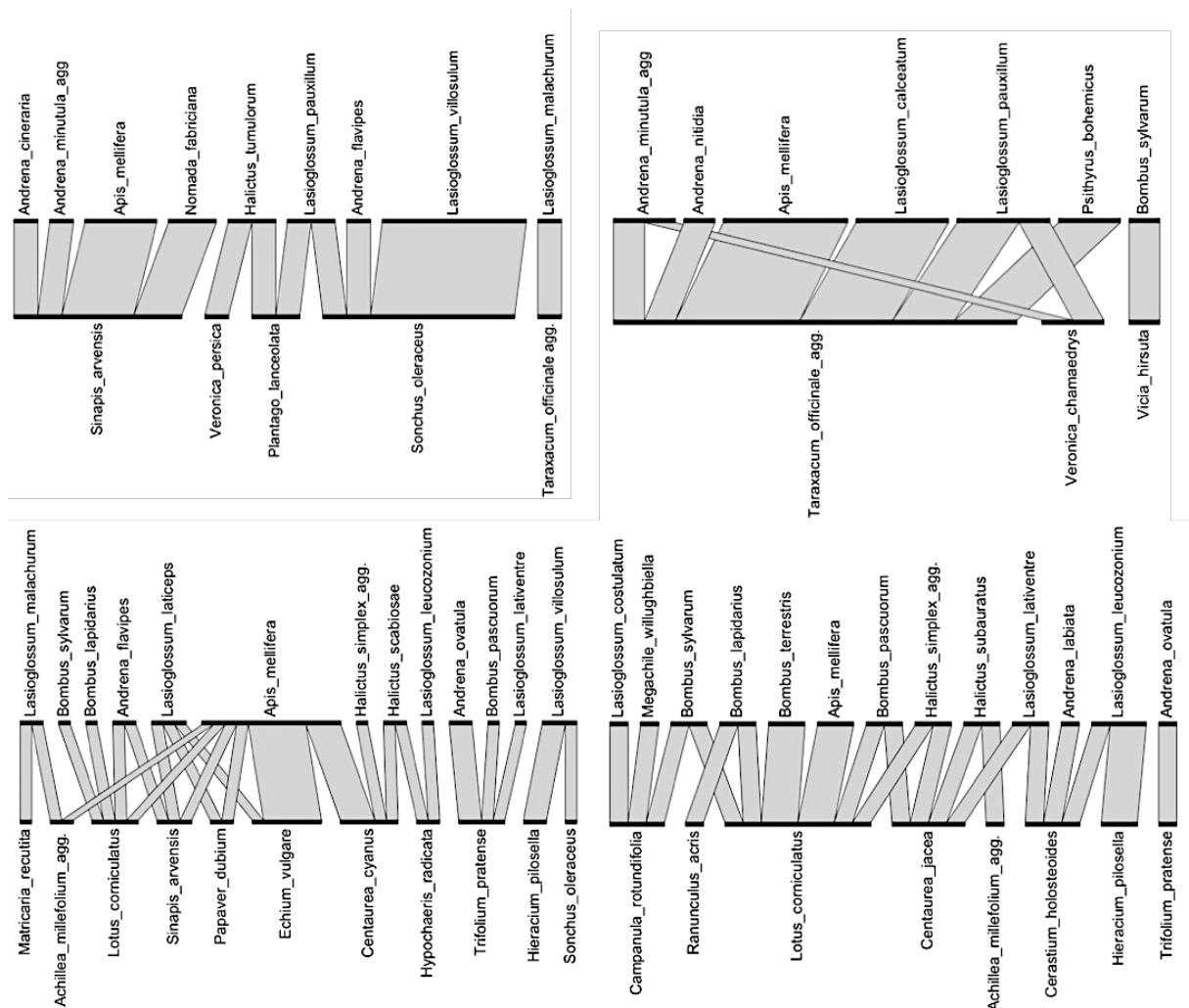


Abbildung 15: Bestäuber-Netzwerk zwischen Bienen und Pflanzen (oben links: Eichelbuck am 24.04.2019, unten links: Eichelbuck am 17.06.2019, oben rechts: Flugplatz am 24.04.2019, unten rechts: Flugplatz am 17.06.2019). Das höhere trophische Level (Bienen) ist jeweils oben im Netzwerk abgebildet und das niedrigere trophische Level (Pflanzen) ist unten abgebildet. Die Interaktionen der beiden trophischen Levels sind durch graue Säulen dargestellt. Die breite der Säulen stellt die relative Häufigkeit der Interaktionen dar.

Ein wichtiger Index zur Beschreibung von Bestäuber-Netzwerken ist der Generalitätsindex (generality index). Er beschreibt die durchschnittliche Anzahl an besuchten Blütenarten (niedrigeres trophisches Level) pro Bienenart (höheres trophisches Level) (Dormann et al. 2009). Der Generalitätsindex des Eichelbucks war im Durchschnitt höher als der des Flugplatzes, was auf generalistischeres Bestäuber-Netzwerk des Eichelbucks hinweist (Abbildung 16). Dieser Unterschied war jedoch nicht signifikant, da der p-Wert des t-Testes bei 0,18 ($t = 1,48$) lag. Auffällig waren die Ausreißer zum

einen auf dem Eichelbuck Ende April (24.04.2019) und zum anderen auf dem Flugplatz am Mitte Mai (17.05.2019). Der Generalitätsindex des Eichelbucks Ende April war geringer als bei den restlichen Aufnahmedaten. Bei dieser Aufnahme wurden sieben von neun aufgenommenen Bienenarten auf nur einer Pflanzenart gefangen. Auch die generalistische Honigbiene konnte bei dieser Aufnahme auf nur einer einzigen Pflanzenart nachgewiesen werden. Der Generalitätsindex des Flugplatzes Mitte Mai war höher als bei den restlichen dortigen Aufnahmedaten. Hier wurden hohe Abundanzen der sehr generalistischen *Lasioglossum pauxillum* erfasst. Eine Analyse ohne die generalistische Honigbiene (*Apis mellifera*) zeigte, dass der Unterschied des Generalitätsindexes auch dann nicht signifikant (t-Wert= 0,55; p-Wert: 0,6) war.

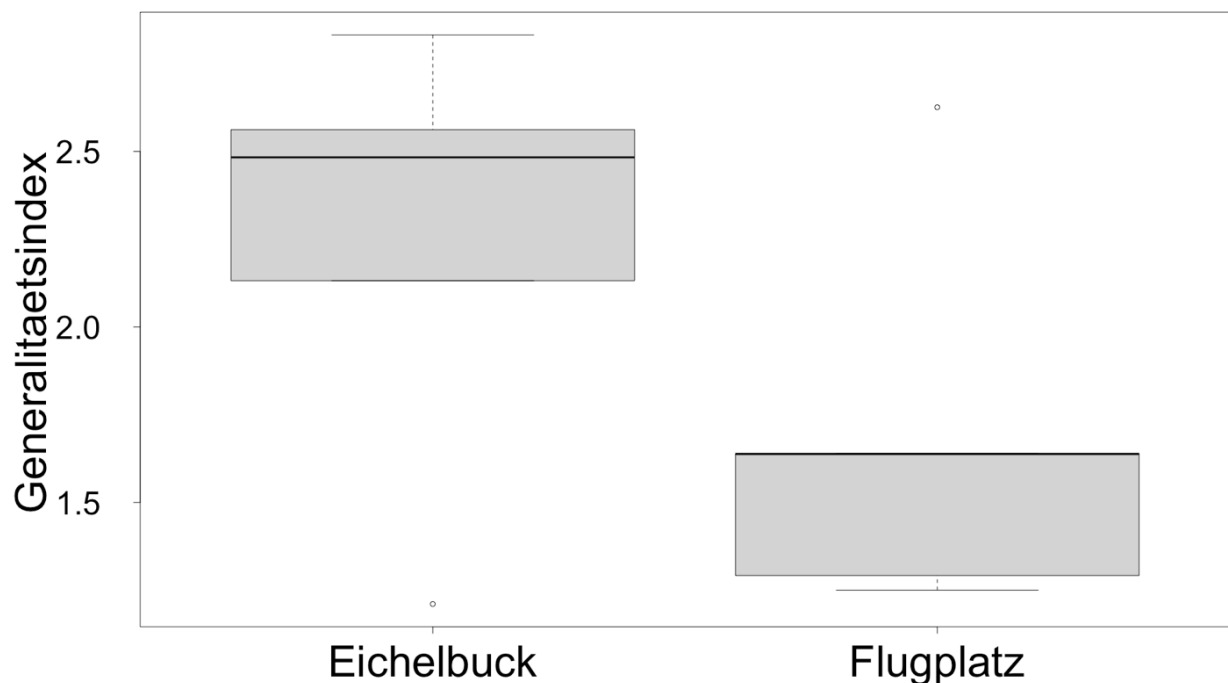


Abbildung 16: Boxplot: Vergleich des Bestäuber-Netzwerk Indexes „Generalitätsindex“ zwischen den zwei Untersuchungsorten Eichelbuck und Flugplatz. Der p-Wert stammt von einem t-Test und beträgt 0,18. Die Stichprobenanzahl ist N=5 pro Standort. Daten inklusive *Apis mellifera*.

3.2.4 Vergleich der Artengemeinschaften

Der Zusammenhang zwischen der tatsächlich beobachteten Verschiedenartigkeit der Artengemeinschaften und den im Ordinationsraum der nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) dargestellten Anordnung der Artengemeinschaften wurde durch ein Shepard-Diagramm bewertet. Da der R^2 -Wert der nicht-metrischen-Anpassung $R^2 = 0,994$ beträgt, kann die tatsächlich beobachteten Verschiedenartigkeit der Artengemeinschaften gut durch die graphische Darstellung der NDMS wiedergegeben werden. Das Maß für die Güte der Ordination, der STRESS-Wert, beträgt 0,079, was einer guten Anpassungsgüte entspricht und das Ergebnis dementsprechend zuverlässig ist (Leyer & Wesche 2008).

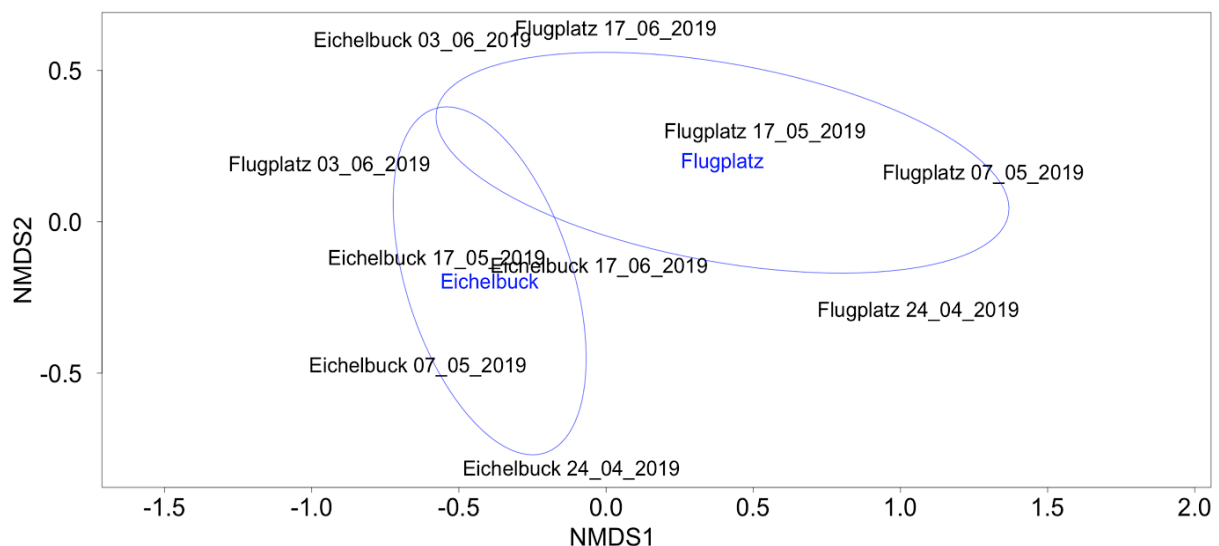


Abbildung 17: Ordination der NMDS - Ähnlichkeit der Artengemeinschaften: Es sind jeweils die zwei verschiedenen Untersuchungsorte (Eichelbuck und Flugplatz) an den unterschiedlichen Fangdaten (24.04.2019, 07.05.2019, 17.05.2019, 03.06.2019, 17.06.2019) dargestellt. Jede dieser Kombinationen zwischen Untersuchungsort und Datum stellt eine Artengemeinschaft an Bienen dar. Artengemeinschaften, die sich ähnlicher zueinander sind, werden näher zueinander angeordnet. Stress-Wert: 0,079, $R^2=0,99$. Die 95% Konfidenz-Ellipsen der Fangorte sind in blau abgebildet.

Die Verteilung der Artengemeinschaften in der NMDS Ordination (Abbildung 17) lässt vermuten, dass ein Unterschied zwischen den Artengemeinschaften des Eichelbucks und denen der Referenzfläche (Flugplatz) besteht. Die Artengemeinschaften, die auf dem Eichelbuck aufgenommen wurden, unterscheiden sich auf der ersten Achse zu denen, die auf dem Flugplatz aufgenommen wurden. Auch die 95%-Konfidenz Ellipsen der beiden Untersuchungsgebiete überlappen nur schwach. Pro Untersuchungsgebiet tritt jedoch ein Ausreißer auf. Die Datenpunkte der Aufnahme Flugplatz_03.06.2019

und Eichelbuck_03.06.2019 befinden sich außerhalb der Gruppierung ihres Untersuchungsgebietes. Dass die Artengemeinschaften stärker nach dem Aufnahmeort und weniger nach dem Aufnahmedatum gruppiert wurden, lässt vermuten, dass sich die Artengemeinschaften stärker zwischen den Orten zu unterscheiden als zwischen den jeweiligen Aufnahmedaten innerhalb eines Aufnahmeortes.

Die Analyse der Ungleichheiten zeigte ebenfalls, dass sich die Artengemeinschaften der Bienen signifikant zwischen den beiden Untersuchungsgebieten unterscheiden (F-Wert: 2,61; p-Wert: 0,039). Innerhalb eines Untersuchungsgebietes hatte der Zeitpunkt der Datenaufnahme keinen signifikanten Effekt auf die Artengemeinschaften. Folglich unterscheiden sich die Bienenartengemeinschaften des Eichelbucks signifikant von denjenigen des Flugplatzes.

Die Unterschiede der Artengemeinschaften beruhen vor allem darauf, dass auf dem Flugplatz allgemein mehr Bienenarten nachgewiesen werden konnten als auf dem Eichelbuck (32 zu 28). Hierbei konnten 11 Arten nur auf dem Eichelbuck und 14 Arten nur auf dem Flugplatz nachgewiesen werden. Auf dem Eichelbuck wurden *Andrena Bicolor*, *Andrena flavipes* (Panzer 1799) und *Lasioglossum malachurum* (Kirby 1802) in hohen Abundanzen nachgewiesen. Diese Arten konnten auf dem Flugplatz nicht gefangen werden. *Andrena ovatula* (Kirby 1802), *Apis mellifera* (Linnaeus 1758), *Lasioglossum villosulum* (Kirby 1802) und *Halictus scabiosae* wurden auf beiden Standorten nachgewiesen, kamen aber auf dem Eichelbuck mindestens doppelt so häufig vor. Von den 14 Arten, welche nur auf dem Flugplatz nachgewiesen wurden, wurden vor allem *Andrena labiata* (Fabricius 1781) und *Lasioslossum calceatum* (Scopoli 1763) in hohen Abundanzen (neun bzw. fünf Individuen) gefangen. Die drei Arten der Gattung *Psithyrus* kamen nur auf dem Flugplatz vor. Die Hälfte aller gefangenen 14 *Andrena* Arten kam ausschließlich auf dem Flugplatz vor, im Gegensatz dazu wurden nur vier *Andrena* Arten gefangen, die ausschließlich auf dem Eichelbuck vorkamen (siehe Appendix Tabelle 11).

3.2.5 Ergebnisse der Aufnahme des Nahrungsangebots

Die Kartierungen der blühenden Pflanzen am 11.04.2019, 07.05.2019, und 03.06.2019 nahm insgesamt 43 verschiedene Pflanzenarten auf. Die Pflanzendiversität der Unterbodenflächen war im Vergleich zu den Referenzflächen signifikant vermindert. Die Pflanzendiversität der März-Oberbodenflächen zu den Referenzflächen war signifikant höher, die der Oktober-Oberbodenflächen war gleich hoch wie diejenige der Referenzflächen. Die Blütenabundanzen der Oktober-Oberbodenflächen sowie Unterbodenflächen zeigten keine signifikanten Unterschiede zu den Referenzflächen. Auf den März-Oberbodenflächen war die Blütenabundanz signifikant höher als auf den Referenzflächen. Lediglich 5 Arten, die auf den Referenzflächen (Flugplatz) vorkamen, konnten nicht auf den neu erschaffenen Flächen des Eichelbucks nachgewiesen werden: (*Potentilla verna* (RCHB.), *Rhinanthus alectorolophus* (SCOP.), *Vicia sativa* (L.) *Veronica chamaedrys* (L.) und *Trifolium pratense* (L.)).

Folgende Pflanzenarten konnten ausschließlich auf den neu geschaffenen Flächen des Eichelbucks nachgewiesen werden: *Viola tricolor* (L.), *Vicia sepium* (L.), *Veronica persica* (POIR.), *Trifolium repens* (L.), *Trifolium dubium* (SIBTH.), *Sonchus oleraceus* (L.), *Sinapis arvensis* (L.), *Senecio vulgaris* (L.), *Papaver dubium* (L.), *Erophila verna* (L.), *Erodium cicutarium* (L.), *Echium vulgare* (L.), *Dianthus carthusianorum* (L.), *Centaurea jacea* (L.), *Centaurea cyanus* (HILL), *Capsella bursa pastoris* (L.).

Pflanzenarten, die am Eichelbuck auf den März-Unterbodenflächen und an einem naheliegenden Hang aufgenommen wurden, wurden nicht weiter statistisch betrachtet.

3.2.5.1 Pflanzendiversität

Eine two-way Anova zeigte, dass sowohl der Bodentyp (p-Wert: 3,21e-07; F-Wert: 15,61) wie auch das Aufnahmedatum (p-Wert: 9,53 e-14; F-Wert: 59,70) einen signifikanten Einfluss auf die Anzahl an Pflanzenarten hatte (siehe Tabelle 9 und Abbildung 18). Die Pflanzendiversität auf den Unterbodenflächen war im Vergleich zu allen anderen Bodentypen signifikant vermindert. Die März-Oberbodenflächen wiesen eine signifikant höhere Pflanzendiversität als die Referenzfläche auf (p-Wert: 7,4e-03, Differenz der Mittelwerte (diff): 2,26). Die Pflanzendiversität der Referenzfläche unterschied sich nicht signifikant von derjenigen der Oktober-Oberbodenflächen.

Bei der Aufnahme der blühenden Pflanzen im Juni 2019 wurde im Vergleich zu den Aufnahmen im April 2019 (p-Wert: 0,00; diff: 5,89) und im Mai 2019 (p-Wert: 0,00; diff: 4,89) eine signifikant höhere Anzahl an Pflanzenarten erfasst. Ein signifikanter Unterschied zwischen den Aufnahmen im April und Mai bestand nicht (p-Wert: 0,20; diff: 1,0).

Tabelle 9: Ergebnisse des TukeyHSD post-hoc Tests: Anzahl Pflanzenarten in Abhängigkeit des Bodentyps. Es wird der Differenzwert der Mittelwerte und der p-Wert (in Klammer) angegeben. Signifikante p-Werte sind mit * gekennzeichnet.

Bodentyp	Referenz	Oberboden Okt 18	Unterboden Okt 18
Oberboden Okt 18	0,59 (0,82)		
Unterboden Okt 18	3,19 (9,7 e-05*)	3,78 (1,6 e-04*)	
Oberboden Mrz 18	2,26 (7,4e-03*)	-167 (0,19)	5,44 (1,0 e-07*)

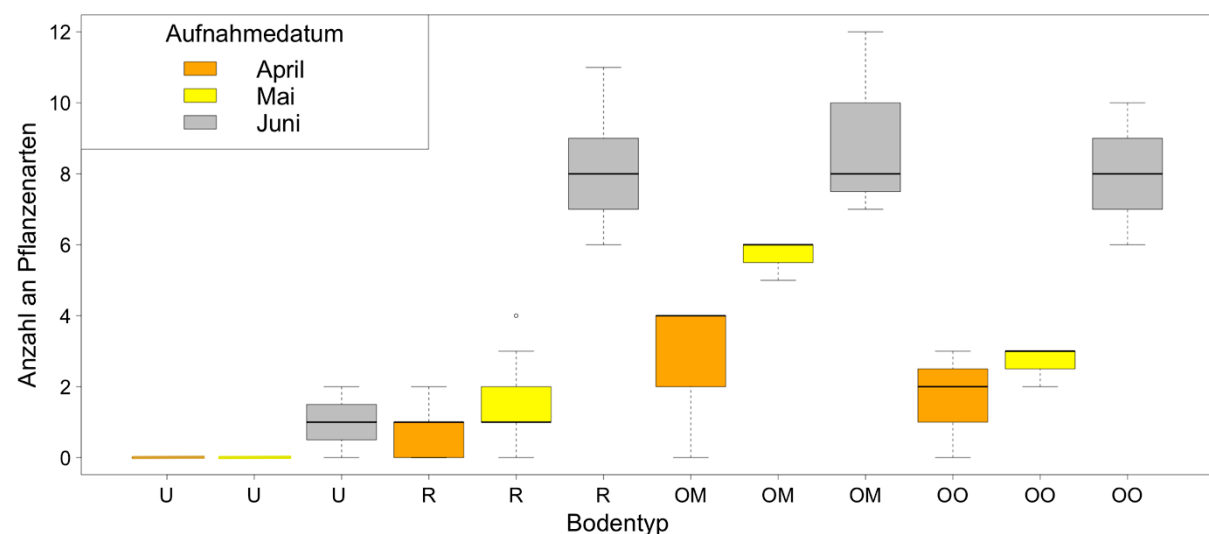


Abbildung 18: Durchschnittliche Anzahl an Pflanzenarten pro Bodentyp und Aufnahmedatum. Die y-Achse zeigt die Anzahl an Pflanzenarten und die x-Achse den Bodentyp und den Aufnahmemonat. Es wird je nach Bodenbearbeitung in die vier Bodentypen unterschieden: Unterboden (U: Übertragung von Unterboden im Oktober 2018), Referenz (R: Magerrasen am Flugplatz - keine Übertragung), Oberboden Mrz (OM: Übertragung des Oberbodens im März 2018) und Oberboden Okt (OO: Übertragung des Oberbodens im Oktober 2018). Zusätzlich wird nach Aufnahmedatum unterschieden. Die Aufnahmen fanden am 11.04.2019 (April), 07.05.2019 (Mai), und 03.06.2019 (Juni) statt. Die Aufnahmen im April sind in Orange, die im Mai in Gelb und die im Juni in Grau dargestellt.

3.2.5.2 Blütenabundanzen

Analog dem Pflanzendiversitätsvergleich zeigte die two-way Anova, dass der Bodentyp (p-Wert: 3,4 e-04; F-Wert: 7,47) sowie das Aufnahmedatum (p-Wert: 3,4 e-06; F-Wert: 16,75) einen signifikanten Einfluss auf die Blütenabundanzen hatte (siehe Tabelle 10 und Abbildung 19). Die Blütenabundanz auf den März-Oberbodenflächen war im Vergleich zu allen anderen Bodentypen signifikant höher. Alle anderen Vergleiche zwischen den unterschiedlichen Bodentypen ergaben keine signifikanten Unterschiede bezüglich der Blütenabundanzen. Bei der Aufnahme im Juni 2019 wurde im Vergleich zu den Aufnahmen im April 2019 (p-Wert: 1,85 e-05; diff: 6030,28) und im Mai 2019 (p-Wert: 2,82 e-05; diff: 5883,17) eine signifikant höhere Anzahl an Blüten erfasst. Ein signifikanter Unterschied zwischen den Aufnahmen im April 2019 und Mai 2019 bestand nicht (p-Wert: 0,99; diff: 147,11)

Tabelle 10: Ergebnisse des TukeyHSD post-hoc Tests: Anzahl der Blüten in Abhängigkeit des Bodentyps. Es wird der Differenzwert der Mittelwerte und der p-Wert (in Klammer) angegeben. Signifikante p-Werte sind mit * gekennzeichnet.

Bodentyp	Referenz	Oberboden Okt 18	Unterboden Okt 18
Oberboden Okt 18	-411,63 (0,99)		
Unterboden Okt 18	1469,41 (0,71)	1057,78 (0,92)	
Oberboden Mrz 18	5626,37 (8,9e-04*)	-6038,00(4,2e-03*)	7095,78 (6,1e-04*)

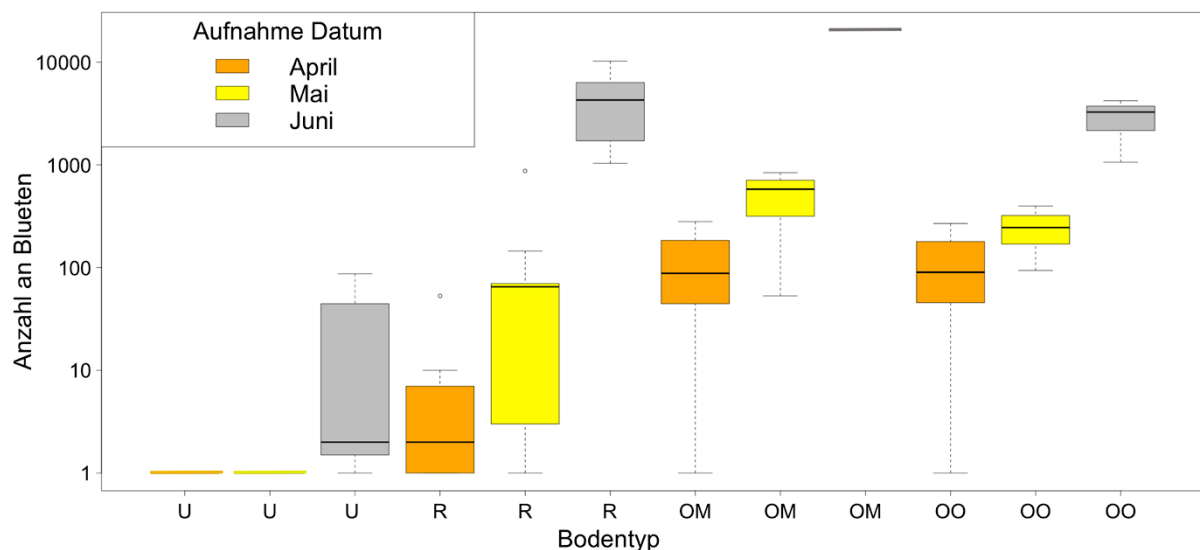


Abbildung 19: Durchschnittliche Anzahl an Blüten pro Bodentyp und Aufnahmedatum. Damit die y-Achse logarithmisch dargestellt werden konnte, wurden alle Daten mit 1 summiert. Die y-Achse zeigt die Anzahl

an Blüten und die x-Achse den Bodentyp und den Aufnahmemonat. Es wird je nach Bodenbearbeitung in die vier Bodentypen unterschieden: Unterboden (U; Übertragung von Unterboden im Oktober 2018), Referenz (R; Magerrasen am Flugplatz - keine Übertragung), Oberboden Mrz (OM; Übertragung des Oberbodens im März 2018) und Oberboden Okt (OO; Übertragung des Oberbodens im Oktober 2018). Zusätzlich wird nach Aufnahmedatum unterschieden. Die Aufnahmen fanden am 11.04.2019 (April), 07.05.2019 (Mai), und 03.06.2019 (Juni) statt. Die Aufnahmen im April sind in Orange, die im Mai in Gelb und die im Juni in Grau dargestellt.

Mit einem p-Wert von $1,52 \cdot 10^{-17}$ und einem Korrelationskoeffizienten von 0,64 korrelierte die Pflanzendiversität mit der Blütenabundanz positiv.

4. Diskussion

4.1. Umsiedlungserfolg von Insekten durch die Bodenübertragung

Im Folgenden wird der Erfolg der Umsiedlung der Insektenordnungen Hymenoptera, Coleoptera, Diptera, Lepidoptera und Hemiptera durch die Bodenübertragung diskutiert. Es wird aufgezeigt, ob eine Ober- bzw. Unterbodenübertragung Insekten umsiedeln konnte und mögliche Gründe dafür werden dargelegt.⁴ Darüber hinaus werden relevante Eigenschaften der einzelnen Insektenordnungen, die eine erfolgreiche Umsiedlung begünstigt haben könnten, vorgestellt.

Von einer erfolgreichen Umsiedlung wird in der vorliegenden Arbeit dann gesprochen, wenn die Wahrscheinlichkeit, dass es keinen Unterschied in den jeweiligen Insektenabundanzen (von den übertragenen Bodentypen und den Referenzflächen) gibt, über 95 % liegt ($p\text{-Wert} > 0,95$). Insekten konnten dann nicht erfolgreich umgesiedelt werden, wenn mit einer Wahrscheinlichkeit von weniger als 5 % kein Unterschied in den jeweiligen Insektenabundanzen bestand ($p\text{-Wert} < 0,05$). Besteht eine solche Wahrscheinlichkeit zwischen 5% und 95 % dann wird der Umsiedlungsversuch als nicht-erfolgreich bewertet, eine erfolgreiche Umsiedlung kann jedoch nicht ausgeschlossen werden ($p\text{-Wert } 0,05 - 0,95$).

4.1.1 Hymenoptera

Die Abundanzen der Hymenopteren wurden weder durch die Oberbodenübertragung noch durch die Unterbodenübertragung signifikant vermindert. Die im Oberboden bzw. im Unterboden gefundenen Hymenopterenabundanzen sind mit einer Wahrscheinlichkeit von 12 % bzw. 6 % ähnlich denen der Referenzflächen. Somit zeigt die Untersuchung, dass eine Umsiedlung von Hymenoptera mittels Ober- bzw. Unterbodenübertragung nicht auszuschließen ist. Mögliche Charakteristika von Hymenopteren, die eine Umsiedlung ermöglichen könnten, werden im Folgenden besprochen.

⁴ Wenn nicht anders gekennzeichnet bezieht sich die Diskussion der Oberböden immer auf die Ergebnisse der Oktober-Oberböden. Die Ergebnisse der März-Oberböden werden nur in dem Kapitel 4.1.7 Annahme der neu geschaffenen Flächen als Nistplätze diskutiert.

Die Ordnung der Hymenopteren zählt zu einer der artenreichsten Insektenordnungen weltweit (Aguiar et al. 2013). Hymenopteren sind holometabole Insekten und entwickeln sich über das Ei, mehrere Larvenstadien und einem Puppenstadium zu adulten Hymenopteren (Bellmann & Honomichl 2007). Hymenopteren, darunter auch viele Bienen und Wespenarten, können in verschiedenen Entwicklungsstadien den Winter im Erdboden überdauern (Bellmann & Honomichl 2007).

Die in dieser Studie untersuchte Bodenübertragung, führte zu einer Änderung der abiotischen Faktoren und bodenphysikalischen Eigenschaften. Obwohl manche Hymenopterenarten solchen Störungen gegenüber sensibel reagieren (Srba & Heneberg 2012; Lynch, Johnson & Balinsky 1987), wurden die Abundanzen der Hymenopteren weder durch die Oberboden- noch durch die Unterbodenübertragung signifikant vermindert. Die Toleranz der Hymenopteren gegenüber solchen Störungen ist sehr artspezifisch (Srba & Heneberg 2012). Da in dieser Arbeit die Artendiversität innerhalb der Ordnung nicht aufgenommen wurde, können keine Rückschlüsse darüber gezogen werden, welche stresstoleranten Arten übertragen wurden. Einige Hymenopterenarten könnten beispielsweise aufgrund ihrer Panzerung (Dettner & Peters 2010) oder aufgrund eines schützenden Kokons (Bellmann & Honomichl 2007) vor den mechanischen Belastungen der Bodenübertragung geschützt worden sein. Manche Hymenopterenarten überdauern schlechte Umweltbedingungen und verzögern somit ihren Schlupfzeitpunkt (Dettner, Peters & Bauer 2003), was dazu geführt haben könnte, dass die vorliegenden Ergebnisse die Hymenopterenabundanzen im übertragenen Boden unterschätzen. Da einige Hymenopterennester im Erdboden große Ausmaße annehmen können und damit auch in Tiefen von über 15 cm vordringen (Asis, Gayubo & Tormos 1992; Foottit & Adler 2017), ist die Umsiedlung auch mittels Unterbodenübertragung nicht auszuschließen.

Bei der Interpretation der Ergebnisse bleibt zu beachten, dass Imagines und auch die Larven innerhalb dieser Ordnung sehr divers sind, sodass es schwer möglich ist Charakteristika, die auf alle Arten der Ordnung zutreffen, zu benennen (Dettner & Peters 2010). Ein zusätzlicher Faktor, der die Interpretation der Ergebnisse erschwert ist, dass viele Hymenopteren parasitisch leben (Wallwork 1970; Foottit & Adler 2017). Somit sind ihre Überlebenschancen und Aufenthaltsorte abhängig von der Ökologie und Parasitierbarkeit (z.B. geschwächter Wirt) ihrer Wirte. Da Schlupf- und Brackwespen meist als verpuppungsbereite Larve oder begattetes Weibchen überwintern, und nicht

als Ei oder junges Larvenstadium, die im Frühjahr einen Wirt suchen, (Bellmann & Honomichl 2007), hat die Umsiedlung jedoch wohl keinen Einfluss auf deren Parasitierungserfolg. Für zukünftige Studien wäre zu empfehlen zusätzlich die Abundanzen und Diversitäten möglicher Wirte zu erfassen und die Hymenopteren auf Artiniveau zu bestimmen.

4.1.2 Coleoptera

Die Abundanzen der Coleopteren wurden weder durch die Oberboden- noch durch die Unterbodenübertragung signifikant vermindert. Hierbei kann die Umsiedlung durch eine Oberbodenübertragung als erfolgreich bewertet werden, da die Coleopterenabundanzen des Oberbodens mit einer Wahrscheinlichkeit von 100 % denen der Referenzflächen ähnlich sind. Eine relevante Charakteristik, die zu einer erfolgreichen Umsiedlung dieser Ordnung geführt haben könnte, ist ihr stark sklerotisiertes Exoskelett. Die im Unterboden gefundenen Coleopterenabundanzen sind zu 88% denen der Referenzfläche ähnlich, sodass eine Umsiedlung nicht auszuschließen ist und einen Trend hin zu einer erfolgreichen Umsiedlung zu erkennen ist.

Wie Hymenopteren sind auch Coleopteren holometabole Insekten (Bellmann & Honomichl 2007). Viele Coleopteren sind oberirdisch oder vor allem in den obersten Bodenschichten aktiv, während sich ihre Larven und Puppen aber meist in der Erde entwickeln (Wallwork 1970). Manche Arten dringen jedoch auch als Imagines tief in die Erde ein und legen dort großläufige Tunnelsysteme an (Wallwork 1970). So können, je nach Coleopterenart, im Winter verschiedene Entwicklungsstadien oder auch Imagines im Boden vorgefunden werden (Wallwork 1970). In all ihren Entwicklungsstadien sind Coleopteren auf verschiedene Weisen geschützt, so sind adulte Coleopteren zum Beispiel stark sklerotisiert (Dettner, Peters & Bauer 2003). Ein sklerotisiertes Exoskelett zeichnet sich durch seine hohe mechanische Festigkeit und seine Beständigkeit aus (Hopkins & Kramer 1992) und schützt so gut vor Umwelteinflüssen und Prädation (Footitt & Adler 2017; Dettner, Peters & Bauer 2003). Auch die Larven besitzen eine sklerotisierte Kopfkapsel (Westheide 2013) und können sogar beschädigte oder verlorene Körperteile während ihrer Larvenentwicklung regenerieren (Dettner, Peters & Bauer 2003). Die Coleopterenpuppe ist, wie auch alle anderen Insektenpuppen der hier untersuchten Ordnungen, unbeweglich (Westheide 2013). Sie ist teils

sklerotisiert und verfügen über weitere Abwehrmechanismen, die sie vor Parasiten und Prädatoren schützen können (Dettner, Peters & Bauer 2003). Zudem erfolgt die Verpuppung oftmals in einem schützenden Seidenkokon (Dettner, Peters & Bauer 2003). Die Sklerotisierung könnte die relevante Eigenschaft sein, die zu der erfolgreichen Umsiedlung der Coleopteren geführt hat. Da einige Käferarten weitläufige und tiefe Tunnelsysteme anlegen (Wallwork 1970) ist auch eine Umsiedlung durch die Unterbodenübertragung (aus Tiefen von >15 cm) nicht auszuschließen.

Bei der Bewertung des Übertragungserfolges muss jedoch darauf geachtet werden, dass sowohl die Imagines, als auch die Larven im Erdboden mobil sind (Dettner & Peters 2010). Dies könnte dazu führen, dass sich Coleopteren aus der Umgebung in die Emergenzfallen hinein wie auch aus den Fallen hinaus bewegt haben könnten. Durch diese Mobilität könnten die vorliegenden Ergebnisse verzerrt worden sein. Da die Fallen jedoch immer in die Mitte der Fläche des jeweiligen Bodentyps aufgestellt wurden (Mindestabstand zum Rand: 2 Meter), wurde vor allem für nicht hoch-mobile Coleopterenarten diese Ergebnisverzerrung bestmöglich reduziert.

4.1.3 Diptera

Die Abundanzen der Dipteren wurden durch die Oberbodenübertragung nicht signifikant vermindert, eine signifikante Verminderung gab es jedoch durch die Unterbodenübertragung. Mit einer Wahrscheinlichkeit von 100 % bestanden keine Unterschiede in den Dipterenabundanzen des Oberbodens und derjenigen der Referenzfläche. Somit kann die Umsiedlung der Dipteren durch die Oberbodenübertragung als erfolgreich bewerten werden. Ein Grund für eine erfolgreiche Umsiedlung von Dipteren im Oberboden, könnten ihre hohen Abundanzen in der oberen Bodenschicht und der aufliegenden Vegetation sein. Eine Unterbodenübertragung konnte keine Dipteren umsiedeln.

Auch Dipteren sind holometabole Insekten (Footit & Adler 2017). Sie vollziehen ihre Entwicklung über eine kurze Ei-Phase, mehrere Larvenstadien und ein Puppenstadium hin zu adulten Dipteren (Footit & Adler 2017). Die Eiablage erfolgt meist direkt in das Wohn- bzw. Nährsubstrat der Larven (Dettner & Peters 2010). Viele Arten ver-

bringen ihre Entwicklung im Erdboden und verlassen nach abgeschlossener Entwicklung diesen als adulte Tiere (Smith 1989; Wallwork 1970). Die Überwinterung findet je nach Art als Ei, Larve, Puppe oder Imago statt (Bellmann & Honomichl 2007).

Die vorliegenden Ergebnisse zeigten, dass Dipteren durch eine Oberbodenübertragung umgesiedelt werden können. Entgegen meiner Ergebnisse fanden Nielsen et al. (1994) heraus, dass eine Bodenbearbeitung der wichtigste Störfaktor für terrestrische Dipteren ist. Vor allem durch herbstliches Pflügen werden Dipterenlarven direkt beschädigt, zudem wird so die organische Streuschicht entfernt, was den Larven Nahrungsressourcen entzieht (Nielsen et al. 1994). Obwohl der Boden im Oktober übertragen worden ist, zeigten die Ergebnisse meiner Studie keine Hinweise auf einen negativen Effekt der Bodenbearbeitung auf die Dipteren. Die Umsiedlung der Dipteren durch die Oberbodenübertragung war wahrscheinlich vor allem aufgrund ihrer extrem hohen Abundanzen im Boden (Frouz 1999; Bellmann & Honomichl 2007) möglich. Zusätzlich verfügen auch Dipterenlarven über eine partielle Sklerotisierung (Westheide 2013), was sie so möglicherweise vor den mechanischen Belastungen der Bodenübertragung geschützt hat. Eine Einwanderung von Dipteren aus umgebendem Bodenmaterial wird als unwahrscheinlich bewertet, da Dipterenlarven selten über Extremitäten verfügen (Footitt & Adler 2017) oder sich nur sehr langsam fortbewegen können (Frouz 1999).

Die erfolglose Umsiedlung von Dipteren mittels Unterbodenübertragung ist zum einen durch deren vertikale Verteilung im Boden und zum anderen durch den hohen Grad der Veränderung des Bodenmikroklimas zu erklären. Um ihre Nahrungsressourcen nutzen zu können halten sich Dipteren vor allem in der Streuschicht des Bodens (oberste Zentimeter) oder der Vegetation auf (Bellmann & Honomichl 2007; Dettner & Peters 2010) und ihre Abundanzen nehmen mit der Tiefe ab (Frouz 1999). Deshalb ist eine Umsiedlung durch eine Unterbodenübertragung unwahrscheinlich. Des Weiteren führte die Bodendurchmischung vor der Bodenauftragung am Eichelbuck und die dortige Hangneigung wahrscheinlich zu einem veränderten Bodenmikroklima (z.B. Unterschiede in Temperatur, Lichteinfall oder Erdbodenfeuchtigkeit). Die Abundanzen von Dipteren werden vor allem durch die Erdbodenfeuchtigkeit bestimmt (Frouz 1999; Dettner & Peters 2010). Insbesondere Larven reagieren sehr sensibel auf die Bodenfeuchtigkeit. Junge Larven brauchen feuchte Erde, wohingegen ein hoher Wassergehalt im Boden die Entwicklung von älteren Larven und Puppen im Boden negativ beeinflussen

kann (Frouz 1999). Da die mikroklimatische Veränderung bei der Unterbodenübertragung größer ist als bei der Oberbodenübertragung, führen diese bei der Unterbodenübertragung wahrscheinlich zu höheren Dipterenmortalitäten.

4.1.4 Lepidoptera

Die Abundanzen der Lepidopteren wurden durch die Oberbodenübertragung nicht signifikant vermindert, eine signifikante Verminderung trat jedoch bei der Unterbodenübertragung auf. Die im Oberboden gefundenen Lepidopterenabundanzen sind mit einer Wahrscheinlichkeit von 44 % ähnlich denen der Referenzflächen. Somit zeigt die Untersuchung, dass eine erfolgreiche Umsiedlung von Lepidopteren mittels Oberbodenübertragung nicht auszuschließen ist. Eine Umsiedlung mittels Unterbodenübertragung ist jedoch nicht erfolgreich. Eine Erklärung für eine mögliche erfolgreiche Umsiedlung durch die Oberbodenübertragung könnte die Toleranz der Lepidopterenpuppen gegenüber mechanischer Belastung sein (Roach & Campbell 1983).

Auch Lepidopteren sind holometabole Insekten (Westheide 2013). Die meisten Lepidopteren weisen, im Vergleich zu den anderen hier besprochenen Insektenordnungen, ein sehr enges Nahrungsspektrum auf (Footitt & Adler 2017). Da ihr Fressverhalten oftmals auf bestimmte Pflanzenteile spezialisiert ist (Bellmann & Honomichl 2007) treten Lepidopteren eher oberirdisch auf. Auch ihre Larven leben meist in der Vegetationsschicht, begeben sich nur zur Überwinterung in den Boden und zählen somit eher zu den passiven Mitgliedern der Bodenfauna (Wallwork 1970). Die Überwinterung kann im Larven, Puppen oder Imaginalstadium erfolgen (Dettner & Peters 2010; Bellmann & Honomichl 2007). Andererseits gibt es auch aktiv im Boden lebende Lepidopterenlarven. Einige Larven der Eulenfalter (*Noctuidae*), der Palpenmotten (*Gelechiidae*) und der Wurzelbohrer (*Hepialidae*) ernähren sich zum Beispiel von den Wurzeln krautiger Pflanzen (Wallwork 1970; Westheide 2013). Allgemein ist der Habitus der Lepidopterenlarven äußerst divers (Dettner & Peters 2010; Westheide 2013).

Lepidopteren reagieren sensibel auf Umweltveränderungen und werden deshalb oft als Bioindikatoren verwendet (Footitt & Adler 2017). Roach und Campbell (1983) zeigten, dass vor allem die Bodenverdichtung einen Einfluss auf das Schlüpfen von Lepidopteren hat. Dem entgegen zeigen die Ergebnisse der vorliegenden Studie keine sig-

nifikante Verminderung der Lepidopteren Abundanzen durch die Oberbodenübertragung. Dies könnte daran liegen, dass des Bodenabtrags zwar mit schweren Maschinen befahren, jedoch auf den neuen Flächen wieder relativ locker aufgetragen wurde. Roach und Campbell (1983) zeigten, dass die Bodenverdichtung an sich das Austreten der Lepidopteren aus dem Boden verhinderte, die Puppen im Boden jedoch in den meisten Fällen keinen direkten Schaden durch die mechanische Belastung nahmen. Zwar sind Lepidopterenlarven weitgehend unsklerotisiert (Westheide 2013), möglicherweise sind die Puppen im Boden aber durch den Kokon vor mechanischen Belastungen geschützt. Durch die Bodendurchmischung bei der Bodenübertragung wurden höchst wahrscheinlich ihre ursprüngliche Lage im Boden verändert; hier zeigten Roach und Campbell (1983) jedoch, dass die Tiefe nicht entscheidend für das Austreten der Lepidopteren ist.

Die natürliche vertikale Verteilung der Lepidopteren im Erdboden kann, ähnlich wie bei den Dipteren, eine mögliche Erklärung für die erfolglose Umsiedlung durch die Unterbodenübertragung sein. Die Puppen von verschiedenen Lepidopterenarten befanden sich meist in den obersten Zentimetern im Erdboden. Nur einige wenige konnten in Tiefen bis 6-7 cm nachgewiesen werden (Miller & Wagner 1984; Roach & Campbell 1983). Eine Einwanderung von Lepidopteren in die Fallen aus umliegenden Böden wird nicht erwartet, da die meisten Arten über den Winter inaktiv im Boden vorliegen (Wallwork 1970).

4.1.5 Hemiptera

Die Abundanzen der Hemipteren wurden durch die Oberbodenübertragung nicht signifikant vermindert, eine signifikante Verminderung gab es jedoch durch die Unterbodenübertragung. Die im Oberboden gefundenen Hemipterenabundanzen sind mit einer Wahrscheinlichkeit von 10 % ähnlich denen der Referenzflächen. Folglich zeigt die Untersuchung, dass eine erfolgreiche Umsiedlung von Hemipteren mittels Oberbodenübertragung nicht auszuschließen ist. Eine Umsiedlung mittels Unterbodenübertragung ist jedoch nicht erfolgreich. Da hohe Abundanzen an Sternorrhyncha (Pflanzenläuse) in einigen Fällen gefunden wurden, was wahrscheinlich auf ihre kurzen Reproduktionszyklen zurückzuführen ist (Dixon 1985), wurden innerhalb der Ordnung nur

Heteroptera (Wanzen) und Auchenorrhyncha (Zikaden) betrachtet. Im Folgenden werden auch nur diese beiden Gruppen diskutiert.

Im Gegensatz zu allen vorangegangenen Ordnungen sind Hemiptera hemimetabole Insekten. Das bedeutet, Hemipteren verfügen zwischen dem Larvenstadium und dem adulten Insekt über kein Puppenstadium (Bellmann & Honomichl 2007). Wanzen überwintern oftmals im Boden, meist im Ei-Stadium oder als Imago (Wallwork 1970). Auch bei den Zikaden ist das Ei-Stadium die vorwiegende Überwinterungsform, aber auch Imagines können im Boden überwintern (Bellmann & Honomichl 2007). Die Imagines der Zikaden sind pflanzensaugend und leben oberirdisch (Westheide 2013). Alle Larvenstadien der Großzikade und manche Larven der Kleinzikaden leben jedoch unterirdisch (Bellmann & Honomichl 2007) und saugen an Pflanzenwurzeln (Dettner & Peters 2010). Die Dauer des Larvenstadiums ist variabel, einige Arten können bis zu mehreren Jahren unterirdisch leben (Dettner & Peters 2010).

Meine Ergebnisse zeigen, dass die Abundanzen der Hemipteren durch die Oberbodenübertragung nicht signifikant vermindert wurden. Ein Umsiedlungserfolg ist daher nicht auszuschließen, der Trend zeigt jedoch eher hin zu einer erfolglosen Umsiedlung. Dieses Ergebnis wird von Nickel, Holzinger und Wachmanns (2008) Beobachtungen, dass Erdarbeiten einen negativen Einfluss auf einige Hemipteren haben, unterstützt. Während Nickel, Holzinger und Wachmann (2008) ihre Beobachtungen jedoch nur auf die Unterordnung der Zikaden stützen, wurden in meiner Untersuchung auch Wanzen mit einbezogen. Die Einbeziehung von Wanzen, die relativ immobil in den oberen Erdschichten vorkommen (Sites & McPherson 1982; Dettner & Peters 2010) und ähnlich den Elytren der Coleoptera über verfestigte Vorderflügel (Schuh & Slater 1995) und daher über einen mechanischen Schutz verfügen, hätte einen deutlicheren Trend zu einem Umsiedlungserfolg erwarten lassen können. Da Wanzen jedoch in ihrer Entwicklung stark von Bodenfeuchtigkeit abhängig sind (Riis & Esbjerg 1998; Decoursey & Esselbaugh 1962) und die Bodenübertragung zu einem veränderten Mikroklima geführt hat, könnten durch die Übertragung hohe Wanzenmortalitäten aufgetreten sein. Bei der Interpretation der Ergebnisse gilt es auch zu beachten, dass Zikaden im Boden hoch mobil vorliegen können (Dettner & Peters 2010). Aufgrund der Position der Fallen, wurde eine mögliche Ergebnisverzerrung, wie auch bei den Coleopteren, bestmöglich reduziert.

4.1.6 Vergleich des Umsiedlungserfolgs durch Oberboden- und Unterbodenübertragung

Während zwei von fünf Insektenordnungen durch die Oberbodenübertragung erfolgreich umgesiedelt wurden, blieb die Übertragung von Insekten durch die Unterbodenübertragung nahezu erfolglos. Die Erfolglosigkeit bei der Unterbodenübertragung hängt wahrscheinlich zum einen vorwiegend mit der vertikalen Verteilung der Insektenordnungen im Erdboden zusammen. Die große Mehrheit aller im Boden vorkommenden Insekten, hält sich in der oberen organischen Schicht des Bodens auf (Eisenbeis & Wilfried 2012; Frouz et al. 2004). Lediglich Hymenopteren und Coleopteren können großläufige Tunnelsysteme anlegen und so auch in tiefere Bodenschichten vordringen (Wallwork 1970; Asis, Gayubo & Tormos 1992).

Zum andern können starke Veränderung in der Bodentemperatur und der Bodenfeuchte das Überleben von im Boden lebenden Insekten beeinflussen (Frouz et al. 2004). Tageszeitliche und saisonale Temperaturschwankungen sind in tieferen Bodenschichten geringer als in oberen Bodenschichten (Wallwork 1970). Die Durchmischung des Bodens bei der Übertragung auf den Eichelbuck und die dortige Hangneigung können zu einem veränderten Mikroklima geführt haben, was sich besonders stark auf den, nun an der Oberfläche aufliegenden, Unterboden auswirkt (Wallwork 1970). Insbesondere für Insektenarten die sensibel auf Temperaturänderungen reagieren, könnten die oben genannten Veränderungen zu erhöhten Mortalitäten geführt haben. Allerdings wurden auch bei der Oberbodenübertragung Insekten, die sich z.B. in Tiefen von 15 cm befanden, an der Bodenoberfläche wieder aufgetragen. Da nicht erst ab 15 cm Bodentiefe, sondern auch schon bei geringeren Bodentiefen der Temperaturpuffereffekt des Bodens greift (Wallwork 1970), sind auch die mit dem Oberboden übertragenen Insekten veränderten mikroklimatischen Bedingungen ausgesetzt. Die erfolglose Umsiedlung vieler Insektenordnungen durch die Unterbodenübertragung kann somit nicht allein durch eine Veränderung der mikroklimatischen Bedingungen erklärt werden. Der Misserfolg der Unterbodenübertragung ist daher eher von der natürlichen vertikalen Verteilung der Insekten im Boden abhängig.

Um diese beiden möglichen Einflussfaktoren (mikroklimatische Veränderung und vertikale Verteilung der Insekten im Boden) genauer untersuchen zu können, müssten in weiterführenden Studien der Oberboden und der Unterboden der Referenzflächen

getrennt beprobt werden. Im vorhandenen Versuchsaufbau wurden auf der Referenzfläche durch die Emergenzfallen sowohl Insekten die aus dem Unterboden, als auch Insekten die aus dem Oberboden schlüpften, zusammen in einer Falle gefangen. In einem optimiertem Versuchsaufbau würde man auf der Referenzfläche ein Stück Oberboden entfernen und einige Fallen auf den unzerstörten Unterboden stellen. Dadurch könnten Insekten, die nur aus dem ungestörten Unterboden schlüpfen, gefangen werden. Mit diesem Versuchsaufbau kann dann untersucht werden, ob die verminderten Insektenabundanzen des Unterbodens aufgrund ihrer vertikalen Verteilung oder durch die Temperaturveränderungen im Zuge der Übertragung auftreten.

4.1.7 Annahme der neu geschaffenen Flächen als Nistplätze

Die Insektenabundanzen auf den März-Oberbodenflächen sind im Vergleich zu den Referenzflächen bei keiner Insektenordnung signifikant vermindert. Da der Boden auf diesen Flächen bereits im März 2018 übertragen wurde, lag er schon seit einer Reproduktions- und Vegetationsperiode auf dem Eichelbuck. Aus den Ergebnissen kann geschlossen werden, dass die neu erschaffenen Flächen von allen untersuchten Insektenordnungen als Nist- oder Überdauerungsplätze angenommen werden. Dies ist ein Hinweis darauf, dass auf dem Eichelbuck ein gleichwertiges Ausgleichshabitat geschaffen wurde.

Auffallend ist der Trend, dass auf den März-Oberbodenflächen höhere Abundanzen als auf den Referenzflächen erfasst wurden (bei keiner Ordnung signifikant). Im Einklang mit diesem Ergebnis zeigten Frouz und Ali (2004), dass hohe Abundanzen an Dipteren, Hymenopteren und Coleopteren in frühen Sukzessionsstadien auftreten. Diese drei Insektenordnungen zeigten auch bei der vorliegenden Untersuchung den stärksten positiven Trend auf den März-Oberbodenflächen. So wurde durch den Eingriff möglicherweise die Artenvielfalt und Artenkomposition auf den neu geschaffenen Flächen hin zu Pionierarten verändert (Frouz & Ali 2004; Frouz 1999). Außerdem könnte durch die Bodenübertragung und die damit einhergehende Veränderung der Artenvielfalt und Artenkomposition, das auf den Referenzflächen bestehende Gleichgewicht des Nahrungsnetzes gestört worden sein (Polis & Strong 1996; Abrams 1992; DeAngelis 1980). Beispielsweise wäre es möglich, dass Konsumenten (z.B. Räuber)

in geringeren Abundanzen auf den neuen Flächen auftreten und somit ihre Beutetiere aufgrund der fehlenden Regulierung in sehr hohen Abundanzen auftreten (Carpenter, Kitchell & Hodgson 1985).

4.1.8 Unterschiede in den zeitlichen Schlupfmustern

Werden die Abundanzen der einzelnen Insektenordnungen gegen die Zeit aufgetragen zeigen sich je nach Bodentyp verschiedene Schlupfmuster, die sich bezüglich des Schlupfzeitpunktes und der Abundanz stark unterscheiden. Einerseits könnte dies an einer veränderten Artenkomposition auf den übertragenen Flächen liegen andererseits an den veränderten Bedingungen auf den übertragenen Böden.

Wie bereits zuvor diskutiert, sind die untersuchten Insektenordnungen sehr divers und weisen unterschiedliche Eigenschaften bezüglich ihres Schutzes oder Überwinterungsstadien auf, was einen Einfluss auf den Umsiedlungserfolg durch die Bodenübertragung haben kann. Manche Arten können folglich erfolgreich übertragen werden und manche Arten gar nicht, sodass es auf den übertragenen Flächen, im Vergleich zu den Referenzflächen, zu neuen Artenzusammensetzungen kommt. Da jede Art einen spezifischen Schlupfzeitpunkt hat, könnte dies den Unterschied der Schlupfzeitpunkte zwischen den verschiedenen Bodentypen erklären.

Eine andere mögliche Erklärung ist, dass sich die veränderten Umweltbedingungen auf das Schlupfdatum ausgewirkt haben. Das jährliche Auftreten von Insektenarten ist stark durch Umweltfaktoren wie Temperatur, Feuchtigkeit, Tageslänge und Krankheitserregern bestimmt (Son & Lewis 2005), wobei Erdbodenfeuchte und die Temperatur hierbei die kritischsten Faktoren sind (Son & Lewis 2005; Wallwork 1970; Dettner & Peters 2010). In meiner Studie sind Insekten durch die Bodenumschichtungen veränderten Temperaturen ausgesetzt worden, was in der Folge zu einer Veränderung der Entwicklungsgeschwindigkeit und damit zu neuen Schlupfzeitpunkten geführt haben kann. Da nicht nur die Entwicklungsgeschwindigkeit sondern auch die Beendigung der Diapause temperaturabhängig ist (Dettner, Peters & Bauer 2003), kann eine Temperaturänderung auch zu einem veränderten Zeitpunkt des Bodenaustritts von überwinternden Imagines führen.

4.1.9 Fazit: Umsiedlungserfolg von Insekten durch die Bodenübertragung

Ob von einem Umsiedlungserfolg gesprochen werden kann hängt von der Sichtweise ab. Aus ökologischer Sicht ist eine Umsiedlung erst dann erfolgreich, wenn die Artenkomposition (und genetische Vielfalt) der bodennistenden Insektengemeinschaft der Referenzflächen (Flugplatz) mit derjenigen auf dem Eichelbuck übereinstimmt. Aufgrund der Kürze der vorliegenden Arbeit konnten die Artenkompositionen der Insektenordnungen nicht bestimmt werden. Folglich konnte der Umsiedlungserfolg aus streng ökologischer Sicht nicht bewertet werden. In der vorliegenden Arbeit wurde der Umsiedlungserfolg der Insektenordnungen rein anhand der Ähnlichkeit ihrer Abundanzen (Referenzfläche zu den übertragenen Bodentypen) bewertet.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass Coleopteren und Dipteren durch die Übertragung des Oberbodens erfolgreich umgesiedelt werden konnten. Bei den Hymenopteren, Lepidopteren und Hemipteren ist die Möglichkeit einer erfolgreichen Umsiedlung durch die Übertragung des Oberbodens nicht ausgeschlossen. Bei der Übertragung vom Unterboden konnte eine Umsiedlung von Coleopteren und Hymenopteren nicht ausgeschlossen werden. Die Umsiedlung von den Lepidopteren, Dipteren und Hemipteren mittels Unterbodenübertragung muss als erfolglos betrachtet werden. Schutzmechanismen (stark sklerotisiertes Exoskelett) und hohe Abundanzen der Insektenordnungen gingen mit einer erfolgreichen Umsiedlung einher.

Um den Umsiedlungserfolg nach ökologischer Sichtweise bewerten zu können wird für zukünftige Studien empfohlen die Artendiversität innerhalb der Insektenordnungen zu bestimmen. Damit könnten möglicherweise auch weitere Aussagen zu Charakteristika, die eine erfolgreiche Umsiedlung ermöglichen, getroffen werden. Zusätzlich wäre ein optimierter Versuchsaufbau von Vorteil. In Laborstudien könnten Behälter mit Ober- bzw. Unterboden befüllt und Emergenzfallen darauf platziert werden, um so Ergebnisverzerrungen durch einwandernde und abwandernde Individuen zu vermeiden. Um, abgesehen von dem untersuchten Beispiel, allgemeine Aussagen zu dem Erfolg einer Bodenübertragung treffen zu können, sollten einige mögliche Störfaktoren (confounding factors), wie zum Beispiel unterschiedliche Hangneigungen und eine unterschiedliche geographische Lage der Referenzfläche zu den Übertragungsflächen, ausgeschlossen werden.

4.2. Umsiedlungserfolg von Bienen durch die Bodenübertragung

Die neu geschaffenen Flächen des Eichelbucks waren während der Bodenübertragung erheblichen Störungen ausgesetzt. Bei solchen Störungen eines Habitats gehen vorwiegend Habitat- und Nahrungspflanzenspezialisten verloren (Steffan-Dewenter 2003), was zu einer Strukturveränderung der Artengemeinschaft und einer Störung der Interaktionen zwischen verschiedenen Arten (z.B. Bestäubung) führt (Steffan-Dewenter 2003). In den folgenden Kapiteln wird daher diskutiert, ob sich die Bienenabundanz und Bienen Diversitäten, die Bienenartengemeinschaften und die Bestäuber-Netzwerke der Referenzfläche (Flugplatz) von denjenigen des Eichelbucks unterscheiden. Außerdem wird der Fangenerfolg von Bienen mittels der Emergenzfallen bewertet.

4.2.1 Fangenerfolg von Bienen mittels Emergenzfallen

Da nur insgesamt vier Bienen mit den Emergenzfallen gefangen wurden, konnten diese Daten statistisch nicht ausgewertet und folglich kann keine Aussage über den Umsiedlungserfolg von Bienen durch die Bodenübertragung getroffen werden. Die Tatsache, dass überhaupt Bienen mit den Fallen gefangen wurden zeigt, dass es im Allgemeinen möglich ist mit den verwendeten Emergenzfallen Bienen zu erfassen. Im Folgenden wird der Bienenfangenerfolg mittels Emergenzfallen diskutiert und die drei erfassten Bienenarten werden näher betrachtet.

Alle vier gefangenen Bienen (zwei Individuen von *Andrena labiata*, eine *Bombus terrestris* und eine *Lasioglossum laticeps*) sind bodennistende, weit verbreitete und häufige Bienenarten (Westrich 2018; Packer 1983). *Lasioglossum laticeps*, welche auf den Unterbodenflächen gefangen wurde, ist das einzige gefangene Individuum, welches möglicherweise durch die Bodenübertragung umgesiedelt wurde. Packer (1983) zeigte, dass *Lasioglossum laticeps* Nester bis zu 15 cm Tiefe graben kann. Da diese Bienenart generell in der Lage ist bis in solche Tiefen vorzudringen, könnte es durchaus sein, dass dieses Individuum mit dem Unterbodenmaterial übertragen wurde. *Bombus terrestris* wurde auf der März-Oberbodenfläche, die schon eine ganze Reproduktionsperiode auf dem Eichelbuck liegt, gefangen. Daher kann keine Aussage über

ihre mögliche Umsiedlung durch die Bodenübertragung getroffen werden. *Bombus terrestris* könnte entweder bei der Übertragung im März 2019 umgesiedelt worden sein oder sich aus dem Umland selbst angesiedelt haben. Letzteres wäre durchaus möglich, da *Bombus terrestris* in der Lage ist weite Distanzen zurückzulegen (Osborne et al. 2008). Der Fund auf der März-Oberbodenfläche zeigt, dass die neu geschaffenen Flächen als Überwinterungsplatz angenommen werden. Beide Individuen von *Andrena labiata* wurden nicht auf den übertragenen Flächen, sondern auf den Referenzflächen gefangen. Es wurde jeweils ein männliches und ein weibliches Individuum gefunden. Dieses Ergebnis ist im Einklang mit der Tatsache, dass bei *Andrena labiata* im Gegensatz zu *Bombus terrestris* und *Lasioglossum laticeps* beide Geschlechter überwintern und nicht nur die bereits begatteten Weibchen (Westrich 2018).

Die von Westrich (2018) angegebenen jährlichen Erscheinungsdaten der Bienenarten stimmen nicht mit den Funddaten der Studie überein. *Lasioglossum laticeps* wurde erst Anfang Juni gefangen (Westrich: März/April) und *Bombus terrestris* Ende April (Westrich: Mitte März). Bei *Andrena labiata* wurde ein Individuum Anfang und eines Ende April gefangen. Diese Daten decken sich eher mit denen von Westrich (2018) angegebenen Erscheinungsdaten (Westrich: Anfang Mai). Da der Zeitpunkt des saisonalen Auftretens von Bienen stark von der Temperatur abhängig ist (White, Son & Park 2009; Forrest & Thomson 2011; Bosch & Kemp 2003), können diese Abweichungen wahrscheinlich vorwiegend durch die hohen Temperaturen im Winter 2018/2019 und die niedrigen Temperaturen im Frühjahr 2019 erklärt werden. Auch der Temperatursturz im April 2019 könnte das Auftreten dieser Arten verzögert haben (meteoblue.com 2019). Es gilt die Möglichkeit zu beachten, dass sich Bienen, auf der Suche nach einem Nistplatz, von außen in die Falle gegraben haben. Um zukünftig solche Unsicherheiten zu vermeiden, könnte mit einer veränderten Fallenkonstruktion (in die Erde getriebener Metallrahmen) gearbeitet werden.

Bei einer vorangegangenen punktuellen Beprobung der Bienenfauna im Jahr 2015 wurden 107 verschiedenen Bienenarten aufgenommen (Rennwald 2016). Das sind deutlich mehr Arten als in meiner Studie mit den Emergenzfallen gefangen werden konnten (3 Arten). Die Verwendung von Emergenzfallen ist zwar eine nützliche Methode zur Beprobung von bodennistenden Bienen, im Vergleich zu anderen Fangmethoden sind Emergenzfallen jedoch wenig effektiv (Westphal et al. 2008; Sardiñas & Kremen 2014). Nicht nur auf den übertragenen Flächen am Eichelbuck, sondern auch

auf den Referenzflächen wurden lediglich zwei Bienen gefangen, was darauf hinweisen könnte, dass Bienen nur zur Nahrungssuche auf die Referenzflächen kommen, hier aber nicht nisten. Die nahrungssuchenden Bienen konnten 2015 folglich mit dem Streifkescher gefangen werden, mit den Emergenzfallen hingegen können nur im Boden nistende Bienen erfasst werden. Ein weiterer Grund für den geringen Fangerfolg auf den Referenzflächen könnte sein, dass die Fallen auf Bodenbereichen aufgestellt wurden, die nicht optimal für Bienenester geeignet sind. Bodennistende Bienen benötigen offene Bodenstellen, um ein Nest anlegen zu können (Westrich 2018); die Emergenzfallen standen jedoch eher auf einer relativ geschlossenen Vegetationsdecke.

Die Frage, ob Bienen durch eine Bodenübertragung umgesiedelt werden können, kann durch diese Studie mittels Emergenzfallen nicht beantwortet werden. Für weitere Studien wird empfohlen, zum einen mehr Emergenzfallen pro Fläche aufzustellen und zum anderen die gesamte Flugsaison der Bienen zu beproben. Zuletzt wäre es hilfreich Emergenzfallen gezielt auf für Bienenester geeignete Bodenabschnitte aufzubringen.

4.2.2 Bienenabundanzen und -diversitäten der Untersuchungsgebiete

In der vorliegenden Studie wurden mit dem Streifkescher 43 verschiedene Bienenarten erfasst. Der Vergleich der beiden Standorte 2019 (Eichelbuck und Flugplatz) zeigt, dass auf dem Eichelbuck weniger Bienenarten, jedoch mehr Individuen gefangen wurden als auf dem Flugplatz. Auch schon 2015 wurde die Bienenfauna auf dem Planungsgebiet „Fußballstadion“ beprobt. Hierbei wurden 78 Bienenarten erfasst, die im Jahre 2019 nicht mehr nachgewiesen wurden. Im Folgenden werden mögliche Gründe für die Unterschiede in den Bienenesterdiversitäten des Flugplatzes und des Eichelbuck diskutiert. Auch die Unterschiede der Bienenesterdiversitäten zwischen meiner Aufnahme 2019 und der Aufnahme 2015 werden betrachtet.

Die Bienenabundanzen auf dem Eichelbuck sind höher als diejenigen des Flugplatzes. Dies liegt zum einen an den hohen Abundanzen der sozialen *Apis mellifera* (Linnaeus 1758) und an den hohen Abundanzen von *Lasioglossum villosulum* (Kirby 1802) auf dem Eichelbuck. Die soziale *Apis mellifera* kann Kolonien bis zu mehreren tausend

Individuen bilden (Westrich 2018) und mehrere Kilometer weite Strecken auf der Nahrungssuche zurücklegen (Ingolf Steffan-Dewenter et al. 2002; Abou-Shaara 2014), wodurch diese Biene möglicherweise aus anliegenden Offenlandflächen (in 200 – 700 Meter Entfernung (Mette-Christ 2017)) auf den Eichelbuck gekommen sein könnte. *Lasioglossum villosulum* ist eine solitäre Art und die einzige Schmalbiene mit zwei unabhängigen, sich zeitlich überschneidenden, Generationen pro Jahr (Westrich 2018), sodass auch bei dieser Bienenart hohe Abundanzen entstehen können (Westrich 2018). Zum anderen bietet der Eichelbuck einen größeren Blütenreichtum als der Flugplatz (siehe 4.2.5 Nahrungsangebot für Bienen auf den neu geschaffenen Flächen). Da Bienenabundanzen positiv mit dem Blütenreichtum eines Habitats korrelieren (Potts et al. 2003), kann der Eichelbuck höheren Bienenabundanzen ein ausreichendes Nahrungsangebot bieten.

Am Eichelbuck ist die Bienendiversität geringer als auf dem Flugplatz. Der Eichelbuck liegt isoliert im Wald, was zum einen die Zuwanderung von umliegenden Bienenpopulationen, v.a. kleinere Arten die nur kurze Strecken zurücklegen können, erschwert (Beil, Horn & Schwabe 2008; Zurbuchen et al. 2010). Zum anderen, ist die übertragene Magerrasenfläche auf dem Eichelbuck deutlich kleiner als das ursprüngliche Areal, sodass weniger Arten mit ähnlicher Ressourcennutzung beherbergt werden können (Steffan-Dewenter 2003).

Neben den 17 Bienenarten, die auf beiden Standorten nachgewiesen wurden, konnten einige Bienenarten entweder nur auf dem Eichelbuck oder nur auf dem Flugplatz erfasst werden. 11 Bienenarten wurden ausschließlich auf dem Eichelbuck beobachtet, darunter hohe Abundanzen an *Andrena bicolor*, *Andrena flavipes* (Panzer 1799), *Lasioglossum malachurum* (Kirby 1802). Diese gehören zu den größeren Bienenarten (9-11 cm) (Westrich 2018), die weitere Strecken zurücklegen können (Gathmann & Tscharrntke 2002) und dadurch aus der umliegenden Umgebung eingewandert sein könnten. Die Tatsache, dass die durchschnittliche Körpergröße von Bienen in isolierten Habitaten größer ist als diejenige in nicht isolierten Habitaten (Steffan-Dewenter & Tscharrntke 1999) unterstreicht diese Möglichkeit. Die Lagerung von aus der Umgebung eingebrachten Grünschnittabfällen, könnte eine weitere mögliche Eintragsform von verschiedenen (auch kleineren) Bienenarten auf den Eichelbuck sein. Angrenzende Lebensräume, wie der den Eichelbuck umgebende Wald, können zusätzliche Ressourcen zur Verfügung stellen und können somit einen wichtigen Einfluss auf die

Artendiversität haben (Steffan-Dewenter 2003). Da Bienen verschiedene spezifische Ansprüche an Nestmaterial, Futterressourcen und Nistplätzen haben (Westrich 2018), können durch diese zusätzlichen Ressourcen, auf dem Eichelbuck möglicherweise andere Bienenarten beherbergt werden als auf dem Flugplatz.

Auf dem Flugplatz konnten sowohl 2019 als auch 2015 neun Bienenarten nachgewiesen werden, die auf dem Eichelbuck nicht erfasst werden konnten. Zwei dieser neun Bienenarten sind keine bodennistenden Arten (der Wirt von *Psithyrus rupestris* (*Bombus lapidarius* (Fabricius 1793) und *Megachile willughbiella* (Kirby 1802) (Westrich 2018)) und wurden vermutlich daher nicht durch die Bodenübertragung auf den Eichelbuck umgesiedelt. Vier der verbleibenden sieben Arten sind Nahrungsspezialisten (*Andrena humilis* (Imhoff 1832), *Andrena viridescens* (Viereck 1916), *Andrena wikella* (Kirby 1802), *Lasioglossum costulatum* (Kriechbaumer 1873)). Vor allem *Andrena viridescens* ist streng oligolektisch auf *Veronica*-Arten spezialisiert, die anderen Bienenarten sind oligolektisch auf eine Pflanzenfamilie spezialisiert (Westrich 2018). *Andrena labiata* (Fabricius 1781) ist zwar polylektisch, wird jedoch besonders häufig beim Pollensammeln bei *Veronica chamaedrys* beobachtet. Dass diese Bienenarten nicht auf dem Eichelbuck vorkommen bestätigt die Vermutung Steffan-Dewenters (2003), dass durch abnehmende Größe oder zunehmende Isolation eines Habitats vorwiegend Habitat- und Nahrungspflanzenspezialisten verschwinden. In den folgenden Jahren kann untersucht werden, ob die verbleibende Restfläche am Flugplatz groß genug ist, um auch langfristig eine Population dieser Arten zu erhalten.

Auffallend ist, dass 78 Bienenarten, die bei einer vorrangegangenen Beprobung im Jahr 2015 aufgenommen wurden, im Jahr 2019 weder auf dem Eichelbuck noch auf dem Flugplatzareal nachgewiesen wurden. Diese drastische Verminderung der Artendiversität kann verschiedene Gründe haben. Einerseits kann die Veränderung des Habitats durch die Stadionbaustelle und die Bodenübertragung einen starken negativen Effekt auf die Bienendiversität gehabt haben. Andererseits können auch die natürlich auftretenden, saisonalen und jahresübergreifenden Schwankungen der Artenkompositionen diesen Unterschied teilweise erklären.

Durch den Stadionbau wurde das ursprüngliche Habitat stark verkleinert und verändert, sodass weniger Arten beherbergt werden können (Rennwald 2016; Steffan-Dewenter 2003). Auch wurden Bienen, die den Magerrasen lediglich zur Nahrungssuche aufsuchten, durch den Stadionbau von wichtigen Nahrungsressourcen isoliert,

was die Bienendiversität dort wohl weiter verminderte (Kremen, Williams & Thorp 2002). Des Weiteren unterliegen Bienenpopulationen starken saisonalen und jahresübergreifenden Schwankungen. Diese werden durch unterschiedliche Faktoren wie z.B. klimatische Bedingungen, Wetterbedingungen, Vegetationsphänologie oder Landnutzung verursacht (Oertli, Muller & Dorn 2005; Williams, Minckley & Silveira 2001). So können Bienendiversitäten zwischen zwei Jahren so stark differieren, dass mehr als 25% aller Bienenarten in nur einem von zwei Jahren nachgewiesen werden können (Oertli, Muller & Dorn 2005). Da bei meiner Studie 2019 jedoch nur 40% der Artenvielfalt von 2015 gefunden wurde, können natürliche Schwankungen allein diesen großen Unterschied in der Bienendiversität nicht erklären.

Neben Habitatsgröße, Isolation und natürlichen Schwankungen der Bienenabundanzen, könnte ein methodischer Grund jedoch auch ausschlaggebend für die vermindert vorgefundene Bienendiversität 2019 sein. Die Beprobung der Bienenfauna konnte aufgrund Zeitmangels nur etwa zwei Monate (24.4.2019 - 17.06.2019) durchgeführt werden. Um saisonale Schwankungen der Bienenabundanzen zu erfassen, sollten Probenahmen jedoch mindestens über die gesamte Flugsaison der Bienen erfolgen (Oertli, Muller & Dorn 2005; Williams, Minckley & Silveira 2001). Bestenfalls wird die Bienenfauna für mehr als eine Flugsaison beprobt, um auch die Unterschiede zwischen den Jahren zu erkennen (Oertli, Muller & Dorn 2005; Williams, Minckley & Silveira 2001). Durch die kurze Zeitspanne der vorliegenden Beprobung wurden wahrscheinlich sehr früh und sehr spät fliegende Bienenarten verpasst. Zum Beispiel konnten in der vorliegenden Studie keine Arten von den Gattungen *Hylaeus*, *Colletes* und *Epeolus* gefangen werden, bei der Aufnahme 2015 jedoch schon. Alle drei Gattungen gehören zu den typischen, im Hochsommer fliegenden Bienen, die in Deutschland meist erst ab Ende Juni auftreten (Westrich 2018). Die Monate mit den höchsten Bienendiversitäten sind die Monate Juni und Juli, da es hier zu einer Überlappung der späten Frühljahrsarten und der frühen Sommerarten kommt (Oertli, Muller & Dorn 2005). Da meine Probenahme schon Mitte Juni beendet werden musste, wurde dieser wichtige Zeitpunkt nicht erfasst. Im Gegensatz zu meiner Beprobung der Bienenfauna 2019, deckte die Aufnahme 2015 einen längeren Zeitraum ab (11 Begehungen von Anfang Mai bis Mitte August) (Rennwald 2016). Die Beprobung der vorliegenden Studie hat folglich die Bienenvielfalt stark unterschätzt, was auch von dem hohen Anteil an Singletons (Bienen, die nur einmal aufgenommen wurden) bestätigt wird (Williams, Minckley & Silveira 2001). Der Anteil an Singletons in der vorliegenden Studie lag bei

34 %, was als relativ hoch bewertet werden kann (Oertli, Muller & Dorn 2005). Singletons können auch auf seltene Arten hinweisen (Williams, Minckley & Silveira 2001), jedoch sind alle Bienenarten (außer *Lasioglossum minutissimum*, Kirby 1802) die nur einmal nachgewiesen wurden als häufig bis mäßig häufig gelistet (Westrich 2018).

Trotz der drastischen Verminderung der vorgefundenen Artendiversität im Jahresvergleich (2015, 2019) konnten fünfzehn Bienenarten sowohl auf dem Eichelbuck 2019, dem Flugplatz 2019 als auch bei der Bestandsaufnahme 2015 nachgewiesen werden. Bei diesen Bienen besteht die Möglichkeit, dass sie durch die Bodenübertragung umgesiedelt worden sind, da es sich bei allen um bodennistende Bienenarten handelt. Bei nur 290 gefangenen Individuen konnten immerhin 43 verschiedene Arten nachgewiesen werden, was einem guten Verhältnis entspricht. Westphal et al. konnten in ihren Studien (2008) zwischen 73 und 122 verschiedene Bienenarten identifizieren. Um eine solche Artenvielfalt zu erreichen mussten sie jedoch zwischen 1220 bis 8813 Individuen fangen. Dies zeigt, dass es wahrscheinlich noch einige unentdeckte Bienenarten auf beiden Probeflächen gibt. Diese Vermutung wird durch meine Ermittlung der maximal zu erwartenden Artanzahl bestätigt. Auf dem Flugplatz könnten demnach noch etwa 14 und auf dem Eichelbuck 9 weitere Bienenarten gefunden werden. Sobald der Bau des Stadions abgeschlossen ist und die Vegetation auf dem Eichelbuck sich vollkommen etabliert hat kann untersucht werden, ob die Bienenendiversität sich wieder erhöht.

4.2.3 Unterschiede der Pflanzen-Bestäuber-Netzwerke der Untersuchungsgebiete

Meist gehen durch Habitatzerstörung vor allem seltene Arten verloren, dies gilt sowohl für Tierarten als auch für Pflanzenarten (Tilman et al. 1994; Laurance, Gascon & Rankin-de Merona 1999). Für Bienen bedeutet Habitatzerstörung ein Verlust an günstigen Nistplätzen und Nahrungsressourcen, wodurch vorwiegend Habitat- und Nahrungspflanzenspezialisten verloren gehen (Steffan-Dewenter 2003; Steffan-Dewenter & Tscharrntke 1999). Die Bestäuber-Netzwerke (Bienen-Pflanzen) des Eichelbucks sollten daher generalistischer sein, als diejenigen des Flugplatzes. Es wurde bereits gezeigt, dass vier der sechs nachgewiesenen oligolektischen Bienenarten nur auf dem Flugplatz vorkamen. Der Vergleich der Bestäuber-Netzwerke beider Standorte zeigt

jedoch, dass sie sich hinsichtlich ihres Generalitätenindex nicht signifikant unterscheiden. Auf dem Eichelbuck ist lediglich ein Trend hin zu generalistischeren Bestäuber-Netzwerken zu erkennen. Dass kein signifikanter Unterschied vorliegt kann daran liegen, dass Untersuchungen von ökologischen Netzwerken besonders anfällig für Stichprobeneffekte sind (Nielsen & Bascompte 2007). Mit zunehmendem Probenahmeaufwand und damit zunehmenden Abundanzen und Artenzahlen werden Netzwerke generalistischer (Nielsen & Bascompte 2007; Dormann et al. 2009). Arten, die selten aufgenommen wurden, erscheinen im Netzwerk als Spezialisten, könnten jedoch bei höherem Probenahmeaufwand als Generalisten identifiziert werden (Petanidou et al. 2008; Vázquez & Aizen 2006). Da die aufgenommenen Bienenabundanzen mit 290 gefangenen Individuen eher gering waren ist es wahrscheinlich, dass die Netzwerke in meinen Ergebnissen spezialisiert erscheinen als sie tatsächlich sind. Ein höherer Probenahmeaufwand und damit höhere Bienenabundanzen hätten möglicherweise die beiden Ausreißer auf dem Eichelbuck Ende April (24.04.2019) und auf dem Flugplatz Mitte Mai (17.05.2019) nicht so stark ins Gewicht gefallen lassen. Ende April war der Generalitätsindex auf dem Eichelbuck geringer als bei den restlichen Aufnahmen. Hier wurden sieben von neun aufgenommenen Bienenarten auf nur einer Pflanzenart gefangen. Sogar die polylektische Honigbiene (*Apis mellifera*) wurde bei dieser Aufnahme auf nur einer einzigen Pflanzenart nachgewiesen. Der Generalitätsindex auf dem Flugplatz war Mitte Mai höher als bei den restlichen Aufnahmen. Hierfür waren vor allem die hohen Abundanzen der ausgesprochen polylektischen *LasioGLOSSUM PAUXILLUM* (Westrich 2018) verantwortlich. Neben den geringen Bienenabundanzen ist zu beachten, dass bei der Aufnahme der Bienenfauna auch *Apis mellifera* aufgenommen wurde, welche zu den ausgesprochen polylektischen Bienenarten gehört. Das Miteinbeziehen von *Apis mellifera* erhöhte den Generalitätsindex beider Standorte. Wurde *Apis mellifera* nicht berücksichtigt, war der Unterschied des Generalitätenindex zwischen den beiden Standorten immer noch nicht signifikant. Da der Trend hin zu generalistischeren Netzwerken auf dem Eichelbuck erkennbar ist wird vermutet, dass höhere Bienenabundanzen generalistischere Bestäuber-Netzwerke auf dem Eichelbuck liefern würden.

4.2.4 Unterschiede in den Artengemeinschaften der Untersuchungsgebiete

Die Bienenartengemeinschaften beider Untersuchungsgebiete unterscheiden sich signifikant voneinander, gleichwohl kommen etwa 40% aller nachgewiesener Bienenarten in beiden Untersuchungsgebieten vor. Aufgrund unterschiedlicher Quantität und Qualität von Nahrungsressourcen, Habitatgröße und -heterogenität, Einfluss natürlicher Feinde und Pflanzendiversitäten sind Bienenartengemeinschaften nicht nur zeitlich sondern auch räumlich sehr variabel (Oertli, Muller & Dorn 2005, rezensiert durch Potts et al. 2003) und unterscheiden folglich zwischen zwei Gebieten meist deutlich (Williams, Minckley & Silveira 2001). Je weiter Bienenartengemeinschaften voneinander entfernt sind, desto weniger gemeinsame Arten weisen sie auf (Minckley et al. 1999). Williams, Minckley und Silveira (2001) zeigten, dass Gemeinschaften, die unter 5 km voneinander entfernt liegen, über 40% gemeinsame Arten aufweisen. Dies ist im Einklang mit den Ergebnissen meiner Studie die zeigen, dass 40 % aller Arten in beiden Untersuchungsgebieten vorkommen (etwa 3 km Entfernung). Die Übereinstimmung der Ergebnisse von Williams, Minckley und Silveira (2001) und den vorliegenden Ergebnissen unterstreicht, dass der Unterschied der beiden Gemeinschaften ein natürlicher sein kann und sich die Bienenartengemeinschaft auf dem Eichelbuck unabhängig von der Bodenübertragung gebildet hat. Mögliche Eintragswege sind die Anlieferung von Grünschnittabfällen oder die Zuwanderung von größeren Bienen (Gathmann & Tscharntke 2002). Zusätzlich können die höhere Habitatheterogenität des Eichelbucks im Vergleich zum Flugplatz (Exposition, Hangneigung, Auftreten ruderaler Pflanzenarten) und der den Eichelbuck umgebende Wald möglicherweise verschiedensten Bienenarten Nahrungs- und Nistressourcen bieten.

Die Bienenartengemeinschaft auf dem Eichelbuck stellt folglich keine Untergemeinschaft der Bienenartengemeinschaft des Flugplatzes dar. Der Vergleich beider Bienenartengemeinschaften weist deshalb nicht darauf hin, dass die Umsiedlung von Bienen durch die Bodenübertragung erfolgreich war. Wäre dies der Fall gewesen, dann hätte die Bienenartengemeinschaft des Eichelbucks eine Schnittmenge derjenigen des Flugplatzes sein müssen.

4.2.5 Nahrungsangebot für Bienen auf den neu geschaffenen Flächen

Die Aufnahme der blühenden Pflanzen sollte zeigen, ob die übertragenen Flächen des Eichelbucks ein ausreichendes Blühangebot für Bienen zur Verfügung stellen. Im Folgenden werden die Ergebnisse dieser Aufnahme diskutiert. Außerdem werden Pflanzenarten, die nur auf einem der beiden Standorte (Referenzfläche-Flugplatz und Eichelbuck) vorkamen, bezüglich ihrer Bedeutung als Pollenquelle für Bienen bewertet.

Auf den März-Oberbodenflächen des Eichelbucks wurden signifikant mehr Pflanzenarten gefunden als auf den Referenzflächen (Flugplatz). Dies ist wohl vor allem auf das Auftreten einiger ruderaler Pflanzenarten (Wattendorf 2019), die vorwiegend in frühen Sukzessionsstadien nach Habitatstörungen erscheinen (Prach, Pyšek & Bastl 2001), zurückzuführen. Auch die variableren Standortbedingungen (Exposition, Hangneigung, Substratstärke, Stickstoffeinträge) des Eichelbucks im Vergleich zum Flugplatz (Wattendorf 2019) können die erhöhte Pflanzendiversität erklären (Stein, Gerstner & Kreft 2014). Da die Oktober-Oberbodenflächen erst im Oktober 2018 auf den Eichelbuck übertragen wurden, konnten sich den Winter über nur wenige zusätzliche Pflanzen aus der Umgebung etablieren und wiesen deshalb eine gleich hohe Pflanzendiversität wie die Referenzflächen auf. Die Unterbodenflächen hingegen wiesen signifikant weniger Pflanzenarten auf als die Referenzflächen. Dies ist darauf zurückzuführen, dass das übertragene Unterbodenmaterial nur vereinzelt Wurzeln (Wattendorf 2017) und Diasporen aufweist (Traba, Azcárate & Peco 2004) und folglich kaum Vegetation umgesiedelt werden konnte. Der Diasporeneintrag aus der Umgebung wird erst in Zukunft neue Arten auf den Unterbodenflächen ansiedeln (Wattendorf 2019) und dadurch ist hier erst nach einigen Vegetationsperioden mit einer höheren Pflanzendiversität zu rechnen. Die Anzahl an Pflanzenarten ist hoch korreliert mit der Blütenabundanz, deshalb ist es nicht verwunderlich, dass die Ergebnisse der Blütenabundanzen ähnlich ausfallen.

Auch Wattendorf (2019) hat nachgewiesen, dass der größte Teil der Pflanzenarten der Referenzflächen (Flugplatz) auch auf dem Eichelbuck nachgewiesen werden kann. Auch in meiner Studie gibt es lediglich 5 Pflanzenarten (*Potentilla verna*, *Vicia sativa*, *Veronica chamaedrys* und *Trifolium pratense* und *Rhinanthus alectorolophus*) die auf den Referenzflächen, jedoch nicht auf dem Eichelbuck, nachgewiesen werden konnten. *Trifolium pratense*, eine für viele Bienenarten wichtige Pollenquelle, wurde bei der jetzigen Aufnahme auf dem Eichelbuck nicht erfasst. *Trifolium pratense* konnte jedoch

bei der Vegetationsaufnahme des Eichelbucks 2018 nachgewiesen werden (Wattendorf 2019) und wurde während der diesjährigen Beprobung der Bienenfauna auf den nicht untersuchten März-Unterbodenflächen in hohe Abundanzen beobachtet (siehe Bestäuber-Netzwerke vom Eichelbuck). Folglich ist *Trifolium pratense* auf dem Eichelbuck vorhanden. Die Pflanzenart *Potentilla verna* ist für die Bienenart *Andrena potentillae* wichtig, da diese streng oligolektisch auf die Gattung *Potentilla* spezialisiert ist. *Andrena potentillae* wurde jedoch weder bei der Aufnahme 2015 noch bei der Aufnahme 2018 im Gebiet nachgewiesen. Deshalb ist es unwahrscheinlich, dass sie sich auf dem Eichelbuck ansiedeln wird. Daneben wird *Potentilla verna* auch von vielen polylektische *Andrena*- und *Lasioglossum*arten genutzt. Diese Bienenarten sind jedoch generalistisch und könnten so den Verlust von *Potentilla verna* kompensieren. Die ebenfalls nicht auf dem Eichelbuck nachgewiesene *Vicia sativa* wird von *Eucera nigrescens* (Perez 1879), welche 2015 im Planungsgebiet nachgewiesen wurde, genutzt. *Eucera nigrescens* ist oligolektisch auf die Familie *Fabaceae* spezialisiert. Da andere Arten dieser Pflanzenfamilie auf dem Eichelbuck erfasst wurden, wäre wahrscheinlich ein ausreichendes Nahrungsangebot für *Eucera nigrescens* vorhanden. *Veronica chamaedrys* ist die Hauptpollenquelle für die Bienenart *Andrena viridescens*, welche streng oligolektisch auf die Gattung *Veronica* spezialisiert ist. Der Verlust von *Veronica chamaedrys* könnte einen negativen Einfluss auf diese Bienenart haben. Da *Andrena viridescens* auch andere *Veronica*arten nutzen könnte, wäre *Veronica persica* möglicherweise eine Kompensation für *Veronica chamaedrys*. *Rhinanthus alectorolophus* wird nicht als Pollenquelle für Wildbienen aufgeführt (alle Angaben zu den Pollenquellen aus Westrich 2018).

Die Pflanzenarten, die ausschließlich auf dem Eichelbuck vorkamen, werden fast alle von verschiedenen Bienen als Pollenquelle verwendet. *Vicia sepium* wird von *Andrena lathyri* (Alfken 1899) besucht, welche streng oligolektisch auf die Gattung der Pflanzenart spezialisiert ist. *Trifolium repens* und *Trifolium dubium* stellen beide eine sehr beliebte Pollenquelle dar und die Bienenart *Andrena wikella* ist oligolektisch auf diese Familie spezialisiert. Auch *Echium vulgare* ist eine relativ beliebte Pollenquelle, unter anderem sind drei *Osmia*arten streng oligolektisch auf die Gattung *Echium* spezialisiert. Auch die nur auf dem Eichelbuck vorkommenden Pflanzenarten *Centaurea jacea* und *C. cyanus* werden von verschiedenen Bienenarten besucht. Am beliebtesten ist *Sinapis arvensis*, welche von 66 verschiedenen Wildbienenarten als Pollenquelle genutzt wird. Somit stellt der Eichelbuck sowohl polylektischen als auch einigen hoch

oligolektischen Bienen ein breites Nahrungsangebot zur Verfügung (alle Angaben zu den Pollenquellen aus Westrich 2018). Allein für *Andrena viridescens* könnte das Nahrungsangebot auf dem Eichelbuck durch das Fehlen von *Veronica chamaedrys* unzureichend sein.

Die Ergebnisse meiner Studie zeigen, dass durch die Übertragung des Oberbodens eine hohe Pflanzendiversität und eine hohe Blütenabundanz geschaffen wurde. Da der Artenreichtum an Blütenpflanzen der beste Prädiktor für Bienendiversität ist (Stefan-Dewenter & Tscharnkte 2001) konnte durch die Oberbodenübertragung folglich ein gleichwertiges und vielfältiges Nahrungsangebot für verschiedene Bienenarten auf dem Eichelbuck geschaffen werden.

5. Fazit und Ausblick

Bei der Bodenübertragung im Zuge des Neubaus des Freiburger Fußballstadions konnten durch die Oberbodenübertragung Coleopteren und Dipteren erfolgreich umgesiedelt werden. Schutzmechanismen (stark sklerotisiertes Exoskelett) und hohe Abundanzen der Insektenordnungen gingen mit einer erfolgreichen Umsiedlung einher. Bei Hymenopteren, Lepidopteren und Hemipteren ist die Möglichkeit einer Umsiedlung durch eine Oberbodenübertragung nicht ausgeschlossen. Die Möglichkeit einer Umsiedlung von Coleopteren und Hymenopteren mittels der Unterbodenübertragung ist ebenfalls nicht auszuschließen. Vor allem die Coleopteren zeigten einen Trend hin zu einer möglicherweise erfolgreichen Umsiedlung. Die Umsiedlung aller anderen Insektenordnungen (Lepidoptera, Diptera und Hemiptera) mittels einer Unterbodenübertragung muss als erfolglos betrachtet werden. Gründe für diese erfolglose Umsiedlung können einerseits, die natürliche vertikale Verteilung dieser Insekten im Boden sein oder andererseits, die Veränderung der mikroklimatischen Bedingungen durch die Bodenübertragung. Die durch die Bodenübertragung neu geschaffenen Flächen werden von allen Insektenordnungen als Nistplätze und Überdauerungsplätze angenommen.

Der Umsiedlungserfolg der Insektenordnungen wurde in der vorliegenden Arbeit anhand der Ähnlichkeit ihrer Abundanzen (Referenzfläche zu den übertragenen Bodentypen) bewertet, womit die Ergebnisse keine Schlussfolgerung zu einem Umsiedlungserfolg aus ökologischer Sichtweise zulassen. Um eine solche Bewertung treffen zu können wird für zukünftige Studien empfohlen die Artenkomposition (und auch die genetische Vielfalt) innerhalb der Insektenordnungen zu bestimmen. Möglicherweise könnten dadurch weitere Eigenschaften, die eine erfolgreiche Umsiedlung innerhalb einer Insektenordnung begünstigen, bestimmt werden. Auch die Beobachtung der Entwicklung der Eichelbuck-Insektenfauna über mehrere Jahre hinweg könnte die Ergebnisse konkretisieren.

Aufgrund mangelnden Fangerfolges konnte mittels Emergenzfallen nicht bewertet werden, ob Bienen durch eine Bodenübertragung umgesiedelt werden können. Der Vergleich der Artengemeinschaften beider Untersuchungsgebiete zeigte, dass die Bienenartengemeinschaften unabhängig voneinander sind. Folglich gilt es als unwahrscheinlich, dass im untersuchten Beispiel Bienen durch die Bodenübertragung in das

neue Habitat umgesiedelt werden konnten. Die Bestäuber-Netzwerke wiesen beim Vergleich des Generalitätenindex keine signifikanten Unterschiede auf, was jedoch auf eine zu geringe Anzahl an gefangenen Individuen zurückzuführen ist. Auch wenn die Bodenübertragung wahrscheinlich keine Biene umsiedelte, so konnte doch durch die Übertragung des Oberbodens ein gleichwertiges und vielfältiges Nahrungsangebot für Bienen auf dem Eichelbuck geschaffen werden. Um hinsichtlich der Bienenumsiedlung fundierte Aussagen treffen zu können, ist es für weiterführende Studien zu empfehlen mehr Daten zu erfassen. Einerseits könnte eine höhere Dichte an Emergenzen zu höheren Abundanzen an Bienen führen, andererseits könnte eine Beprobung mit dem Streifkescher über die ganze Flugsaison hinweg höhere Bienendiversitäten erfassen.

Trotz aller zeitlicher und methodischer Einschränkungen der vorliegenden Studie konnte diese zeigen, dass sowohl verschiedene Insektenordnungen als auch wichtige Nahrungsressourcen durch die Bodenübertragung erfolgreich umgesiedelt werden konnten. Daher ist die Bodenübertragung eine vielversprechende Methode, unumgänglichen Habitatverlusten entgegenzuwirken und somit dem Rückgang von Insekten - als essentielle Ökosystemdienstleister - entgegenzuwirken.

6. Literaturverzeichnis

Abou-Shaara, Hf. 2014. 'The Foraging Behaviour of Honey Bees, *Apis Mellifera*: A Review'. *Veterinárni Medicína* 59 (No. 1): 1–10.

Abrams, Peter A. 1992. 'Adaptive Foraging by Predators as a Cause of Predator-Prey Cycles'. *Evolutionary Ecology* 6 (1): 56–72.

Aguiar, Alexandre P., Andrew R. Deans, Michael S. Engel, Mattias Forshage, John T. Huber, John T. Jennings, Norman F. Johnson, et al. 2013. 'Order Hymenoptera'. *Zootaxa* 3703 (1): 51.

Albrecht, Matthias, Bernhard Schmid, Martin K. Obrist, Beatrice Schüpbach, David Kleijn, und Peter Duelli. 2010. 'Effects of Ecological Compensation Meadows on Arthropod Diversity in Adjacent Intensively Managed Grassland'. *Biological Conservation* 143 (3): 642–49.

Amiet, Felix. 1996. *Apidae 1: Allgemeiner Teil, Gattungsschlüssel, Die Gattungen Apis, Bombus Und Psithyrus*. Vol. Fauna Helvetica. Neuchâtel: CSCF & SEG.

Amiet, Felix, M Hermann, A Müller, und R Neumeyer. 2010. *Apidae 6: Andrena, Meliturga, Panurginus, Panurgus*. Vol. Fauna Helvetica 26. Neuchâtel: CSCF & SEG.

Amiet, Felix, M Herrmann, A Müller, und R Neumeyer. 2001. *Apidae 3: Halictus, Lasioglossum*. Vol. Fauna Helvetica 6. Neuchâtel: CSCF & SEG.

Amiet, Felix, M Herrmann, A Müller, und R Neumeyer. 2004. *Apidae 4: Anthidium, Chelostoma, Coelioxys, Dioxys, Heriades, Lithurgus, Megachile, Osmia, Stelis*. Vol. Fauna Helvetica 9. Neuchâtel: CSCF & SEG.

Amiet, Felix, M Herrmann, A Müller, und R Neumeyer. 2007. *Apidae 5: Ammobates, Ammobatoides, Anthophora, Biastes, Ceratina, Dasypoda, Epeoloides, Epeolus, Eucera, Macropis, Melecta, Melitta, Nomada, Pasites, Tetralonia, Thyreus, Xylocopa*. Vol. Fauna Helvetica 20. Neuchâtel: CSCF & SEG.

Amiet, Felix, Andreas Müller, und Rainer Neumeyer. 1999. *Apidae 2: Colletes, Dufourea, Hylaeus, Nomia, Nomioides, Rhophitoides, Rophites, Sphecodes, Systropha*. Fauna Helvetica 4. Neuchâtel: CSCF & SEG.

Anderson, Marti J. 2001. 'A New Method for Nonparametric Multivariate Analysis of Variance'. *Austral Ecology* 26: 32–46.

Asis, J. D., S. F. Gayubo, und J. Tormos. 1992. 'Data on the Nesting Behaviour of Five European Bembix and Description of the Mature Larvae of B. Merceti and B. Rostrata (Hymenoptera, Sphecidae)'. *Deutsche Entomologische Zeitschrift* 39 (4–5): 221–31.

Batáry, Péter, András Báldi, Miklós Sárospataki, Florian Kohler, Jort Verhulst, Eva Knop, Felix Herzog, und David Kleijn. 2010. 'Effect of Conservation Management on Bees and Insect-Pollinated Grassland Plant Communities in Three European Countries'. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 136 (1–2): 35–39.

Beil, Marion, Helmut Horn, und Angelika Schwabe. 2008. 'Analysis of Pollen Loads in a Wild Bee Community (Hymenoptera: Apidae) – a Method for Elucidating Habitat Use and Foraging Distances'. *Apidologie* 39 (4): 456–67.

Bellmann, Heiko, und Klaus Honomichl. 2007. *Biologie Und Ökologie Der Insekten*. 4. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag.

Bohart, G. E. 1972. 'Management of Wild Bees for the Pollination of Crops'. *Annual Review of Entomology* 17 (1): 287–312.

Bosch, Jordi, und William P. Kemp. 2003. 'Effect of Wintering Duration and Temperature on Survival and Emergence Time in Males of the Orchard Pollinator *Osmia Lignaria* (Hymenoptera: Megachilidae)'. *Environmental Entomology* 32 (4): 711–16.

Brown, Mark J.F., und Robert J. Paxton. 2009. 'The Conservation of Bees: A Global Perspective'. *Apidologie* 40 (3): 410–16.

Bulot, Adeline, Erick Provost, und Thierry Dutoit. 2014. 'A Comparison of Different Soil Transfer Strategies for Restoring a Mediterranean Steppe after a Pipeline Leak (La Crau Plain, South-Eastern France)'. *Ecological Engineering* 71 (October): 690–702.

Cane, James H. 2002. 'Pollinating Bees (Hymenoptera: Apiformes) of U.S. Alfalfa Compared for Rates of Pod and Seed Set'. *Journal of Economic Entomology* 95 (1): 22–27.

Cane, James H. 2008. 'A Native Ground-Nesting Bee (*Nomia Melanderi*) Sustainably Managed to Pollinate Alfalfa across an Intensively Agricultural Landscape'. *Apidologie* 39 (3): 315–23.

Cane, J.H. 1997. 'GROUND-NESTING BEES: THE NEGLECTED POLLINATOR RESOURCE FOR AGRICULTURE'. *Acta Horticulturae*, no. 437 (January): 309–24.

Carpenter, Stephen R., James F. Kitchell, und James R. Hodgson. 1985. 'Cascading Trophic Interactions and Lake Productivity'. *BioScience* 35 (10): 634–39.

Chambers, J. M., und T.J. Hastie. 1992. 'Statistical Models in S', Wadsworth & Brooks/Cole Advanced Books & Software, 251.

Chao, Anne. 1987. 'Estimating the Population Size for Capture-Recapture Data with Unequal Catchability'. *Biometrics* 43 (4): 783.

Chiarucci, A., G. Bacaro, D. Rocchini, und L. Fattorini. 2008. 'Discovering and Rediscovering the Sample-Based Rarefaction Formula in the Ecological Literature'. *Community Ecology* 9 (1): 121–23.

Cleveland, W. S., E. Grosse, und W. M. Shyu. 1992. 'Local Regression Models'. In *Statistical Models in S*, Kapitel 8, S 608. Pacific Grove, CA: Wadsworth&Books/Cole.

Costanza, Robert, R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, et al. 1997. 'The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital'. *Nature* 387: 8.

DeAngelis, D. L. 1980. 'Energy Flow, Nutrient Cycling, and Ecosystem Resilience'. *Ecology* 61 (4): 764–71.

Decoursey, Russell M., und Charles O. Esselbaugh. 1962. 'Descriptions of the Nymphal Stages of Some North American Pentatomidae (Hemiptera-Heteroptera)'. *Annals of the Entomological Society of America* 55 (3): 323–42.

Dettner, Konrad, und Werner Peters. 2010. 'Übersicht über die Vielfalt der Insekten'. In *Lehrbuch der Entomologie*, edited by Konrad Dettner and Werner Peters, 753–887. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.

Dettner, Konrad, Werner Peters, und Thomas Bauer, eds. 2003. *Lehrbuch der Entomologie*. 2. Aufl. Spektrum Lehrbuch. Heidelberg: Spektrum Akad. Verl.

Dixon, A F G. 1985. 'Structure of Aphid Populations'. *Annual Review of Entomology* 30 (1): 155–74.

Donovan, Barry J., Bradley G. Howlett, und Melanie K. Walker. 2010. 'Relocation and Establishment of Nesting Populations of the Native Bee *Leioproctus Huakiwi* Donovan (Hymenoptera: Colletidae)'. *New Zealand Entomologist* 33 (1): 109–13.

Dormann, Carsten F. 2017. *Parametrische Statistik: Verteilungen, maximum likelihood und GLM in R*. 2., überarbeitete und erweiterte Auflage. Statistik und ihre Anwendungen. Berlin: Springer Spektrum.

Dormann, Carsten F., Jochen Frund, Nico Bluthgen, und Bernd Gruber. 2009. 'Indices, Graphs and Null Models: Analyzing Bipartite Ecological Networks'. *The Open Ecology Journal* 2 (1): 7–24.

Dormann, C.F., J. Fruend, B. Gruber, S. Beckett, M. Devoto, J. Iriundo, T. Opsahl, et al. 2019. *Bipartite: Visualising Bipartite Networks and Calculating Some (Ecological) Indices* (version 2.13). <https://CRAN.R-project.org/package=bipartite>.

Dunn, Olive Jean. 1961. 'Multiple Comparisons Among Means'. *Taylor & Francis, Ltd. on Behalf of the American Statistical Association*, Journal of the American Statistical Association, 56 (293): 52–64.

Eisenbeis, Gerhard, und Wichard Wilfried. 2012. *Atlas on the Biology of Soil Arthropods*. Springer Science & Business Media.

Fischer, Joern, und David B. Lindenmayer. 2007. 'Landscape Modification and Habitat Fragmentation: A Synthesis'. *Global Ecology and Biogeography* 16 (3): 265–80.

Footitt, Robert, und Peter Adler. 2017. *Insect Biodiversity*. 2nd ed. 1. John Wiley & Sons.

Forrest, Jessica R. K., and James D. Thomson. 2011. 'An Examination of Synchrony between Insect Emergence and Flowering in Rocky Mountain Meadows'. *Ecological Monographs* 81 (3): 469–91.

Frouz, Jan. 1999. 'Use of Soil Dwelling Diptera (Insecta, Diptera) as Bioindicators: A Review of Ecological Requirements and Response to Disturbance', 20.

Frouz, Jan, und Arshad Ali. 2004. 'SOIL MACROINVERTEBRATES ALONG A SUCCESSIONAL GRADIENT IN CENTRAL FLORIDA'. *Florida Entomologist* 87 (3): 386–90.

Frouz, Jan, Arshad Ali, Jaroslava Frouzova, und Richard J. Lobinske. 2004. 'Horizontal and Vertical Distribution of Soil Macroarthropods Along a Spatio-Temporal Moisture Gradient in Subtropical Central Florida'. *Environmental Entomology* 33 (5): 1282–95.

Gathmann, Achim, und Teja Tscharntke. 2002. 'Foraging Ranges of Solitary Bees BlackwellScience,Ltd', 8.

Hall, Damon M., und Rebecca Steiner. 2019. 'Insect Pollinator Conservation Policy Innovations at Subnational Levels: Lessons for Lawmakers'. *Environmental Science & Policy* 93 (March): 118–28.

Hallmann, Caspar A., Martin Sorg, Eelke Jongejans, Henk Siepel, Nick Hofland, Heinz Schwan, Werner Stenmans, et al. 2017. 'More than 75 Percent Decline over 27 Years in Total Flying Insect Biomass in Protected Areas'. Edited by Eric Gordon Lamb. *PLOS ONE* 12 (10): e0185809.

Handl, Andreas, und Torben Kuhlenkasper. 2017. *Multivariate Analysemethoden: Theorie und Praxis mit R*. 3., wesentl. überarb. Aufl. 2017. Statistik und ihre Anwendungen. Berlin: Springer Spektrum.

Hopkins, T L, und K J Kramer. 1992. 'Insect Cuticle Sclerotization'. *Annual Review of Entomology* 37: 273–302.

Jaunatre, Renaud, Elise Buisson, und Thierry Dutoit. 2014. 'Topsoil Removal Improves Various Restoration Treatments of a Mediterranean Steppe (La Crau, Southeast France)'. Edited by Rob Marrs. *Applied Vegetation Science* 17 (2): 236–45.

Joos, Umwelttechnik GmbH. 2019. 'Magerrasenausgleich SC-Stadion Auf Der Depo-nie Eichelbuck Planung Mengen Oberboden (Soden+Decklage)'. Hartheim.

Kearns, Carol A., David W. Inouye, und Nickolas M. Waser. 1998. 'ENDANGERED MUTUALISMS: The Conservation of Plant-Pollinator Interactions'. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29 (1): 83–112.

Kiehl, Kathrin, Anita Kirmer, Tobias W. Donath, Leonid Rasran, und Norbert Hölzel. 2010. 'Species Introduction in Restoration Projects – Evaluation of Different Techniques for the Establishment of Semi-Natural Grasslands in Central and Northwestern Europe'. *Basic and Applied Ecology* 11 (4): 285–99.

Klein, Alexandra-Maria, Bernard E Vaissière, James H Cane, Ingolf Steffan-Dewenter, Saul A Cunningham, Claire Kremen, und Teja Tscharntke. 2007. 'Importance of Pollinators in Changing Landscapes for World Crops'. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 274 (1608): 303–13.

Kremen, C., N. M. Williams, und R. W. Thorp. 2002. 'Crop Pollination from Native Bees at Risk from Agricultural Intensification'. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 99 (26): 16812–16.

Kruskal, J. B. 1964. 'Nonmetric Multidimensional Scaling: A Numerical Method'. *Psychometrika* 29 (2): 115–29.

La Notte, Alessandra, Dalia D'Amato, Hanna Mäkinen, Maria Luisa Paracchini, Camino Liqueste, Benis Egoh, Davide Geneletti, und Neville D. Crossman. 2017. 'Ecosystem Services Classification: A Systems Ecology Perspective of the Cascade Framework'. *Ecological Indicators* 74 (March): 392–402.

Landespflege Freiburg, Institut für Naturschutzökologie und Landschaftsmanagement. n.d. 'Deponie Eichelbuck Plan: Herstellung Magerrasenflächen'. Kirchzarten.

Laurance, William F., Claude Gascon, und Judy M. Rankin-de Merona. 1999. 'PREDICTING EFFECTS OF HABITAT DESTRUCTION ON PLANT COMMUNITIES: A TEST OF A MODEL USING AMAZONIAN TREES'. *Ecological Applications* 9 (2): 548–54.

Leyer, Ilona, und Karsten Wesche. 2008. *Multivariate Statistik in der Ökologie: eine Einführung*. Korrigierter Nachdruck. Springer-Lehrbuch. Berlin Heidelberg: Springer.
Losey, John E., and Mace Vaughan. 2006. 'The Economic Value of Ecological Services Provided by Insects'. *BioScience* 56 (4): 311.

Lynch, James F., Alexander K. Johnson, und Edward C. Balinsky. 1987. 'Spatial and Temporal Variation in the Abundance and Diversity of Ants (Hymenoptera: Formicidae) in the Soil and Litter Layers of a Maryland Forest'. *The American Midland Naturalist* 119 (1).

meteoblue.com.2019.https://www.meteoblue.com/de/wetter/historyclimate/climate-comparison/freiburg-im-breisgau_bundesrepublik-deutschland_2925177. 13 August 2019.

Mette-Christ, Holger. 2017. 'Neues Stadion Am Flugplatz/ Universitätsquartier- Ausgleichskonzept Für Eingriffe in Gesetzlich Geschützte Magerrasen (Stufe 2)'. Bebauungspläne 2-74 und 2-73.1b. Bebauungsplan. Freiburg im Breisgau: faktorgruen, Partnerschaftsgesellschaft mbB Landschaftsarchitekten bdla. https://ris.freiburg.de/show_anlagen.php?_typ_432=vorl&_doc_n1=20180629114530.pdf&_vorl_nr=3771503100113&_nid_nr=&_nk_nr=377.

Michener, Charles D. 1964. 'Evolution of the Nests of Bees'. *American Zoologist* 4 (2): 227–39.

Michener, Charles D. 2000. *Bees of the World*. London and Baltimore: The Johns Hopkins University Press.

Miller, K. K., and M. R. Wagner. 1984. 'Factors Influencing Pupal Distribution of the Pandora Moth (Lepidoptera: Saturniidae) and Their Relationship to Prescribed Burning'. *Environmental Entomology* 13 (2): 430–31.

Miller, Rupert G. 1981. *Simultaneous Statistical Inference*. New York, NY: Springer New York.

Minckley, Robert L., James H. Cane, Linda Kervin, und T. H. Roulston. 1999. 'Spatial Predictability and Resource Specialization of Bees (Hymenoptera: Apoidea) at a Superabundant, Widespread Resource'. *Biological Journal of the Linnean Society* 67 (1): 119–47.

Moroń, Dawid, Hajnalka Szentgyörgyi, Marta Wantuch, Waldemar Celary, Catrin Westphal, Josef Settele, und Michal Woyciechowski. 2008. 'Diversity of Wild Bees in Wet Meadows: Implications for Conservation'. *Wetlands* 28 (4): 975–83.

Nickel, Herbert, Werner E. Holzinger, und Ekkehard Wachmann. 2008. 'Mitteleuropäische Lebensräume und ihre Zikadenfauna (Hemiptera: Auchenorrhyncha). *Universitätsbibliothek Johann Christian Senckenberg*, 51.

Nielsen, Anders, und Jordi Bascompte. 2007. 'Ecological Networks, Nestedness and Sampling Effort'. *Journal of Ecology* 95 (5): 1134–41.

Nielsen, B. Overgaard, L. Brunberg Nielsen, J. Axelsen, und N. Elmegaard. 1994. 'Winter Abundance of Soil Diptera Larvae in Arable Soil'. *Pedobiologia* 38: 15.

Oertli, Sabine, Andreas Muller, und Silvia Dorn. 2005. 'Ecological and Seasonal Patterns in the Diversity of a Species-Rich Bee Assemblage (Hymenoptera: Apoidea: Apiformes)'. *European Journal of Entomology* 102 (1): 53–63.

Oksanen, J, F.G. Blanchet, M. Friendly, P. Legendre, D. McGlinn, P.R. Minchin, R.B. O'Hara, et al. 2019. *Vegan: Community Ecology Package* (version 2.5-5). <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

Osborne, Juliet L., Andrew P. Martin, Norman L. Carreck, Jennifer L. Swain, Mairi E. Knight, Dave Goulson, Roddy J. Hale, und Roy A. Sanderson. 2008. 'Bumblebee Flight Distances in Relation to the Forage Landscape'. *Journal of Animal Ecology* 77 (2): 406–15.

Packer, L. 1983. 'The Nesting Biology und Social Organisation Of *Lasioglossum* (*Evy-laeus*) *Laticeps* (Hymenoptera, Halictidae) in England'. *Insectes Sociaux* 30 (4): 367–75.

Parker, F. D., und H. W. Potter. 1974. 'Methods of Transferring and Establishing the Alkali Bee¹'. *Environmental Entomology* 3 (5): 739–43.

Petanidou, Theodora, Athanasios S. Kallimanis, Joseph Tzanopoulos, Stefanos P. Sgardelis, und John D. Pantis. 2008. 'Long-Term Observation of a Pollination Network: Fluctuation in Species and Interactions, Relative Invariance of Network Structure and Implications for Estimates of Specialization: High Plasticity in Plant-Pollinator Networks'. *Ecology Letters* 11 (6): 564–75.

Polis, Gary A., und Donald R. Strong. 1996. 'Food Web Complexity and Community Dynamics'. *The American Naturalist* 147 (5): 813–46.

Potts, Simon G., Jacobus C. Biesmeijer, Claire Kremen, Peter Neumann, Oliver Schweiger, und William E. Kunin. 2010. 'Global Pollinator Declines: Trends, Impacts and Drivers'. *Trends in Ecology & Evolution* 25 (6): 345–53.

Potts, Simon G., Betsy Vulliamy, Amots Dafni, Gidi Ne'eman, und Pat Willmer. 2003. 'LINKING BEES AND FLOWERS: HOW DO FLORAL COMMUNITIES STRUCTURE POLLINATOR COMMUNITIES?' *Ecology* 84 (10): 2628–42.

Prach, Karel, Petr Pyšek, und Marek Bastl. 2001. 'Spontaneous Vegetation Succession in Human-disturbed Habitats: A Pattern across Seres'. *Applied Vegetation Science* 4 (1): 83–88.

R Core Team. 2017. *R: A Language and Environment for Statistical Computing* (version Version 3.4.3 GUI 1.70 El Capitan build). Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>.

Rennwald, Klaus. 2016. 'Bebauungsplan "Neues Stadion Am Flugplatz": Bestandserfassung Insektenfauna (Wildbienen, Tagfalter Und Widderchen, Heuschrecken Und Grillen, Erlen-Prachtkäfer) (Entwurf)'. Bestandserfassung 2-74 und 2. Änderung von 2-73.1b. Freiburg: faktorgruen, Partnerschaftsgesellschaft mbB Landschaftsarchitekten bdla. https://www.freiburg.de/pb/site/Freiburg/get/params_E427830559/1107551/Fachgutachten_Insektenfauna.pdf.

Riis, Lisbeth, und Peter Esbjerg. 1998. 'Season and Soil Moisture Effect on Movement, Survival, and Distribution Of *Cyrtomenus Bergi* (Hemiptera: Cydnidae) within the Soil Profile'. *Environmental Entomology* 27 (5): 1182–89.

Roach, Steven H., und Robert B. Campbell. 1983. 'Effects of Soil Compaction on Bollworm (Lepidoptera: Noctuidae) Moth Emergence¹'. *Environmental Entomology* 12 (6): 1883–86.

Royston, J. P. 1982. 'An Extension of Shapiro and Wilk's W Test for Normality to Large Samples'. *Applied Statistics* 31 (2): 115.

RStudio Team. 2015. *RStudio: Integrated Development Environment for R*. Boston, MA: RStudio Inc. <https://www.rstudio.com/>.

Sala, O. E. 2000. 'Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100'; *Science* 287 (5459): 1770–74.

Sardiñas, Hillary S., und Claire Kremen. 2014. 'Evaluating Nesting Microhabitat for Ground-Nesting Bees Using Emergence Traps'. *Basic and Applied Ecology* 15 (2): 161–68.

Schaefer, Matthias. 2017. *Brohmer - Fauna von Deutschland. Ein Bestimmungsbuch Unserer Heimischen Tierwelt*. 24th ed. Wiebelsheim: Quelle & Meyer Verlag.

Scheuchl, Erwin. 2000. *Illustrierte Bestimmungstabellen Der Wildbienen Deutschlands Und Österreichs: Band I: Anthophoridae*. 2nd ed. Velden: Eigenverlag.

———. 2006. *Illustrierte Bestimmungstabellen Der Wildbienen Deutschlands Und Österreichs: Band II: Schlüssel Der Arten Der Familien Megachilidae Und Melittidae*. 2nd ed. Stenstrup: Apollo Books.

Schmid-Egger, Christian, und Erwin Scheuchl. 1997. *Illustrierte Bestimmungstabellen Der Wildbienen Deutschlands Und Österreichs. Band III: Schlüssel Der Arten Der Familie Andrenidae*. Eigenverlag.

Schuh, Randall T, und James A Slater. 1995. 'True Bugs of the World (Hemiptera: Heteroptera), Classification and Natural History'. *Cornell University Press*, 344.

Seybold, S. 2009. *Schmeil-Fitschen: Flora von Deutschland Und Angrenzender Länder*. Heidelberg, Wiesbaden: Quelle & Meyer.

Shuler, Rachel E., T'ai H. Roulston, und Grace E. Farris. 2005. 'Farming Practices Influence Wild Pollinator Populations on Squash and Pumpkin'. *Journal of Economic Entomology* 98 (3): 790–95.

Sites, R W, und J E McPherson. 1982. 'Life History and Laboratory Rearing of *Sehirus Cinctus Dnctus* (Hemiptera: Cydnidae), with Descriptions of Immature Stages'. *ANNALS OF THE ENTOMOLOGICAL SOCIETY OF AMERICA* 75 (2): 6.

Smith, Kenneth G. V. 1989. *Handbooks for the Identification of British Insects. Vol. 10, Pt. 14: An Introduction to the Immature Stages of British Flies: Diptera Larvae, with Notes on Eggs, Puparia and Pupae*. Edited by Royal Entomological Society. London: British Museum (Natural History).

Son, Youngsoo, und Edwin E. Lewis. 2005. 'Modelling Temperature-Dependent Development and Survival of *Otiorhynchus Sulcatus* (Coleoptera: Curculionidae)'. *Agricultural and Forest Entomology* 7 (3): 201–9.

Srba, Miroslav, und Petr Heneberg. 2012. 'Nesting Habitat Segregation between Closely Related Terricolous Sphecid Species (Hymenoptera:Spheciformes): Key Role of Soil Physical Characteristics'. *Journal of Insect Conservation* 16 (4): 557–70.

Steffan-Dewenter, I., und Teja Tscharntke. 1999. 'Effects of Habitat Isolation on Pollinator Communities and Seed Set'. *Oecologia* 121 (3): 432–40.

Steffan-Dewenter, Ingolf. 2003. 'Importance of Habitat Area and Landscape Context for Species Richness of Bees and Wasps in Fragmented Orchard Meadows'. *Conservation Biology* 17 (4): 1036–44.

Steffan-Dewenter, Ingolf, Ute Münzenberg, Christof Bürger, Carsten Thies, und Teja Tscharntke. 2002. 'SCALE-DEPENDENT EFFECTS OF LANDSCAPE CONTEXT ON THREE POLLINATOR GUILDS'. *Ecology* 83 (5): 1421–32.

Steffan-Dewenter, Ingolf, und Susanne Schiele. 2008. 'Do Resources or natural enemies drive bee population dynamics in fragmented habitats'. *Ecology* 89 (5): 1375–87.

Steffan-Dewenter, Ingolf, und Teja Tscharntke. 2001. 'Succession of Bee Communities on Fallows'. *Ecography* 24 (1): 83–93.

Stein, Anke, Katharina Gerstner, und Holger Kreft. 2014. 'Environmental Heterogeneity as a Universal Driver of Species Richness across Taxa, Biomes and Spatial Scales'. Edited durch Hector Arita. *Ecology Letters* 17 (7): 866–80.

Stephen, W. P. 1960. 'Artificial Bee Beds for the Propagation of the Alkali Bee, *Nomia Melanderi*'. *Journal of Economic Entomology* 53 (6): S. 1025-1030.

Stephen, W.P. 1965. 'Artificial Beds for Alkali Bee Propagation'. *Station Bulletin* 589.

StMUV, ed. 2019. 'Meilenstein für den Schutz der Artenvielfalt'. *Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz*, 4.

Tilman, David, Robert M. May, Clarence L. Lehman, und Martin A. Nowak. 1994. 'Habitat Destruction and the Extinction Debt'. *Nature* 371 (6492): 65–66.

Tommasi, Désirée, Alice Miro, Heather A. Higo, und Mark L. Winston. 2004. 'Bee Diversity and Abundance in an Urban Setting'. *The Canadian Entomologist* 136 (06): 851–69.

Tonietto, Rebecca K., und Daniel J. Larkin. 2018. 'Habitat Restoration Benefits Wild Bees: A Meta-Analysis'. Edited by Sarah Diamond. *Journal of Applied Ecology* 55 (2): 582–90.

Traba, Juan, Francisco M. Azcárate, und Begoña Peco. 2004. 'From What Depth Do Seeds Emerge? A Soil Seed Bank Experiment with Mediterranean Grassland Species'. *Seed Science Research* 14 (3): 297–303.

Vázquez, Diego, und Marcelo Aizen. 2006. 'Community-Wide Patterns of Specialization in Plant–Pollinator Interactions Revealed by Null Models'. In *Plant–Pollinator Interactions: From Specialization to Generalization*, edited by N.M. Waser and J. Ollerton, 200–219. Chicago: The University of Chicago Press.

Venter, Oscar, Nathalie N. Brodeur, Leah Nemiroff, Brenna Belland, Ivan J. Dolinsek, und James W. A. Grant. 2006. 'Threats to Endangered Species in Canada'. *BioScience* 56 (11): 903.

Wallwork, John A. 1970. *Ecology of Soil Animals*. Maidenhead, Berkshire: McGRAW-HILL.

Wattendorf, Dr Peter. 2017. 'Rekultivierung Der Depoie Eichelbuck- Etablierung von Bodensaurem Magerrasen Als Kompensationsmaßnahme'. Riegel.

Wattendorf, Dr Peter. 2019. 'Vegetationskundliches Monitoring: Erfolgskontrolle der Kompensationsmaßnahme-Etablierung von Magerrasen auf der Deponie Eichelbuck (Ausgleichsfläche A1). Kirchzarten.

Wattendorf, Dr Peter.n.d. 'Plan Flugplatz Entnahme Magerrasenboden'. Kirchzarten.

Wcislo, William T., und James H. Cane. 1996. 'Floral Resource Utilization by Solitary Bees (Hymenoptera: Apoidea) and Exploitation of Their Stored Foods by Natural Enemies'. *Annual Review of Entomology* 41 (1): 257–86.

Westheide, Wilfried. 2013. *Spezielle Zoologie Teil1: Einzeller Und Wirbellose Tiere*. 3rd ed. Springer Berlin Heidelberg.

Westphal, Catrin, Riccardo Bommarco, Gabriel Carré, Ellen Lamborn, Nicolas Morison, Theodora Petanidou, Simon G. Potts, et al. 2008. 'Measuring bee diversity in different European habitats and biogeographical regions'. *Ecological Monographs* 78 (4): 653–71.

Westrich, Paul. 2018. *Die Wildbienen Deutschlands*. Stuttgart: Eugen Ulmer KG.

White, Joseph, Youngsoo Son, und Yong-Lak Park. 2009. 'Temperature-Dependent Emergence of *Osmia Cornifrons* (Hymenoptera: Megachilidae) Adults'. *Journal of Economic Entomology* 102 (6): 2026–32.

Wilcove, David S., David Rothstein, Jason Dubow, Ali Phillips, und Elizabeth Losos. 1998. 'Quantifying Threats to Imperiled Species in the United States'. *BioScience* 48 (8): 607–15.

Wilkinson, G. N., und C. E. Rogers. 1973. 'Symbolic Description of Factorial Models for Analysis of Variance'. *Applied Statistics* 22 (3): 392.

Williams, Neal M., Elizabeth E. Crone, T'ai H. Roulston, Robert L. Minckley, Laurence Packer, und Simon G. Potts. 2010. 'Ecological and Life-History Traits Predict Bee Species Responses to Environmental Disturbances'. *Biological Conservation* 143 (10): 2280–91.

Williams, Neal M., Robert L. Minckley, und Fernando A. Silveira. 2001. 'Variation in Native Bee Faunas and Its Implications for Detecting Community Changes'. *Conservation Ecology* 5 (1): art7.

Winfrey, Rachael. 2010. 'The Conservation and Restoration of Wild Bees: Wild Bee Conservation'. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1195 (1): 169–97.

Wittmann, Maja, Christoph Laule, Holger Mette-Christ, und Michael Glaser. 2018. 'Bebauungsplan "Neues Stadion Am Flugplatz" Angang 7: Maßnahmenblätter Vermeidungs- Und Externer Ausgleichsmaßnahmen'. 2-74 Teil B-Umweltbericht. Bebauungsplan. Freiburg im Breisgau: faktorgruen, Partnerschaftsgesellschaft mbB Landschaftsarchitekten bdla.

Wittmann, Maja, Holger Mette-Christ, Christoph Laule, und Michael Glaser. 2018. 'Bebauungsplan "Neues Stadion Am Flugplatz"'. 2-74 Teil B-Umweltbericht. Bebauungsplan. Freiburg im Breisgau: faktorgruen, Partnerschaftsgesellschaft mbB Landschaftsarchitekten bdla.

Wolda, Henk. 1981. 'Similarity Indices, Sample Size and Diversity'. *Oecologia* 50 (3): 296–302.

Worthington, T.R., und D.R. Helliwell. 1987. 'Transference of Semi-Natural Grassland and Marshland onto Newly Created Landfill'. *Biological Conservation* 41 (4): 301–11.

Zurbuchen, Antonia, Lisa Landert, Jeannine Klaiber, Andreas Müller, Silke Hein, und Silvia Dorn. 2010. 'Maximum Foraging Ranges in Solitary Bees: Only Few Individuals Have the Capability to Cover Long Foraging Distances'. *Biological Conservation* 143 (3): 669–76.

7. Abbildungsverzeichnis

Titelbild: <i>Andrena ovatula</i> agg. Bild von Felix Fornoff	
Abbildung 1: Entfernung des Oberbodens auf der Stadion-Baustelle.	8
Abbildung 2: Entfernung des Unterbodens auf der Stadion-Baustelle.	9
Abbildung 3: Emergenzfallen auf den verschiedenen Bodentypen des Eichelbucks.	11
Abbildung 4: Aufbau einer Emergenzfalle.	12
Abbildung 5: Abmessungen der einzelnen Netzeinzelteile.	13
Abbildung 6: Aufbau Netz, Trichter und Tötungsbehälter.	14
Abbildung 7: Boxplot der Anzahl an Hymenopteren pro Falle.	22
Abbildung 8: Boxplot der Anzahl an Coleopteren pro Falle.	23
Abbildung 9: Boxplot der Anzahl an Dipteren pro Falle.	25
Abbildung 10: Boxplot der Anzahl an Lepidopteren pro Falle.	26
Abbildung 11: Boxplot der Anzahl an Hemipteren pro Falle.	28
Abbildung 12: Durchschnittliche Anzahl an Individuen pro Falle in Abhängigkeit des Datums.	29
Abbildung 13: Mit Emergenzfalle gefangene Wildbienen.	31
Abbildung 14: Artenakkumulationskurven der Bienenarten am Flugplatz und am Eichelbuck.	34
Abbildung 15: Bestäuber-Netzwerk zwischen Bienen und Pflanzen.	35
Abbildung 16: Boxplot: Vergleich des Bestäuber-Netzwerk Indexes „Generalitätsindex.“	36
Abbildung 17: Ordination der NMDS - Ähnlichkeit der Artengemeinschaften.	37
Abbildung 18: Durchschnittliche Anzahl an Pflanzenarten pro Bodentyp und Aufnahmedatum.	40
Abbildung 19: Durchschnittliche Anzahl an Blüten pro Bodentyp und Aufnahmedatum.	41
Abbildung 20: Plan der Bodenübertragung auf den Eichelbuck.	XXVI
Abbildung 21: Überblick über die Entnahme des Magerrasens und die Magerrasen Biotopkartierung.	XXVII
Abbildung 22: Durchschnittliche Anzahl an Individuen pro Falle in Abhängigkeit des Datums.	XXVIII
Abbildung 23: Durchschnittliche Anzahl an Individuen pro Falle in Abhängigkeit des Datums.	XXIX
Abbildung 24: Bestäuber-Netzwerk zwischen Bienen und Pflanzen.	XXXVI
Abbildung 25: Bestäuber-Netzwerk zwischen Bienen und Pflanzen.	XXXVII

8. Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Anzahl an Individuen per Ordnung (Emergenzfallen).	20
Tabelle 2: Ergebnisse des Dunn-Tests: Hymenopteren.	21
Tabelle 3: Ergebnisse des Dunn-Tests: Coleopteren.	23
Tabelle 4: Ergebnisse des Dunn-Tests: Dipteren.	24
Tabelle 5: Ergebnisse des Dunn-Tests: Lepidopteren.	26
Tabelle 6: Ergebnisse des Dunn-Tests: Hemipteren.	27
Tabelle 7: Übersicht über die Arten Anzahl und Abundanzen der Bienen.	33
Tabelle 8: Beobachtete und ermittelte Artenanzahl der Probeflächen Eichelbuck und Flugplatz.	33
Tabelle 9: Ergebnisse des TukeyHSD post-hoc Tests: Anzahl Pflanzenarten.	40
Tabelle 10: Ergebnisse des TukeyHSD post-hoc Tests: Anzahl der Blüten.	41
Tabelle 11: Übersicht über die Anzahl an gefangenen Bienen auf dem Flugplatz und auf dem Eichelbuck.	XXIX
Tabelle 12: Präsenz/ Absenz Tabelle Bienen (2019 und 2015).	XXXI

9. Appendix

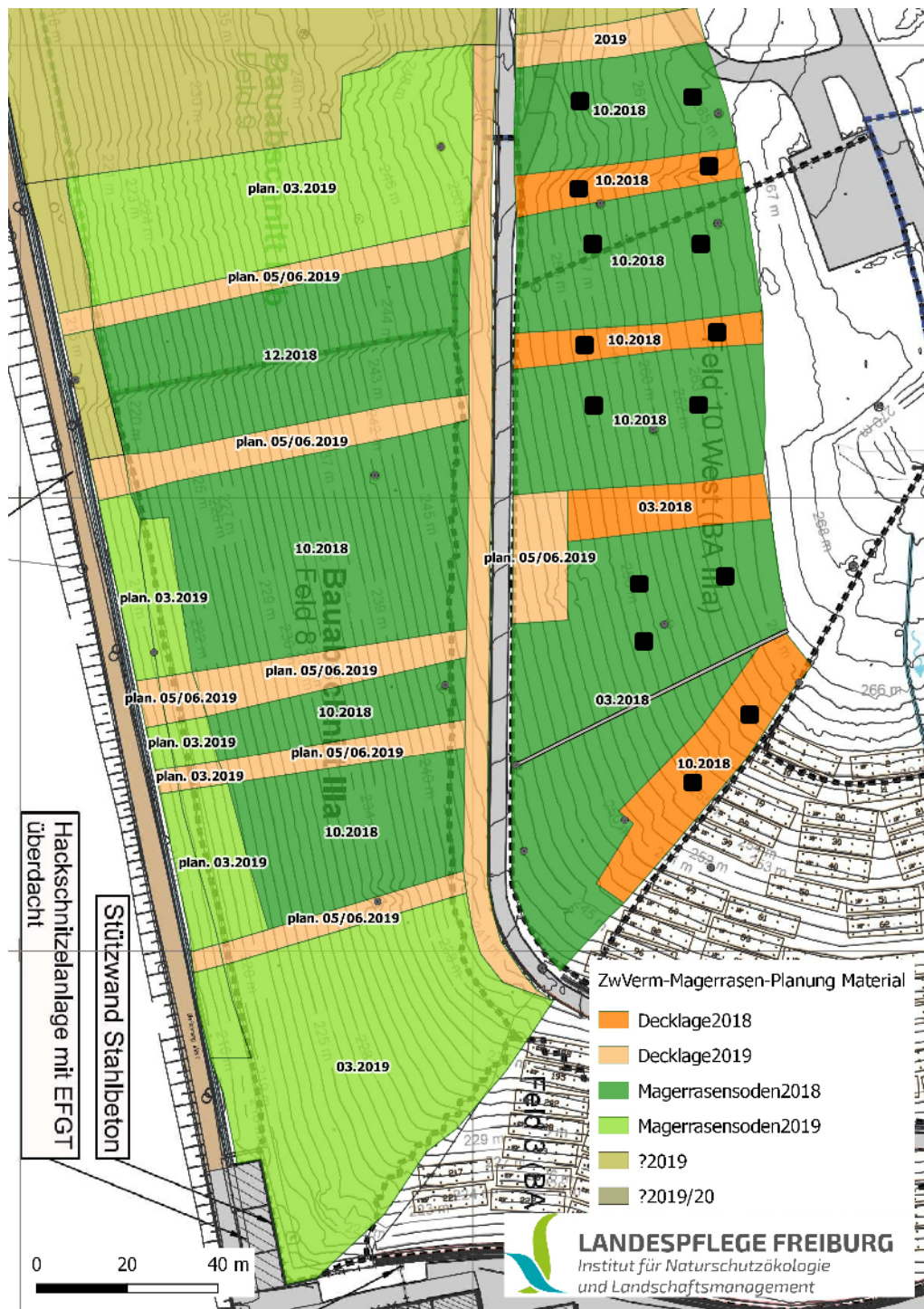


Abbildung 20: Plan der Bodenübertragung auf den Eichelbuck. Der Unterboden wird in dieser Karte als Decklage bezeichnet. Die schwarzen Quadrate stellen die Lage der Fallen grob dar. 6 Fallen wurden auf den Unterbodenflächen (Decklage), 6 Fallen auf den Oktober-Oberbodenflächen und 3 Fallen auf den März-Oberbodenflächen aufgestellt. Für die Bodentypen Oktober-Sode und Unterboden standen jeweils drei verschiedene Flächen zur Verfügung, somit wurden jeweils zwei Fallen pro Fläche aufgestellt. Für den Bodentyp März-Sode stand nur eine Fläche zur Verfügung, so wurden alle drei Fallen auf dieselbe Fläche gestellt (erstellt von Landespflege Freiburg, Institut für Naturschutzökologie und Landschaftsmanagement, abgeändert von Anna Paulina Schmid).

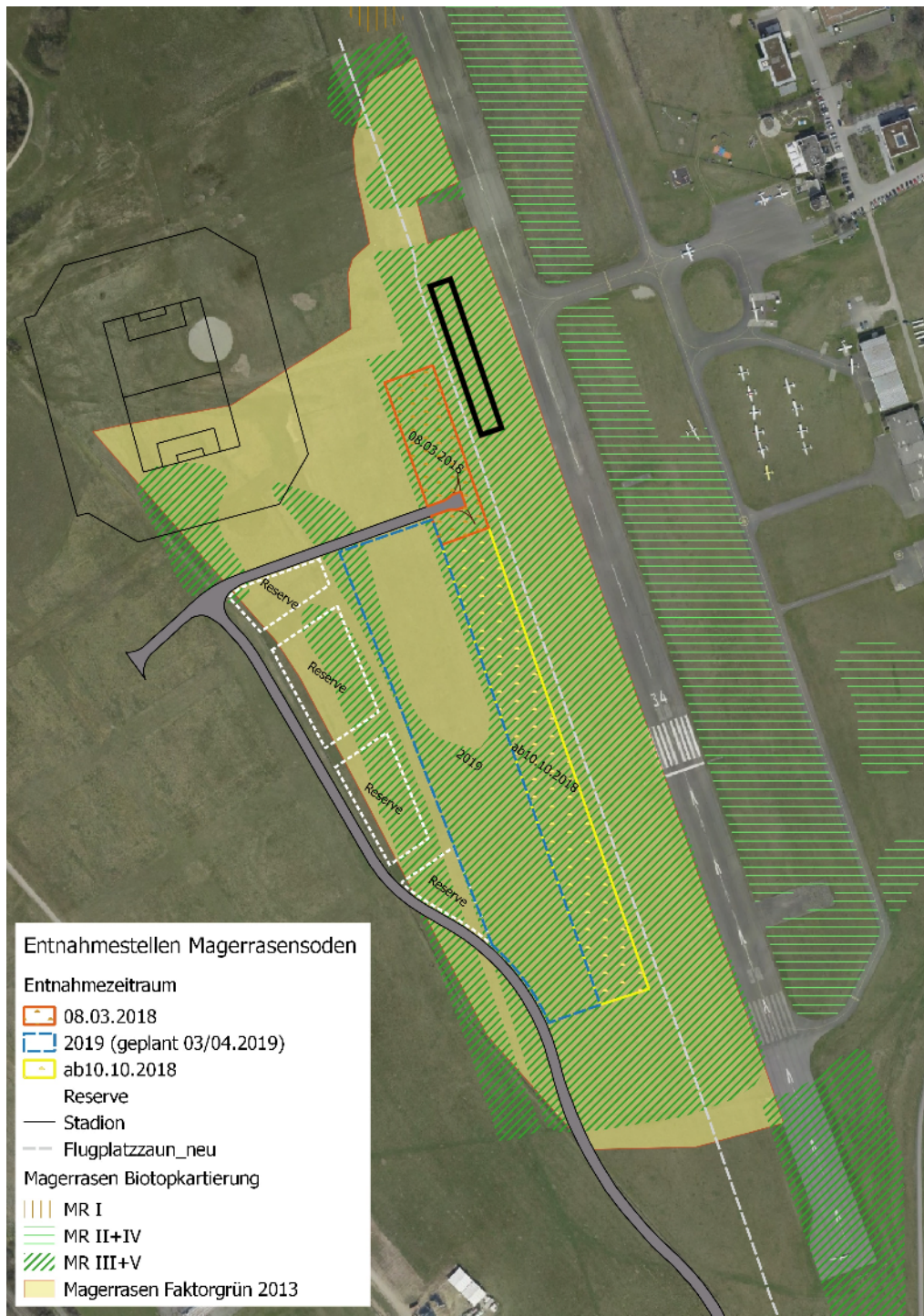
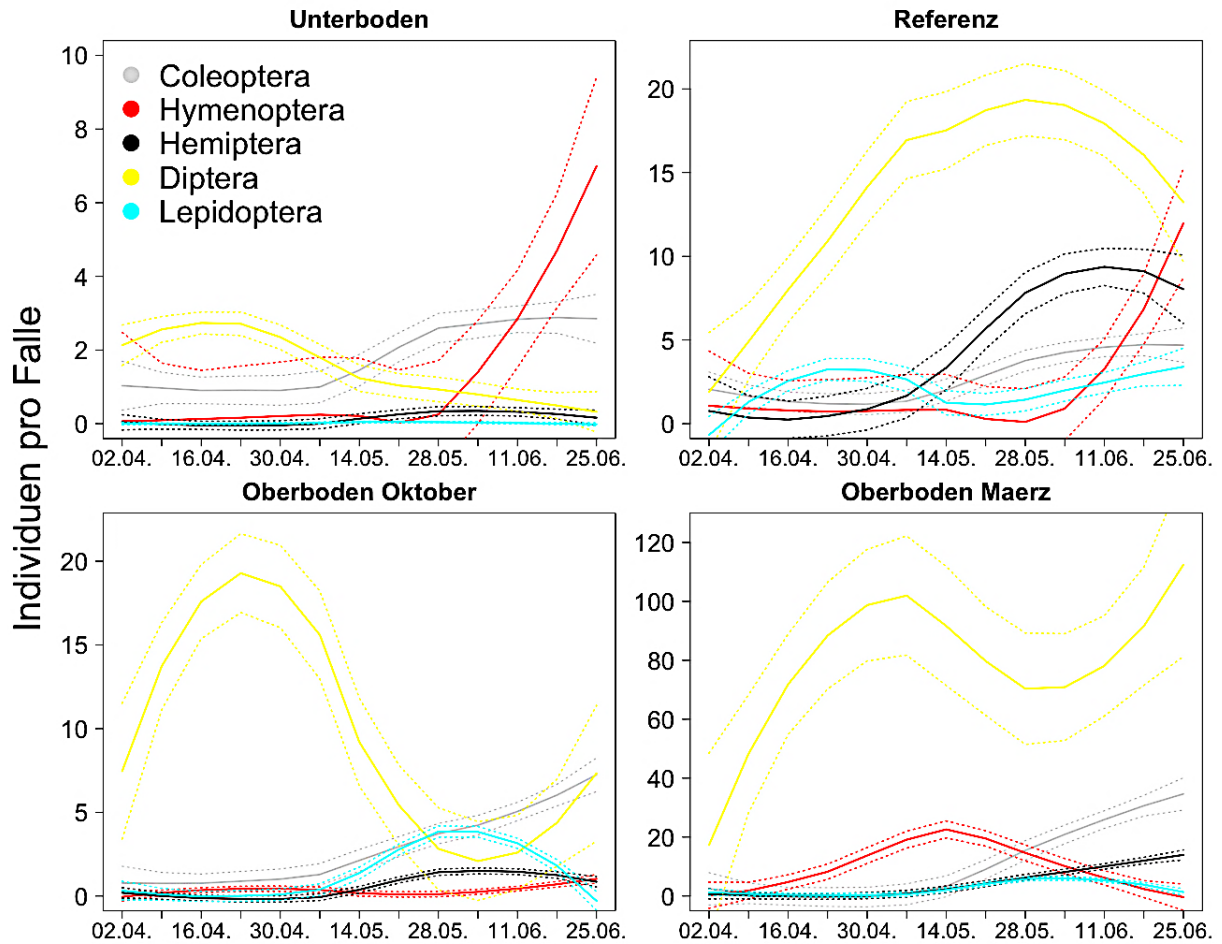
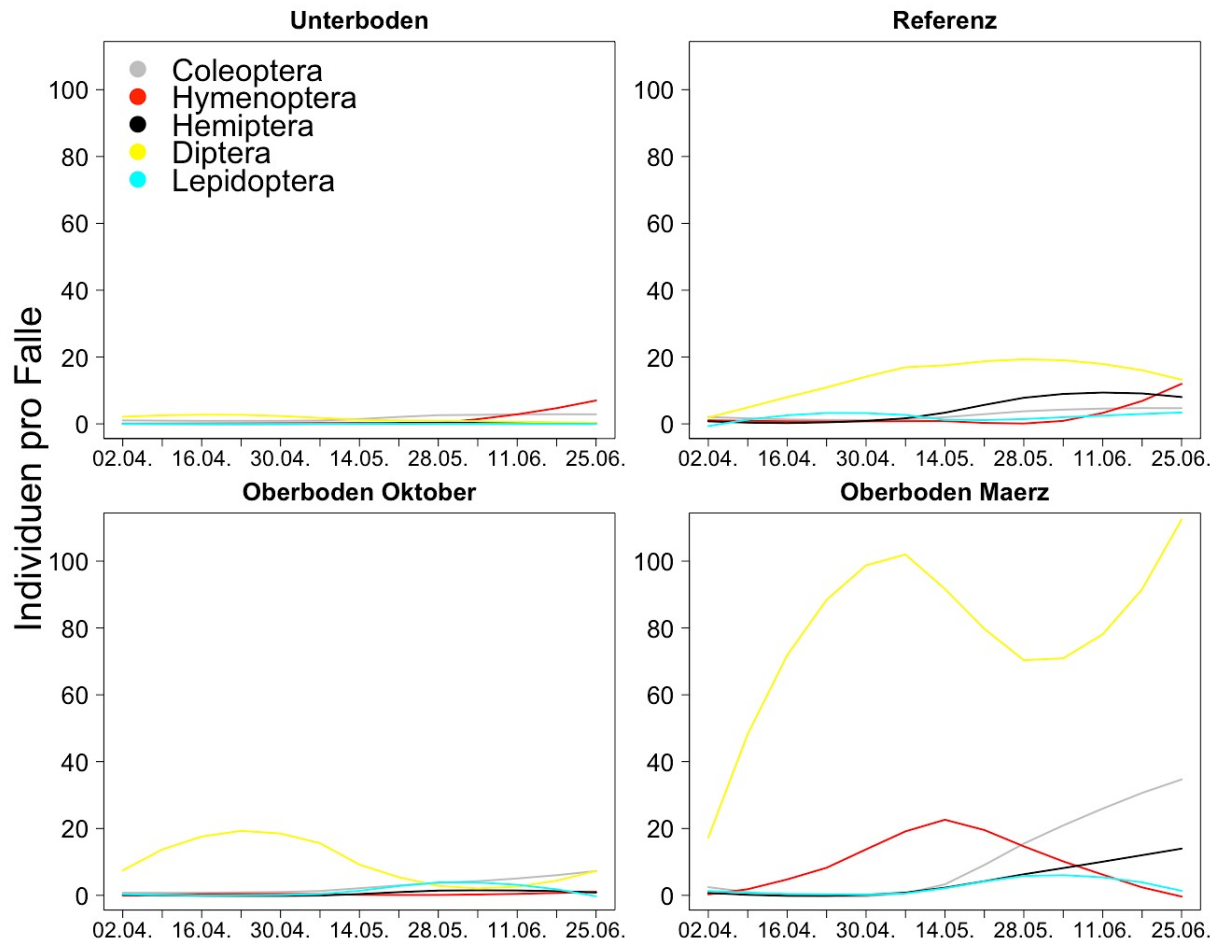


Abbildung 21: Überblick über die Entnahme des Magerrasens und die Magerrasen Biotopkartierung. Die für die Studie genutzten Referenzflächen innerhalb des Flugplatzes wurden in einer Biotopabgrenzung demselben bodensauren Magerrasen zugeteilt, der auf der Stadionbaustelle entfernt und auf dem Eichelbuck wieder aufgetragen wurde. Auch grenzt der bodensaure Magerrasen innerhalb des Flugplatzes direkt an den bodensauren Magerrasen, welcher in der Stadion Baustelle entfernt wurde. Der schwarze Kasten grenzt die Lage der Fallen auf der Referenzfläche der Studie grob ein. (Die Karte wurde von Wattendorf übernommen und durch Anna Paulina Schmid verändert).



Daten der Fallenleerungen (2019)

Abbildung 22: Durchschnittliche Anzahl an Individuen pro Falle in Abhängigkeit des Datums. Dargestellt über die gesamte Zeitspanne der Probenahme (02.04.2019-25.06.2019). Die Fallen wurden alle sieben Tage geleert. Es wird in die vier Bodentypen Unterboden (Übertragung des Magerrasenunterbodens im Oktober 2018), Referenz (Magerrasen - keine Übertragung), Oktober-Oberboden (Übertragung des Magerrasenoberbodens im Oktober 2018) und März-Oberboden (Übertragung des Magerrasenoberbodens im März 2018) unterschieden. Die y-Achse ist dem jeweiligen Diagramm angepasst und stellt die durchschnittliche Anzahl an gefangenen Individuen pro Falle dar. Die x-Achse stellt die jeweiligen Daten der Fallenleerungen dar, alle Daten sind aus dem Jahr 2019. Coleoptera sind in Grau, Hymenoptera in Rot, Hemiptera in Schwarz, Diptera in Gelb und Lepidoptera in Cyan dargestellt. Die unterbrochenen Linien stellen den Standardfehler dar.



Daten der Fallenleerungen (2019)

Abbildung 23: Durchschnittliche Anzahl an Individuen pro Falle in Abhängigkeit des Datums. Dargestellt über die gesamte Zeitspanne der Probenahme (02.04.2019-25.06.2019). Die Fallen wurden alle sieben Tage geleert. Es wird in die vier Bodentypen Unterboden (Übertragung des Magerrasenunterbodens im Oktober 2018), Referenz (Magerrasen- keine Übertragung), Oktober-Oberboden (Übertragung des Magerrasenoberbodens im Oktober 2018) und März-Oberboden (Übertragung des Magerrasenoberbodens im März 2018) unterschieden. Die y-Achse ist jeweils auf 110 skaliert und stellt die durchschnittliche Anzahl an gefangenen Individuen pro Falle dar. Die x-Achse stellt die jeweiligen Daten der Fallenleerungen dar, alle Daten sind aus dem Jahr 2019. Coleoptera sind in Grau, Hymenoptera in Rot, Hemiptera in Schwarz, Diptera in Gelb und Lepidoptera in Cyan dargestellt.

Tabelle 11: Übersicht über die Anzahl an gefangenen Bienen auf dem Flugplatz und auf dem Eichelbuck. Die Tabelle wurde nach den Häufigkeiten der gefangenen Bienenarten auf dem Flugplatz sortiert. Für einen besseren Vergleich der Bienen, die auf den Standorten häufig gefangen wurden, sind alle Bienen, die bis zu 5-mal gefangen wurden hervorgehoben.

Bienen Art	Flugplatz 2019	Eichelbuck 2019
<i>Apis mellifera</i>	17	34
<i>Lasioglossum pauxillum</i>	17	11
<i>Andrena labiata</i>	9	0
<i>Andrena Minutula agg.</i>	7	3

Bienen Art	Flugplatz 2019	Eichelbuck 2019
<i>Halictus tumulorum</i>	6	3
<i>Andrena ovatula</i>	5	13
<i>Bombus sylvarum</i>	5	1
<i>Bombus terrestris</i>	5	2
<i>Halictus scabiosae</i>	5	11
<i>Halictus subauratus</i>	5	2
<i>Lasioglossum calceatum</i>	5	0
<i>Lasioglossum lativentre</i>	5	6
<i>Lasioglossum leucozonium</i>	4	4
<i>Andrena viridescens</i>	3	0
<i>Bombus lapidarius</i>	3	3
<i>Halictus simplex agg.</i>	3	9
<i>Andrena scotia</i>	2	0
<i>Bombus pascuorum</i>	2	6
<i>Lasioglossum villosulum</i>	2	26
<i>Psithyrus bohemicus</i>	2	0
<i>Andrena chrysosceles</i>	1	0
<i>Andrena humilis</i>	1	0
<i>Andrena lathyri</i>	1	1
<i>Andrena nitidia</i>	1	0
<i>Andrena wilkella</i>	1	0
<i>Bombus hortorum</i>	1	0
<i>Lasioglossum costulatum</i>	1	0
<i>Lasioglossum laticeps</i>	1	3
<i>Megachile willughbiella</i>	1	0
<i>Nomada flava</i>	1	0
<i>Psithyrus rupestris</i>	1	0
<i>Psithyrus vestalis</i>	1	0
<i>Andrena bicolor</i>	0	6
<i>Andrena cineraria</i>	0	1
<i>Andrena flavipes</i>	0	6
<i>Andrena nitidiuscula</i>	0	1

Bienen Art	Flugplatz 2019	Eichelbuck 2019
<i>Anthidium punctatum</i>	0	1
<i>Halictus confusus</i>	0	1
<i>Lasioglossum malachurum</i>	0	5
<i>Lasioglossum minutissimum</i>	0	1
<i>Nomada fabriciana</i>	0	2
<i>Nomada flavoguttata</i>	0	3
<i>Osmia bicornis</i>	0	1

Tabelle 12: Präsenz/ Absenz Tabelle der von mir 2019 Am Flugplatz und Eichelbuck aufgenommenen Bienenarten und die Daten der Aufnahme 2015 von faktorgruen im Planungsgebiet des SC-Stadions. Zusätzlich ist der Rote Liste Status Deutschlands und Baden-Württembergs aufgeführt. 0: ausgestorben; 1: vom Aussterben bedroht; 2: stark gefährdet; 3: gefährdet; V: Vorwarnliste; R: extrem selten; *: nicht gefährdet; D: Daten defizitär; -: keine Rote Liste Status konnte für diese Art gefunden werden. Die RL-Status von BW wurde von <https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/natur-und-landschaft/rote-listen> (19.07.2019) und von Deutschland von <https://www.bfn.de/themen/rote-liste.html> (19.07.19) übernommen. Alle Bienen, mit einem RL Status wurden hervorgehoben.

Art	Flugplatz (2019)	Eichelbuck (2019)	Aufnahme (2015)	RL D	RL BW
<i>Andrena agilissima</i>	0	0	1	3	2
<i>Andrena alfkenella</i>	0	0	1	V	D
<i>Andrena bicolor</i>	0	1	0	*	*
<i>Andrena scotia</i>	1	0	0	*	*
<i>Andrena chrysosceles</i>	1	0	0	*	*
<i>Andrena cineraria</i>	0	1	0	*	*
<i>Andrena curvungula</i>	0	0	1	3	3
<i>Andrena dorsata</i>	0	0	1	*	*
<i>Andrena flavipes</i>	0	1	1	*	*
<i>Andrena fulva</i>	0	0	1	*	*
<i>Andrena fulvago</i>	0	0	1	3	V
<i>Andrena fulvicornis</i>	0	0	1	-	-
<i>Andrena gravida</i>	0	0	1	*	*
<i>Andrena helvola</i>	0	0	1	*	*
<i>Andrena humilis</i>	1	0	1	V	V
<i>Andrena labialis</i>	0	0	1	V	V

Art	Flugplatz (2019)	Eichelbuck (2019)	Aufnahme (2015)	RL D	RL BW
<i>Andrena labiata</i>	1	0	1	*	*
<i>Andrena lagopus</i>	0	0	1	*	*
<i>Andrena lathyri</i>	1	1	1	*	*
<i>Andrena Minutula_Agg.</i>	1	1	0	*	*
<i>Andrena minutuloides</i>	0	0	1	*	*
<i>Andrena nanula</i>	0	0	1	R	D
<i>Andrena nitidia</i>	1	0	0	*	*
<i>Andrena nitidiuscula</i>	0	1	1	3	3
<i>Andrena ovatula</i>	1	1	1	*	*
<i>Andrena pallitarsis</i>	0	0	1	1	1
<i>Andrena propinqua</i>	0	0	1	-	-
<i>Andrena proxima</i>	0	0	1	*	*
<i>Andrena pusilla</i>	0	0	1	D	D
<i>Andrena viridescens</i>	1	0	1	V	*
<i>Andrena wilkella</i>	1	0	1	*	*
<i>Anthidium oblongatum</i>	0	0	1	V	*
<i>Anthidium punctatum</i>	0	1	0	V	3
<i>Anthophora furcata</i>	0	0	1	V	3
<i>Anthophora plumipes</i>	0	0	1	*	*
<i>Apis mellifera</i>	1	1	0	*	*
<i>Bombus hortorum</i>	1	0	0	*	*
<i>Bombus lapidarius</i>	1	1	1	*	*
<i>Bombus pascuorum</i>	1	1	1	*	*
<i>Bombus sylvarum</i>	1	1	1	V	V
<i>Bombus terrestris</i>	1	1	1	*	*
<i>Ceratina chalybea</i>	0	0	1	3	2
<i>Ceratina cucurbitina</i>	0	0	1	*	*
<i>Colletes similis</i>	0	0	1	V	V
<i>Epeolus variegatus</i>	0	0	1	V	V
<i>Eucera nigrescens</i>	0	0	1	*	*
<i>Halictus confusus</i>	0	1	1	*	V

Art	Flugplatz (2019)	Eichelbuck (2019)	Aufnahme (2015)	RL D	RL BW
<i>Halictus eurygnathus</i>	0	0	1	*	D
<i>Halictus leucaheneus</i>	0	0	1	3	3
<i>Halictus maculatus</i>	0	0	1	*	*
<i>Halictus rubicundus</i>	0	0	1	*	*
<i>Halictus scabiosae</i>	1	1	1	*	V
<i>Halictus simplex_agg.</i>	1	1	1	*	*
<i>Halictus subauratus</i>	1	1	1	*	*
<i>Halictus tumulorum</i>	1	1	1	*	*
<i>Hylaeus communis</i>	0	0	1	*	*
<i>Hylaeus confusus</i>	0	0	1	*	*
<i>Hylaeus cornutus</i>	0	0	1	*	*
<i>Hylaeus dilatatus</i>	0	0	1	*	-
<i>Hylaeus gredleri</i>	0	0	1	*	*
<i>Hylaeus hyalinatus</i>	0	0	1	*	*
<i>Hylaeus lepidulus</i>	0	0	1	-	-
<i>Hylaeus nigrinus</i>	0	0	1	*	*
<i>Hylaeus punctatus</i>	0	0	1	*	*
<i>Hylaeus signatus</i>	0	0	1	*	*
<i>Hylaeus sinuatus</i>	0	0	1	*	*
<i>Hylaeus styriacus</i>	0	0	1	*	*
<i>Lasioglossum albipes</i>	0	0	1	*	*
<i>Lasioglossum calceatum</i>	1	0	1	*	*
<i>Lasioglossum costulatum</i>	1	0	1	3	3
<i>Lasioglossum glabriusculum</i>	0	0	1	*	V
<i>Lasioglossum laticeps</i>	1	1	1	*	*
<i>Lasioglossum lativentre</i>	1	1	1	V	V
<i>Lasioglossum leucopus</i>	0	0	1	*	*
<i>Lasioglossum leucozonium</i>	1	1	1	*	*
<i>Lasioglossum majus</i>	0	0	1	3	3
<i>Lasioglossum malachurum</i>	0	1	1	*	*
<i>Lasioglossum minutissimum</i>	0	1	0	*	*

Art	Flugplatz (2019)	Eichelbuck (2019)	Aufnahme (2015)	RL D	RL BW
<i>Lasioglossum morio</i>	0	0	1	*	*
<i>Lasioglossum nitidiusculum</i>	0	0	1	V	3
<i>Lasioglossum parvulum</i>	0	0	1	V	2
<i>Lasioglossum pauxillum</i>	1	1	1	*	*
<i>Lasioglossum sexnotatum</i>	0	0	1	3	2
<i>Lasioglossum villosulum</i>	1	1	1	*	*
<i>Lasioglossum zonulum</i>	0	0	1	*	*
<i>Megachile centuncularis</i>	0	0	1	V	V
<i>Megachile ericetorum</i>	0	0	1	*	*
<i>Megachile willughbiella</i>	1	0	1	*	*
<i>Nomada distinguenda</i>	0	0	1	G	3
<i>Nomada fabriciana</i>	0	1	0	*	*
<i>Nomada facilis</i>	0	0	1	G	D
<i>Nomada femoralis</i>	0	0	1	2	2
<i>Nomada flava</i>	1	0	1	*	*
<i>Nomada flavoguttata</i>	0	1	0	*	*
<i>Nomada guttulata</i>	0	0	1	*	*
<i>Nomada lathburiana</i>	0	0	1	*	*
<i>Nomada succincta</i>	0	0	1	*	*
<i>Nomada zonata</i>	0	0	1	V	3
<i>Osmia adunca</i>	0	0	1	*	V
<i>Osmia bicornis</i>	0	1	1	*	*
<i>Osmia campanularum</i>	0	0	1	*	*
<i>Osmia cantabrica</i>	0	0	1	*	*
<i>Osmia crenulat</i>	0	0	1	*	V
<i>Osmia florisomnis</i>	0	0	1	*	*
<i>Osmia gallarum</i>	0	0	1	V	2
<i>Osmia leucomelana</i>	0	0	1	*	*
<i>Osmia rapunculi</i>	0	0	1	*	*
<i>Osmia tridentata</i>	0	0	1	3	3
<i>Osmia truncorum</i>	0	0	1	*	*

Art	Flugplatz (2019)	Eichelbuck (2019)	Aufnahme (2015)	RL D	RL BW
<i>Psithyrus bohemicus</i>	1	0	0	*	*
<i>Psithyrus rupestris</i>	1	0	1	*	*
<i>Psithyrus vestalis</i>	1	0	0	*	*
<i>Sphecodes crassus</i>	0	0	1	*	*
<i>Sphecodes ephippius</i>	0	0	1	*	*
<i>Sphecodes gibbus</i>	0	0	1	*	*
<i>Sphecodes monilicornis</i>	0	0	1	*	*
<i>Sphecodes niger</i>	0	0	1	*	*
<i>Sphecodes puncticeps</i>	0	0	1	*	*
<i>Sphecodes reticulatus</i>	0	0	1	*	3
<i>Sphecodes rufiventris</i>	0	0	1	*	*
<i>Xylocopa valga</i>	0	0	1	-	-

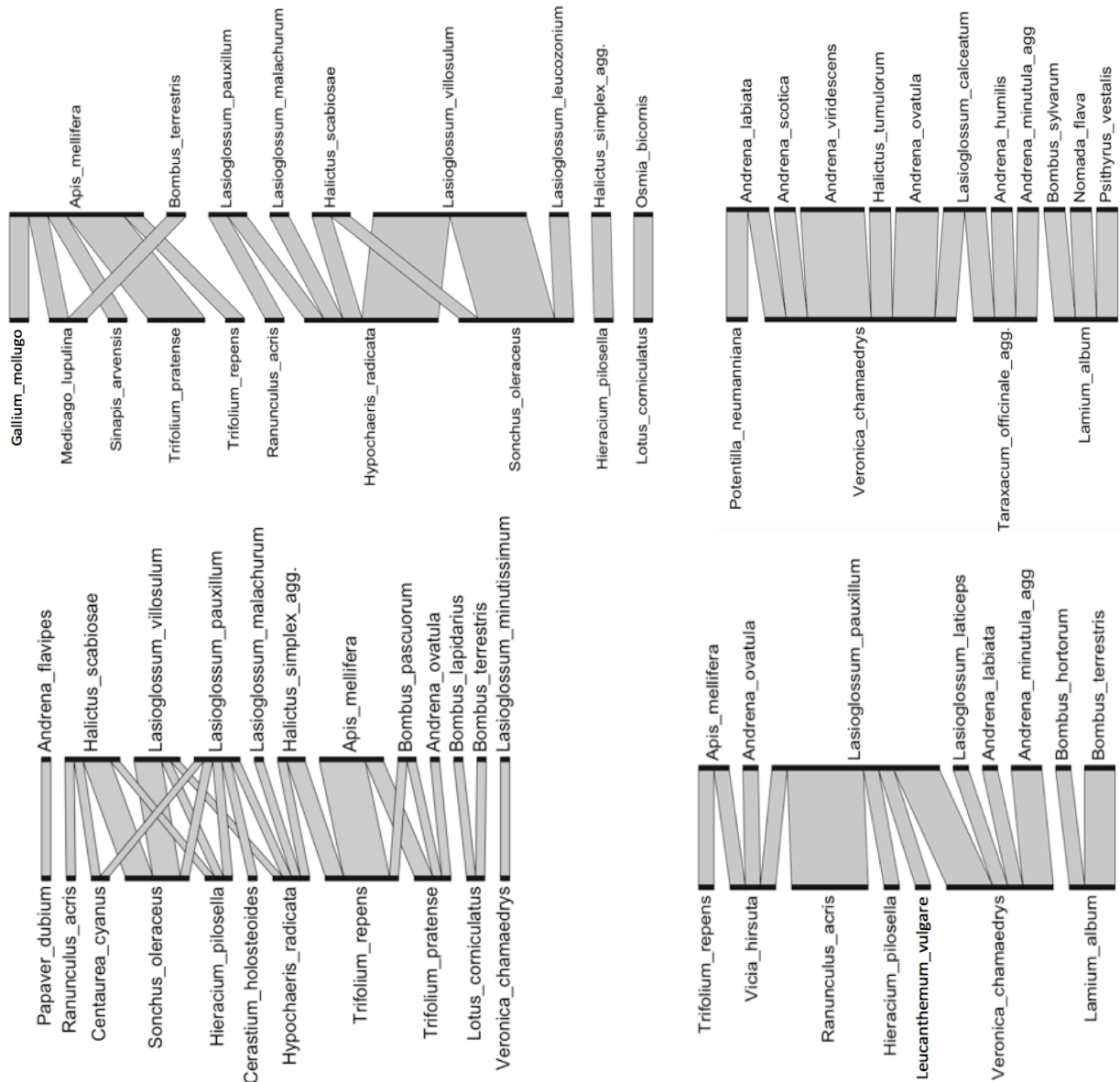


Abbildung 24: Bestäuber-Netzwerk zwischen Bienen und Pflanzen (oben links: Eichelbuck am 07.05.2019, unten links: Eichelbuck am 17.05.2019, oben rechts: Flugplatz am 07.05.2019, unten rechts: Flugplatz am 17.05.2019). Das höhere trophische Level (Bienen) ist jeweils oben im Netzwerk abgebildet und das niedrigere trophische Level (Pflanzen) ist unten abgebildet. Die Interaktionen der beiden trophischen Levels sind durch graue Säulen dargestellt. Die Breite der Säulen stellt die relative Häufigkeit der Interaktionen dar.

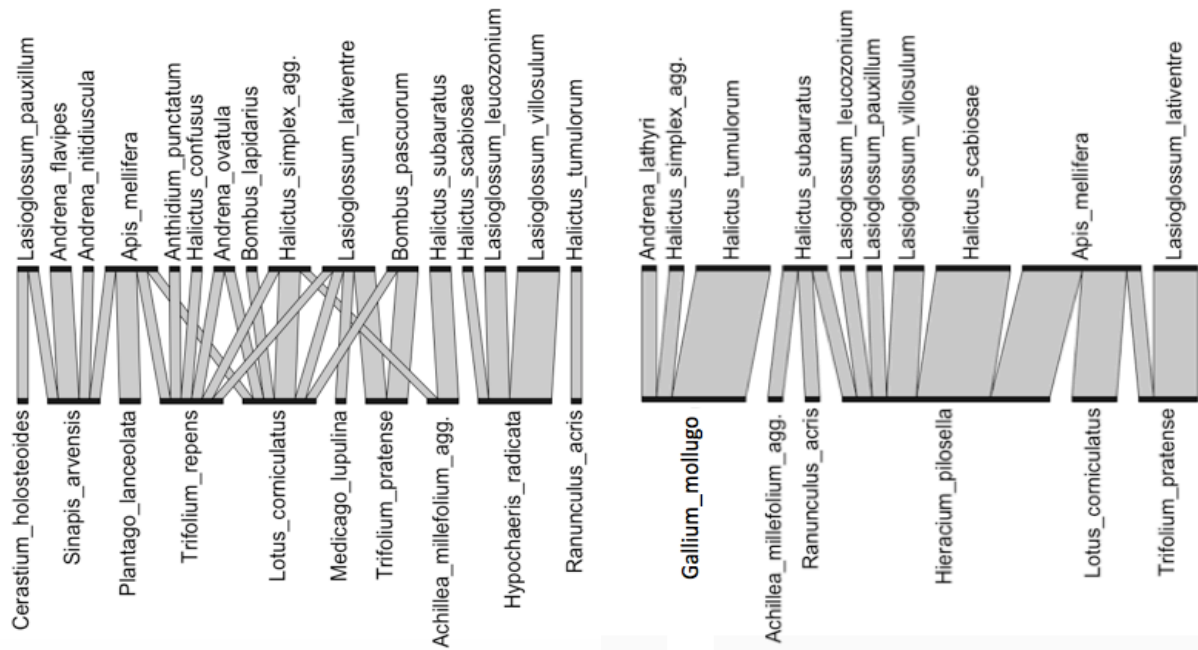


Abbildung 25: Bestäuber-Netzwerk zwischen Bienen und Pflanzen (links: Eichelbuck am 03.06.2019 rechts: Flugplatz am 03.06.2019). Das höhere trophische Level (Bienen) ist jeweils oben im Netzwerk abgebildet und das niedrigere trophische Level (Pflanzen) ist unten abgebildet. Die Interaktionen die beiden trophischen Levels sind durch graue Säulen dargestellt. Die Breite der Säulen stellt die relative Häufigkeit der Interaktionen dar.

Erklärung

Hiermit versichere ich, die vorliegende Arbeit selbständig verfasst zu haben. Ich habe keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt und alle wörtlich oder sinngemäß aus anderen Werken übernommenen Inhalte als solche kenntlich gemacht. Die eingereichte Masterarbeit war oder ist weder vollständig noch in wesentlichen Teilen Gegenstand eines anderen Prüfungsverfahrens. Die elektronische Version der eingereichten Masterarbeit stimmt in Inhalt und Formatierung mit den auf Papier ausgedruckten Exemplaren überein.

Freiburg im Breisgau, 07.08.2019

A solid black rectangular box used to redact the signature of the author.