

Abschlussbericht zum gemeinsamen Forschungsprojekt von der
Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz und der
Technischen Universität Berlin

„Unterstützung der Berliner Bienenstrategie durch
Optimierung des Wildbienenschutzes“

Teil 2

Fragenkomplex (1): Führt die Förderung von Honigbienen zur
Konkurrenz mit Wildbienen in Berlin?



PROJEKTBEARBEITUNG

Technische Universität Berlin

Institut für Ökologie

Fachgebiet Ökosystemkunde / Pflanzenökologie

PROJEKTPARTNER

Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz

PROJEKTLAUFZEIT

01.05.2019 – 30.06.2020

Berlin, den 12.01.2021

PROJEKTLEITUNG

Prof. Dr. Ingo Kowarik

Dr. Sascha Buchholz

Dr. Leonie Fischer

PROJEKTBEARBEITUNG

Anika Gathof

Anita Grossmann

Johann Herrmann

Inhaltsverzeichnis

1. EINLEITUNG	4
1.1. Anlass des Forschungsprojekts	4
1.2. Aufgabenstellung und Zielsetzung des Forschungsprojekts	4
1.3. Hintergrund zur Konkurrenz zwischen Honig- und Wildbienen	6
1.4. Unterschiede Wild- und Honigbiene	6
1.5. Ansatz des Forschungsprojekts	10
2. KONKURRENZ VON HONIGBIENE VS. WILDBIENE AUF LANDSCHAFTS-EBENE	12
2.1. Methode	12
2.2. Ergebnisse	14
2.3. Diskussion	17
2.4. Synthese der Landschaftsebene & Schlussfolgerung	19
3. KONKURRENZ VON HONIGBIENE VS. WILDBIENE AUF BIENENKORBEBENE	20
3.1. Fragestellung	20
3.2. Methoden	20
3.3. Ergebnisse	29
3.3.1. Koexistenz	30
3.3.2. Distanz	30
3.3.3. Lebensraum	31
3.4. Diskussion	32
3.5. Synthese der Bienenkorbebene	33
4. PERSPEKTIVEN	35
5. LITERATUR	37
6. ABBILDUNGSVERZEICHNIS	42
7. ANHANG	44

1. Einleitung

1.1. Anlass des Forschungsprojekts

Am 17. Mai 2018 wurde im Abgeordnetenhaus die Berliner Bienenstrategie beschlossen, an deren Umsetzung aktuell unter Federführung der Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz (SenUVK) intensiv gearbeitet wird. Übergeordnete Ziele sind dabei die Förderung von Honigbienen und Imkerei in der Stadt, die Förderung von Wildbienen und anderen Bestäubern und die Zusammenarbeit der relevanten Stakeholder. Dies schließt ein, die Lebensbedingungen der Arten in ihren (potenziellen) Lebensräumen zu verbessern sowie eine fundierte Öffentlichkeitsarbeit zu gewährleisten.

Das gemeinsame Projekt zwischen der Technischen Universität (TU) Berlin und der SenUVK geht von der Annahme aus, dass Erfolg und Akzeptanz der Berliner Bienenstrategie wesentlich durch die wissenschaftliche Klärung wichtiger, aber bislang offener und in der Stadtgesellschaft kontrovers diskutierter Fragen gefördert werden können. Hierbei sind v.a. zwei Fragenkomplexe zur (1) Konkurrenz von Honig- und Wildbiene und (2) Förderung des Nahrungsangebotes für Bestäuber (Ansaat, Anpflanzung von Vegetation) relevant.

In diesem Teil des Abschlussberichts wird der Fragenkomplex (1) behandelt. Der Abschlussbericht zum Fragenkomplex (2) ist am 28.02.2020 vorgelegt worden.

1.2. Aufgabenstellung und Zielsetzung des Forschungsprojekts

Fragenkomplex 1: Führt die Förderung von Honigbienen zur Konkurrenz mit Wildbienen in Berlin?

Die Vorstellung der bisherigen Arbeitsstände zur Berliner Bienenstrategie am 14. November 2018 in der Französischen Botschaft hat zwar zu grundsätzlicher Unterstützung geführt, aber auch widersprüchliche Positionen zu zentralen Fragen offenbart. So führte bspw. die Diskussion zwischen Beteiligten aus den Bereichen Imkerei und Naturschutz zu der heftig umstrittenen Frage, ob – und unter welchen Bedingungen – eine Förderung von Honigbienen in Berlin zu Konflikten mit dem ebenfalls anerkannten Ziel der Erhaltung von Wildbienen in Berlin führen kann. Dieser mögliche Zielkonflikt hat angesichts des verbreiteten Insektenrückgangs und dem Bekenntnis der Berliner Politik und Verwaltung

zum Schutz und zur Förderung der biologischen Vielfalt in ihrer Gesamtheit, und damit eingeschlossen auch Wildbienen und andere Bestäuber (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt 2012), eine bedeutende umweltpolitische und naturschutzfachliche Dimension. Eine aktuelle Studie in der renommierten Zeitschrift *Science* mit Informationen zu naturnahen und landwirtschaftlichen Gebieten legt nahe, dass die Zunahme der Imkerei und höhere Honigbienenendichten negative Auswirkungen auf heimische Wildbienenarten bewirken, da es zu Konkurrenzsituationen zwischen Honig- und Wildbienen kommen kann und infolge Wildbienen keine ausreichenden Nahrungsgrundlagen mehr vorfinden (Geldmann & González-Varo 2018). In welchem Ausmaß solche Konflikte auch für städtische Lebensräume zutreffen, kann derzeit allerdings nur schwer beurteilt werden, da wissenschaftliche Studien zur Nahrungskonkurrenz zwischen Honigbienen und Wildbienen in Städten bisher wenig vorhanden sind. Lediglich sieben sich mit dieser Thematik auseinandersetzende wissenschaftliche Studien konnten bei einer aktuellen Abfrage im Web of-Science [Stand: 24.09.2020] ermittelt werden. Diese Studien kamen zu unterschiedlichen Ergebnissen: die Studien aus Barcelona, Paris, Melbourne und San José registrierten einen negativen Einfluss von Honigbienenendichten auf wilde Bestäuber (Torné-Noguera et al. 2016, Ropars et al. 2019, Threlfall et al. 2015, Cohen et al. 2017); eine Studie aus Montréal konnte keinen Einfluss, weder negativ noch positiv, der Honigbienen auf wilde Bestäuber identifizieren (McCune et al. 2020); Studien aus Göteborg und Oslo konnten eine positive Kovarianz zwischen Honigbienenabundanz* und Abundanz wilder Bestäuber nachweisen (Gunnarsson & Federsel 2014, Stange et al. 2017).

Für die Unterstützung der Berliner Bienenstrategie besteht vor diesem Hintergrund ein dringender Bedarf zur Klärung von zwei Fragen:

1. *Konkurrenz auf Landschaftsebene*: Wie wirkt sich die in Teilen des Stadtgebietes bereits jetzt hohe Dichte von Honigbienenvölkern auf das Vorkommen von Wildbienen in Lebensräumen aus, die grundsätzlich attraktiv für Honig- und Wildbienen sind?
2. *Konkurrenz auf Bienenkorbebene*: Führt das Vorkommen bzw. die Anlage von Bienenkörben zu einer Verdrängung von Wildbienen beim Blütenbesuch im näheren und weiteren Umfeld? Können hierzu kritische Abstände ermittelt werden?

*Abundanz: Zahl der Individuen einer Art bezogen auf eine Flächen- bzw. Raumeinheit (Smith & Smith 2006).

1.3. Hintergrund zur Konkurrenz zwischen Honig- und Wildbienen

In Westrich (2019) wird Konkurrenz als Wettbewerb von Organismen um begrenzte Umweltressourcen definiert. Dabei kann es sich z. B. um Nahrung oder geeigneten Lebensraum handeln. Konkurrenzsituationen sind aufgrund der Nutzung gleicher Ressourcen, der Besetzung ähnlicher ökologischer Nischen und ähnlicher Verhaltensmuster weit verbreitet und können sowohl intra- als auch interspezifisch entstehen. Im Rahmen des Forschungsprojektes wird die Honigbiene als möglicher Konkurrent der Wildbienen betrachtet und ihre Beziehung zu Wildbienen untersucht.

1.4. Unterschiede Wild- und Honigbiene

In vielerlei Aspekten unterscheiden sich Honigbienen von ihren wilden Artgenossen und erweisen sich aufgrund bestimmter Eigenschaften als konkurrenzstärker (Abb. 1).

Im Gegensatz zu den meist solitär lebenden Wildbienen bilden Honigbienen als hochsoziale Lebewesen Staaten mit einer Volksgröße von 20.000 – 60.000 Arbeiterinnen, wobei eine strenge Arbeitsteilung verfolgt wird. Sie sind in der Lage, untereinander zu kommunizieren und sich über Futterquellen mittels „Tanzsprache“ auszutauschen. Während Wildbienen natürlichen Regulationsmechanismen unterliegen, werden Honigbienen vom Imker gefördert, indem zugefüttert wird, Krankheiten und Parasiten behandelt und Nistplätze in Form von Bienenstöcken zur Verfügung gestellt werden. Honigbienen weisen keine Spezialisierung hinsichtlich Pollen- und Nektarbeschaffung auf und können vielfältige Blütenquellen in großer Menge (20-50 kg Pollen pro Jahr und Volk) nutzen. Beim Wegfall bestimmter Nektar- und Pollenquellen können sie auf andere Blütenressourcen ausweichen. Dabei profitieren sie auch von ihrem großen Aktionsradius von bis zu zehn Kilometern. Sie sind fast ganzjährig aktiv und legen Vorräte an, die sie Schlechtwetterperioden besser überstehen lassen. Im Gegensatz zu Wildbienen benötigen sie keine diversen Habitatstrukturen (Westrich 2019).

(Westliche) Honigbiene

Wildbienen

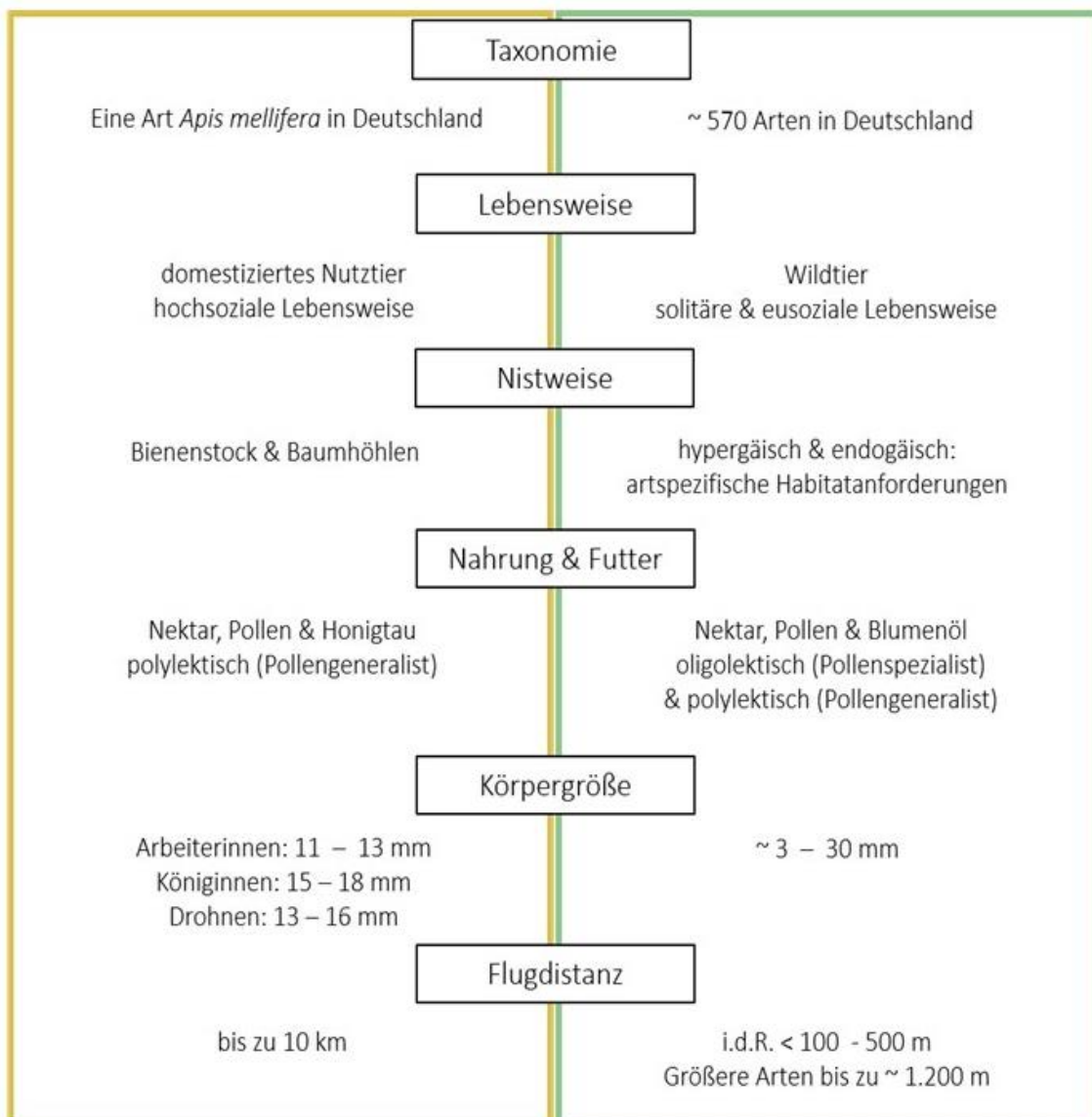


Abbildung 1: Gegenüberstellung der Honig- und Wildbiene.

Die Konkurrenzsituation bei den Organismengruppen Honigbiene und Wildbiene wird durch Menschen gesteuert, insbesondere durch die Besatzdichte mit Bienenvölkern und das Ressourcenangebot (Nektar, Pollen, Habitate) in anthropogenen Landschaften. In vielen Städten hat die Anzahl der Honigbienenvölker durch steigende Beliebtheit der Imkerei in den vergangenen Jahren rasant zugenommen (Egerer & Kowarik 2020). Auch die Stadt Berlin setzt sich mit der Thematik auseinander und hat 2019 die Berliner Bienenstrategie ins Leben gerufen (SenUVK 2019).

Auch wenn Honigbienen in der Öffentlichkeit oft als alleinige Bestäuber angesehen werden, stellen Wildbienen laut einiger Studien die effektiveren Bestäuber dar (Burger 2018, Garibaldi et al. 2012, Breeze et al. 2011). Oft unbemerkt nehmen sie eine unverzichtbare Rolle in vielen Ökosystemen ein und leisten den Großteil der Bestäubungsarbeit (Burger 2018). Als besonders effektive Bestäuber auch im landwirtschaftlichen Kontext gelten die Mauerbienen, darunter die Art *Osmia cornuta*. Für die Bestäubung eines Hektars Apfelbäume werden lediglich wenige hundert Weibchen gebraucht, während die Honigbiene hierfür zehntausende Arbeiterinnen benötigen würde (Vicens & Bosch 2000). Honigbienen ergänzen die Bestäubungsleistung ihrer wilden Artgenossen lediglich, wie mehrere Studien auf allen Kontinenten belegen (Garibaldi et al. 2012). Auch für England wurde in einer Studie nachgewiesen, dass Honigbienen nur 25 % der Bestäubungsleistung übernehmen (Breeze et al. 2011). Dennoch scheint die Honigbiene der beliebteste Bestäuber in den Augen der Bevölkerung und der Politik zu sein (Smith & Saunders 2016). In Berlin lag laut Angaben der Veterinärämter die Anzahl der Honigbienenvölker im Jahr 2017 bei 8.170 Völkern und hat sich in den letzten zehn Jahren verdreifacht. Der Bezirk Pankow hat mit 23 Bienenvölkern pro Quadratkilometern die mit Abstand höchste Dichte in Berlin. Die Angaben der Veterinärämter können nur als grobe Richtwerte betrachtet werden, da weder die Bezirke Schöneberg-Tempelhof und Reinickendorf noch die Wanderimker darin erfasst sind und zudem oft Meldungen und Abmeldungen von Imkern fehlen (SenUVK 2019).

In der Regel besteht ein starkes Bienenvolk aus etwa 30.000 Arbeiterinnen, wobei sich ihre Zahl beim sommerlichen Höhepunkt sogar verdoppeln kann. Daraus resultiert ein enormer Bedarf an Blüten mit entsprechenden Nektar- bzw. Pollenangeboten. In einer Studie waren unter den untersuchten Pflanzen Borretsch und Lavendel die attraktivsten Nahrungspflanzen für Honigbienen (Alton & Ratnieks 2013). Darüber hinaus wurde der

Bedarf eines gesamten Volkes ermittelt: Jedes Bienenvolk benötigt das Äquivalent von einem Hektar Borretsch oder 8,3 Hektar Lavendel (Alton & Ratnieks 2013). Hamm (2008) berechnete, dass 30 Honigbienenvölker in einem Zeitraum von zwei Wochen die Menge an Pollen von Ackersenf und Raps sammelten, die für 44.070 Brutzellen der Mauerbiene *Osmia bicornis* ausreichen würde. Da die Anzahl der Honigbienen in Berlin in den vergangenen Jahren erheblich gestiegen ist, das Angebot an Blütenpflanzen wahrscheinlich jedoch nicht im gleichen Ausmaß, kann eine Nahrungsknappheit entstehen, welche eine Konkurrenzsituation zwischen Honig- und Wildbienen auslösen kann. Zudem kann bei hoher Völkerdichte und knappem Nahrungsangebot auch die Honigbiene leiden, was zu einer erhöhten Krankheitsübertragung, zu Ertrags- und sogar zu Völkerverlusten führen kann (Krahnstöver & Polaczek 2017).

Bereits einige Studien haben sich mit der Thematik der Konkurrenz zwischen Honig- und Wildbienen beschäftigt, die bisher jedoch kaum im städtischen Kontext durchgeführt wurden. Schon 1987 zitierte Mabelis den Wildbienenspezialisten van der Vecht, der bei einem Vergleich von Sandheiden mit und ohne Honigbienenstöcke mehr Wildbienen in Sandheiden ohne Honigbienenstöcke nachweisen konnte. In einer der ersten Studien zu dem Thema hat Pearson (1933) herausgefunden, dass Honigbienen insbesondere in ungünstigen Jahren Wildbienen enorm beeinträchtigen. Auch Roubik (1981, 1982, 1983) beobachtete in Französisch-Guyana eine Verdrängung der Wildbienen, insbesondere kleiner und mittelgroßer Arten, durch die Afrikanische Honigbiene. Eine um 23 % verringerte Vermehrungsrate der Maskenbienenart *Hylaeus alcyoneus*, ausgelöst von der Honigbiene, konnte durch Paini und Roberts (2005) festgestellt werden. Eine sogenannte Kleptolektie, das Stehlen von bereits gesammelten Pollen aus den Transporteinrichtungen von Wildbienen, wurde von Thorp und Briggs (1980) beobachtet. Neumayer (2006) fand heraus, dass das Ressourcenangebot durch Honigbienen auf den Viehweiden und Zwergstrauchheiden der österreichischen Alpen im Umkreis von 50 m stark reduziert wird, sodass es zu einer Abwanderung anderer Bestäuber kam. Der Effekt weitete sich bei knappem Nahrungsangebot sogar auf 800 m aus. Goulson und Sparrow (2008) stellten eine Verringerung der Körpergröße von Hummeln in Anwesenheit konkurrierender Honigbienen fest. Ab einer Honigbienenendichte von 3,5 pro Quadratmeter ermittelte Torné-Noguera (2016) einen negativen Effekt in einem Park in Barcelona.

Andere Studien konnten keinen Einfluss der Honigbienendichte auf Wildbienen (Steffan-Dewenter & Tschardt 2000) oder bestimmte Arten (Kühn et al. 2006) nachweisen. Ein Review zu Auswirkungen von Menschen gehaltener Bienen auf Wildbienen (Mallinger et al. 2017) dokumentierte bei mehr als der Hälfte (53 %) der untersuchten Studien eine Konkurrenzsituation mit negativen Folgen. Bei 28 % wurden keine Effekte und bei 19 % der Studien gemischte Effekte festgestellt. In diesen Untersuchungen wurde nicht nur der Einfluss der Honigbiene, sondern auch der anderer in der Landwirtschaft eingesetzter Wildbienen, in der Regel Hummeln, untersucht (Mallinger et al. 2017).

Da der Untersuchungsraum der vorangegangenen Studien meist außerhalb urban geprägter Landschaften lag, können deren Ergebnisse nicht auf Städte übertragen werden. Eine Ausnahme stellt die Studie aus Paris dar (Ropars et al. 2019), die allgemein einen negativen Zusammenhang zwischen der Honigbienendichte und der Besuchshäufigkeit von Pflanzen durch wilde Bestäuber herausfand. Dies galt im Einzelnen auch für große Solitärbienen in einem 500 m Radius um Honigbienenstöcke. Die Besuchsrate von Hummeln wurde im 1000 m Radius negativ beeinflusst. Während Honigbienen Kulturpflanzen präferierten, besuchten Wildbienen gleichermaßen Kultur- und wilde Pflanzen (Ropars et al. 2019).

1.5. Ansatz des Forschungsprojekts

Das Forschungsprojekt befasst sich mit der Beziehung von Wild- und Honigbienen und geht der Frage nach, ob die Präsenz von Honigbienen einen Einfluss auf Wildbienen im gleichen Lebensraum ausübt. Der Fragenkomplex soll auf zwei verschiedenen Ebenen anhand folgender Fragestellungen untersucht werden:

1. *Konkurrenz auf Landschaftsebene*: Wie wirkt sich die in Teilen des Stadtgebietes bereits jetzt hohe Dichte von Honigbienenstöcken auf das Vorkommen von Wildbienen in Lebensräumen aus, die grundsätzlich attraktiv für Honig- und Wildbienen sind?

2. *Konkurrenz auf Bienenkorbebene*: Führt das Vorkommen bzw. die Anlage von Bienenkörben zu einer Verdrängung von Wildbienen beim Blütenbesuch im näheren und weiteren Umfeld? Können hierzu kritische Abstände ermittelt werden?

Zur Klärung der ersten Frage wurde ein Datensatz der TU Berlin genutzt, der umfangreiche Angaben zu Bestäubern (einschließlich Honig- und Wildbienen) auf 49 Magerrasenflächen in Berlin enthält (Gathof et al. 2019). Diese Flächen sind Teil des CityScapeLab Berlin, das im Rahmen eines umfassenden Biodiversitätsforschungsvorhabens (BIBS) etabliert wurde und vom Institut für Ökologie der TU Berlin betrieben wird (von der Lippe et al. 2020). Mit der gezielten Aufarbeitung und statistischen Auswertung dieses Datensatzes zu Honig- und Wildbienen wurde geprüft, inwieweit das Vorkommen von Wildbienen auf Berliner Magerrasen durch unterschiedliche Dichten von Honigbienen gesteuert wird.

Da auf den Flächen größtenteils keine Bienenkörbe vorhanden waren, konnte mit diesen Daten jedoch nicht geprüft werden, wie sich hohe Dichten der Honigbiene im näheren Umfeld von Bienenkörben auf Wildbienen auswirken. Diese zweite wichtige Frage wurde mit einem Experiment auf Bienenkorbebene geklärt. Dazu wurde auf ausgewählten Modellflächen die Auswirkung des Honigbienenbesatzes auf Wildbienen geprüft. Es wurden Paletten mit für Bestäuber attraktiven Pflanzenarten in verschiedenen Distanzen zum Bienenstock aufgestellt. Anschließend wurden die blütenbesuchenden Insekten gezählt und das Verhältnis zwischen Honig- und Wildbienen bestimmt. Um mögliche jahreszeitliche Unterschiede feststellen zu können, wurde der Versuch in Perioden mit einem sehr guten allgemeinen Nahrungsangebot für Bienen sowie mit einem allgemein knappen Nahrungsangebot durchgeführt.

Die Klärung der oben formulierten Fragenkomplexe bietet Chancen für die Berliner Bienenstrategie und deren erfolgreiche Implementierung sowohl in die Imkereipraxis als auch in die Natur- und Artenschutzpraxis. Dies ist entscheidend für die dauerhafte Erhaltung und den Schutz von Wildbienenpopulationen und die Sicherung der biologischen Vielfalt Berlins mit ihren Verbindungen zu ökologischen Funktionen und Ökosystemleistungen im Stadtgebiet. Sie nehmen damit Bezug zu den aktuellen Zielen und Empfehlungen zu Anlage, Pflege und Management von Grün- und Freiflächen.

2. Konkurrenz von Honigbiene vs. Wildbiene auf Landschafts-Ebene

2.1. Methode

Es wurde ein Datensatz ausgewertet, der umfangreiche Angaben zu Bestäubern auf 49 Untersuchungsflächen enthält. 44 Flächen befanden sich in Berlin und fünf im angrenzenden Brandenburg. Alle ausgewählten Flächen wiesen denselben Biototyp Magerrasen auf, befanden sich allerdings in unterschiedlichen urbanen Kontexten (Abb. 2 und Anhang Tab. 1).

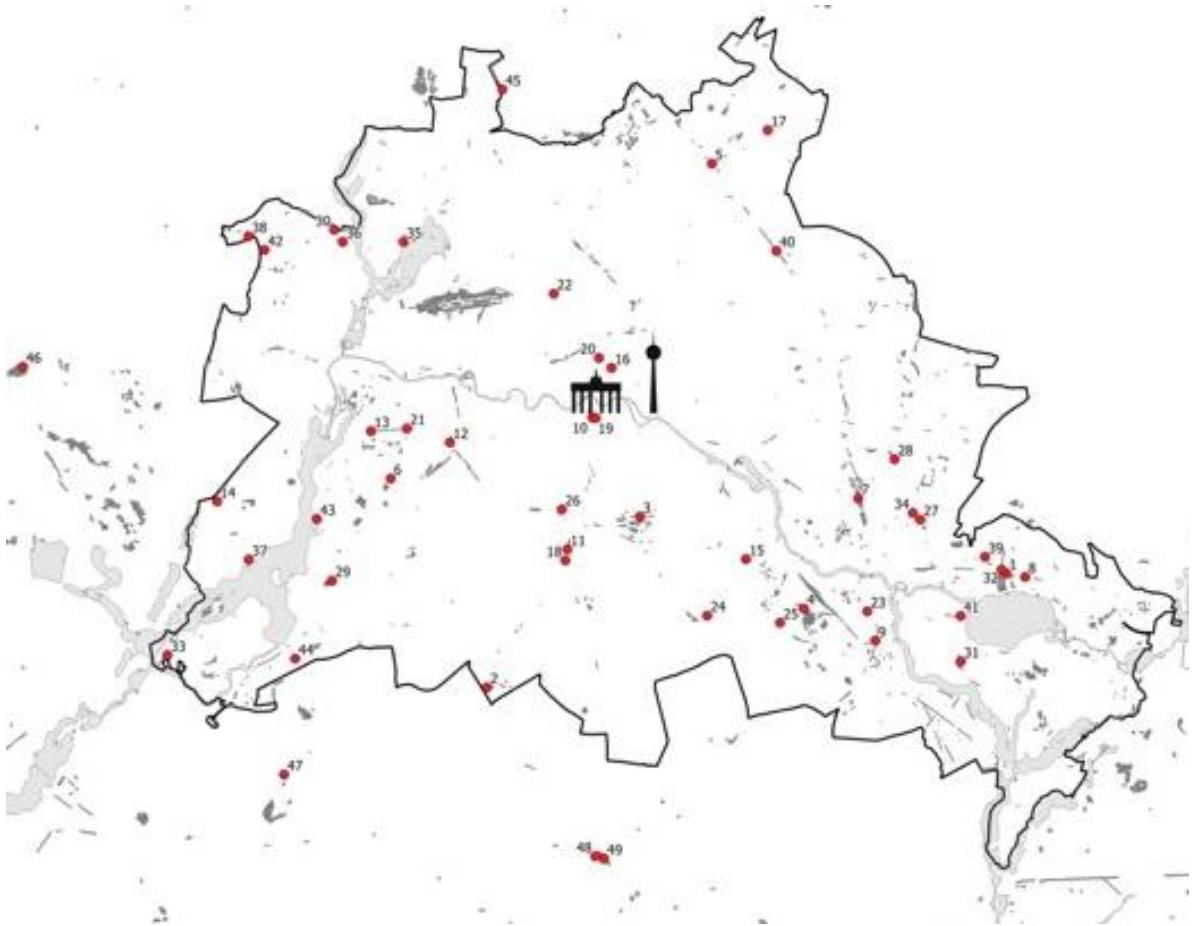


Abbildung 2: Karte von Berlin mit 49 Untersuchungsflächen auf der Landschaftsebene.

Von Ende Mai bis Anfang September 2017 wurden in drei Fangzeiträumen Farbschalen über eine Dauer von 72 Stunden exponiert und die aus der Untersuchung gewonnenen Individuen im Labor präpariert, sortiert und mit Hilfe von Standardliteratur bestimmt. Kritische Fälle wurden durch Spezialisten nachbestimmt. Darüber hinaus wurden

Umweltparameter (Urbanisierung und Konnektivität) zur Charakterisierung der Flächen genutzt (vgl. von der Lippe et al. 2020). Im Umkreis der Magerrasen von 500 m wurde der Versiegelungsgrad als Indikator der Urbanisierungsintensität erhoben. Der Konnektivitätsparameter basiert auf paarweisen Abständen zu anderen Magerrasenflächen und deren Größe. Auf den jeweiligen Untersuchungsflächen wurden verschiedene Vegetationsparameter (Anzahl und Deckung der Pflanzenarten, Deckung und Höhe krautiger Arten, Anzahl und Deckung der Neophyten) aufgenommen. Auf Artebene der Wildbienen wurden folgende funktionelle Merkmale erfasst:

- Körpergröße
- Sozialverhalten (solitär, primitiv-eusozial, parasitisch)
- Nistverhalten (endogäisch, hypergäisch, parasitisch)
- Pollenspezialisierung (oligolektisch, polylektisch)
- Flugzeit: Anzahl der Monate im adulten Stadium ab Verlassen des Nestes bis zum Tod, summiert für die weiblichen und männlichen Tiere. Beim Auftreten mehrerer Generationen wurden die Flugzeiten aller Generationen summiert.

Mit Hilfe der Open-Source-Software R (Version 1.2.5019) wurde eine statistische Auswertung durchgeführt, um zu prüfen, inwieweit das Vorkommen von Wildbienen auf Berliner Magerrasen durch unterschiedliche Dichten von Honigbienen beeinflusst wird und inwiefern verschiedene Umweltparameter, wie Urbanisierung, Anzahl und Deckung von Pflanzen, die Beziehung zwischen Wild- und Honigbienen modulieren können. Hierfür wurden verallgemeinerte lineare Modelle verwendet, die eine Erweiterung der Regression darstellen und dazu dienen, die Beziehung zwischen einer oder mehrerer Prädiktorvariablen und einer Antwortvariable zu untersuchen (McCullagh & Nelder 1989). Unter Anwendung verallgemeinerter linearer Modelle (GLMs) wurden in mehreren Berechnungen potenzielle Beziehungen zwischen den erklärenden bzw. Prädiktorvariablen (Honigbienenabundanz, Anzahl und Deckung der Pflanzenarten, Deckung und Höhe krautiger Arten, Anzahl und Deckung der Neophyten) und den abhängigen bzw. Antwortvariablen (Artenreichtum, Wildbienenabundanz, Verhältnis zwischen Honig- und Wildbienen, Körpergröße, Sozialverhalten, Nistverhalten, Pollenspezialisierung, Flugzeit) analysiert.

2.2. Ergebnisse

Insgesamt konnten 108 Bienenarten aus sechs Familien mit 1.457 Individuen nachgewiesen werden (Abb. 3 und Anhang Tab. 2). Die Honigbiene *Apis mellifera*, die nicht zu den Wildbienen zählt, war mit 505 gefangenen Individuen die am stärksten vertretene Bienenart. Neben der Honigbiene waren die häufigsten gefangenen Wildbienenarten *Lasioglossum morio* mit 139 Individuen, *Lasioglossum calceatum* mit 95 und *Bombus terrestris* mit 65 Individuen.

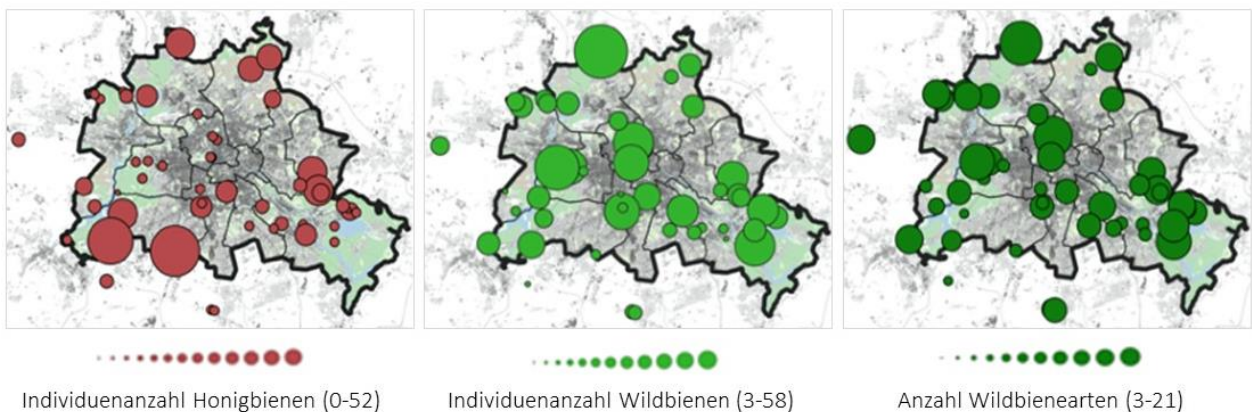


Abbildung 3: Individuenzahl der Honig- und Wildbienen und Anzahl der Wildbienenarten auf den 49 Untersuchungsflächen der Landschaftsebene.

Neben der Artenvielfalt und den Individuenzahlen wurden auch der Gefährdungsstatus sowie artspezifische Eigenschaften der Wildbienen ermittelt. Von den 107 Wildbienenarten sind 24 Arten in der Roten Liste Berlins geführt: bei einer Art ist eine defizitäre Datengrundlage vermerkt, sechs Arten stehen auf der Vorwarnliste, bei zwei Arten ist eine Gefährdung anzunehmen, sechs Arten gelten als gefährdet (Kategorie 3), fünf Arten als stark gefährdet (Kategorie 2) und vier Arten werden als vom Aussterben bedroht (Kategorie 1) eingestuft. Außerdem konnte mit *Lasioglossum fulvicorne* eine zuvor noch nicht für Berlin bekannte Art nachgewiesen werden. Die Wildbienenart *Osmia mustelina*, eine Zielart des Berliner Biotopverbundes, wurde auf zwei Untersuchungsflächen in Kaulsdorf und auf dem Friedhof Liesenstraße erfasst. Von den 107 erfassten Wildbienenarten weisen 16 eine Spezialisierung (Oligolektie) im Nahrungsverhalten auf.

Die statistischen Auswertungen ergaben keinen signifikanten Einfluss der Honigbienenabundanz auf die Artenvielfalt ($P = 0,3569$) (Abb. 4) und Individuenanzahl der Wildbienen ($P = 0,2848$) (Abb. 5). Auch die in die Modelle miteinbezogenen Umweltparameter wie Urbanisierung und Konnektivität hatten keinen signifikanten Einfluss auf die Beziehung zwischen Wild- und Honigbienen.

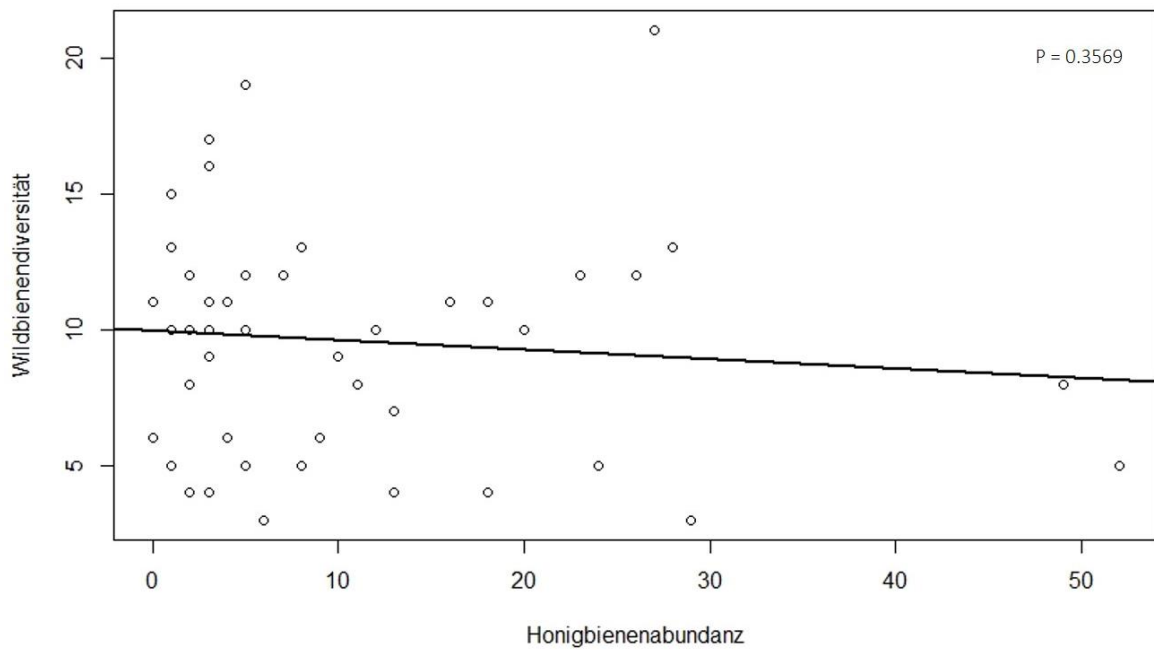


Abbildung 4: Die Honigbienenabundanz hatte keinen Einfluss auf die Wildbienendiversität.

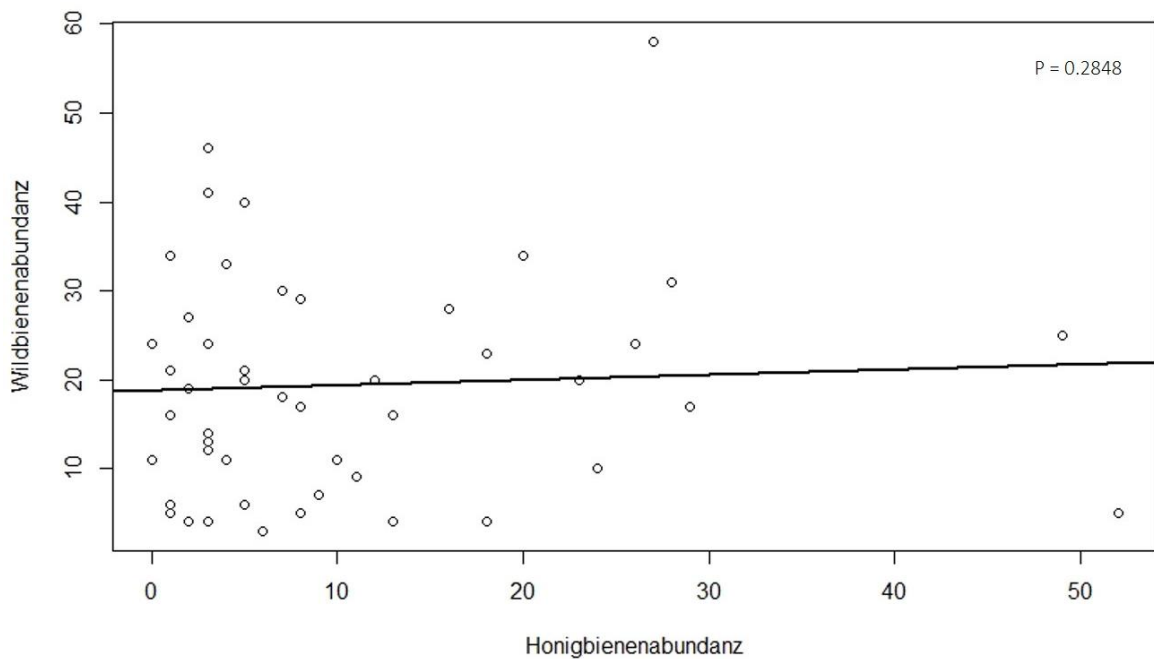


Abbildung 5: Die Honigbienenabundanz hatte keinen Einfluss auf die Wildbienenabundanz.

Auf die untersuchten funktionellen Merkmale von Wildbienen wurde ebenfalls kein signifikanter Einfluss der Honigbiene ermittelt. Allerdings konnte ein positiver statistischer Trend ($P = 0.0719$) zwischen der Honigbienenabundanz und der Flugzeit der Wildbienen ermittelt werden (Abb. 6).

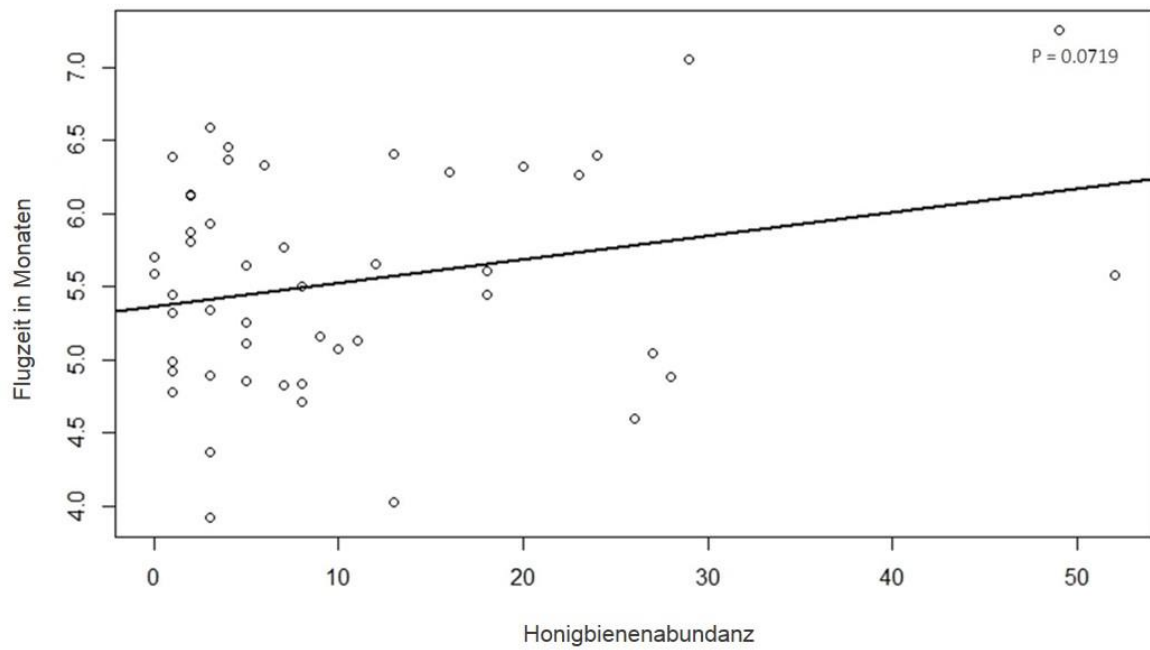


Abbildung 6: Der positive Einfluss der Honigbienenabundanz auf die Flugzeit in Monaten wurde als statistischer Trend nachgewiesen.

Darüber hinaus konnte kein Einfluss der Honigbienenabundanz auf die Anzahl oligolektischer Wildbienen festgestellt werden ($P = 0,2028$) (Abb. 7).

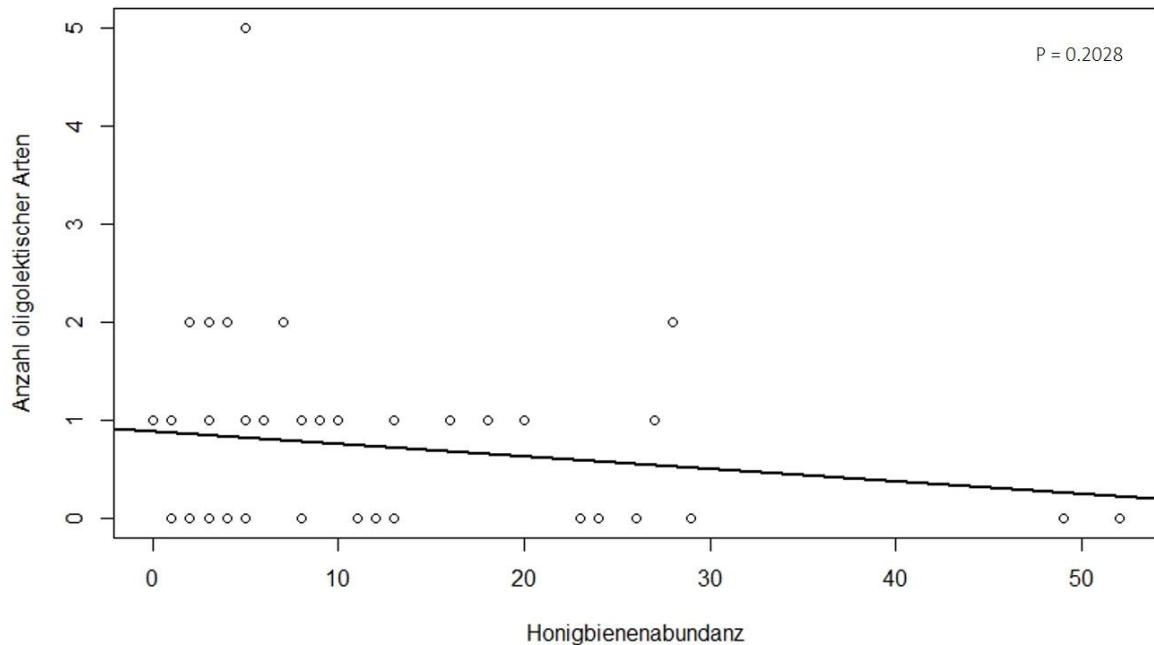


Abbildung 7: Die Anzahl oligolektischer Arten wurde von der Honigbienenabundanz nicht beeinflusst.

2.3. Diskussion

In urbanen Magerrasen Berlins können Honigbienen zusammen mit Wildbienen und darunter auch spezialisierten Arten vorkommen. Eine Konkurrenzsituation konnte nicht nachgewiesen werden, da die Abundanz der Honigbienen weder die Diversität noch die Abundanz der Wildbienenarten signifikant beeinflusste. Dieses Ergebnis unterstreicht aktuelle Erkenntnisse anderer Studien aus dem urbanen Raum (Stange et al. 2017, McCune et al. 2020). Hier wurden mit gleichem Untersuchungsansatz und gleicher Fangmethode ebenfalls keine negativen Effekte von Honigbienen auf Wildbienen festgestellt. Es zeigte sich zudem, dass eine standortbezogene Ermittlung des Verhältnisses von Wild- und Honigbienen unabhängig von der Herkunft der Honigbiene mit diesem Ansatz möglich ist. Zu dem gleichen Ergebnis kamen Gunnarsson & Federsel (2014), die mit einem Beobachtungsansatz ausschließlich die Effekte auf Hummeln untersuchten. Im Gegensatz dazu kommen zwei Studien, die eine mögliche Konkurrenzsituation zwischen Wild- und

Honigbienen anhand der Anzahl der Honigbienenstöcke in der Umgebung untersuchen, zu dem Ergebnis, dass Honigbienenvölker negative Auswirkungen auf wilde Bestäuber infolge von Nahrungskonkurrenz haben können. So stellten Torné-Noguera et al. (2016) in einem Nationalpark in Barcelona in der Nähe von Bienenstöcken eine abnehmende Individuenzahl von Wildbienen fest. In Paris wiesen Ropars et al. (2019) nach, dass die Besuchsrate von Wildbienen an Pflanzen mit zunehmender Honigbienenstockdichte abnahm.

Einzig auf der funktionalen Ebene konnte im Rahmen der vorliegenden Untersuchung ein Effekt – allerdings nur als statistischer Trend – festgestellt werden. Das kann darauf hinweisen, dass Wildbienen im städtischen Kontext dahingehend gefiltert werden, dass die Anzahl der Arten mit längerer Flugzeit mit zunehmender Honigbienenabundanz steigt. Das vermehrte Auftreten von Arten mit langen Flugzeiten in Gegenwart vieler Honigbienen könnte auf andere funktionelle Merkmale zurückzuführen sein. Zum einen können sich lange Flugzeiten aus der Ausbildung mehrerer Generationen ergeben. Des Weiteren können sie mit einer eusozialen Lebensweise und Polylektie zusammenhängen, die ein vermehrtes Aufkommen begünstigen. Bisher haben sich nur wenige Studien im urbanen Raum mit der funktionalen Ebene im Kontext der Konkurrenz zwischen Wild- und Honigbienen beschäftigt (Ropars et al. 2019, Torné-Noguera 2016). Diese kamen zu dem Ergebnis, dass insbesondere große solitäre Bienen negativ durch Honigbienen beeinflusst werden, da diese ähnliche Ansprüche an ihre Nahrung besitzen und sie oftmals gleichartige Blütenressourcen nutzen (Steffan-Dewenter & Tscharrntke 2000, Goulson et al. 2002). Ähnliche Erkenntnisse liefert auch das Review von Wojcik et al. (2018): Es legt dar, dass Wildbienen, darunter insbesondere Hummeln, durch das Einbringen von Honigbienenvölkern aufgrund der Überschneidung bei der Ressourcennutzung negativ beeinflusst werden. Cane & Tepedino (2016) liefern zudem Beweise, dass Honigbienen potenziell in der Lage sind, oligolektische Arten stärker negativ zu beeinflussen als unspezialisierte Arten, was unsere Untersuchung allerdings nicht bestätigte. Dies kann damit zusammenhängen, dass die im Modellsystem untersuchten Standorte in der Regel ein gutes Ressourcenangebot für Wild- und Honigbienen und auch für oligolektische Arten aufwiesen. So stellen Magerrasen für Bestäuber wertvolle Lebensräume dar, da sie in der Regel über ein gutes Pollen- und Nektarangebot verfügen (Saure 2005). Andere städtische Biotop, z. B. Zier- und Trittrasen, Wälder und Forsten, Feucht- und Frischgrünland, bieten

in der Regel weniger Ressourcen, so dass diese Lebensräume einer weiteren Betrachtung bedürfen.

2.4. Synthese der Landschaftsebene & Schlussfolgerung

- Auf den untersuchten Magerrasen wurden insgesamt 107 Wildbienenarten mit insgesamt 952 Individuen sowie 505 Honigbienen erfasst. 24 Arten werden in der „Roten Liste und Gesamtartenliste der Bienen und Wespen (Hymenoptera part.) von Berlin mit Angaben zu den Ameisen“ (Saure 2005) geführt.
- Für das Modellökosystem Magerrasen konnte kein statistisch signifikanter Einfluss der Honigbienenabundanz auf die Artenzahl und Abundanz sowie funktionelle Gruppen von Wildbienen festgestellt werden. Für eine Konkurrenzsituation zwischen Honig- und Wildbienen gibt es daher keinen Nachweis.
- Es wurde ein Trend ersichtlich, nach dem Wildbienenarten mit langer Flugzeit mit steigender Honigbienenanzahl zunehmen. Dieses Ergebnis wird auf der funktionalen Ebene mit möglichen Zusammenhängen zu anderen Merkmalen wie Lebensweise oder Ernährung erklärt und steht nicht im Zusammenhang mit einer möglichen Konkurrenz.
- Die Ergebnisse gelten für das Modellökosystem blütenreiche Magerrasen und können bei der Betrachtung anderer Lebensräume abweichen.

3. Konkurrenz von Honigbiene vs. Wildbiene auf Bienenkorbebene

3.1. Fragestellung

Mit Hilfe eines Beobachtungsexperimentes wurde die Beziehung zwischen Honig- und Wildbienen auf lokaler Ebene analysiert, um eine mögliche Konkurrenzsituation im näheren Umfeld von Bienenstöcken zu prüfen. Hierfür wurden folgende Fragestellungen untersucht:

1. Können Wildbienen in Lebensräumen vorkommen, die mit Honigbienen bestockt sind und hat die Anzahl der Honigbienen einen Einfluss auf die Wildbienenabundanz?
2. Hat die Entfernung zum Honigbienenstock einen Einfluss auf die Beziehung von Wild- und Honigbienen und nimmt die Wildbienenabundanz mit zunehmender Entfernung vom Honigbienenstock zu?
3. Welche Rolle spielt die Ausstattung des Lebensraums (Blühpflanzenangebot und Niststrukturen) für die Beziehung zwischen Wild- und Honigbienen?

3.2. Methoden

Um die Auswirkung von Honigbienenendichten auf Wildbienen untersuchen zu können, wurden zunächst 15 Modellflächen in Berlin und Umgebung ausgewählt (Abb. 8, Anhang Tab. 3).

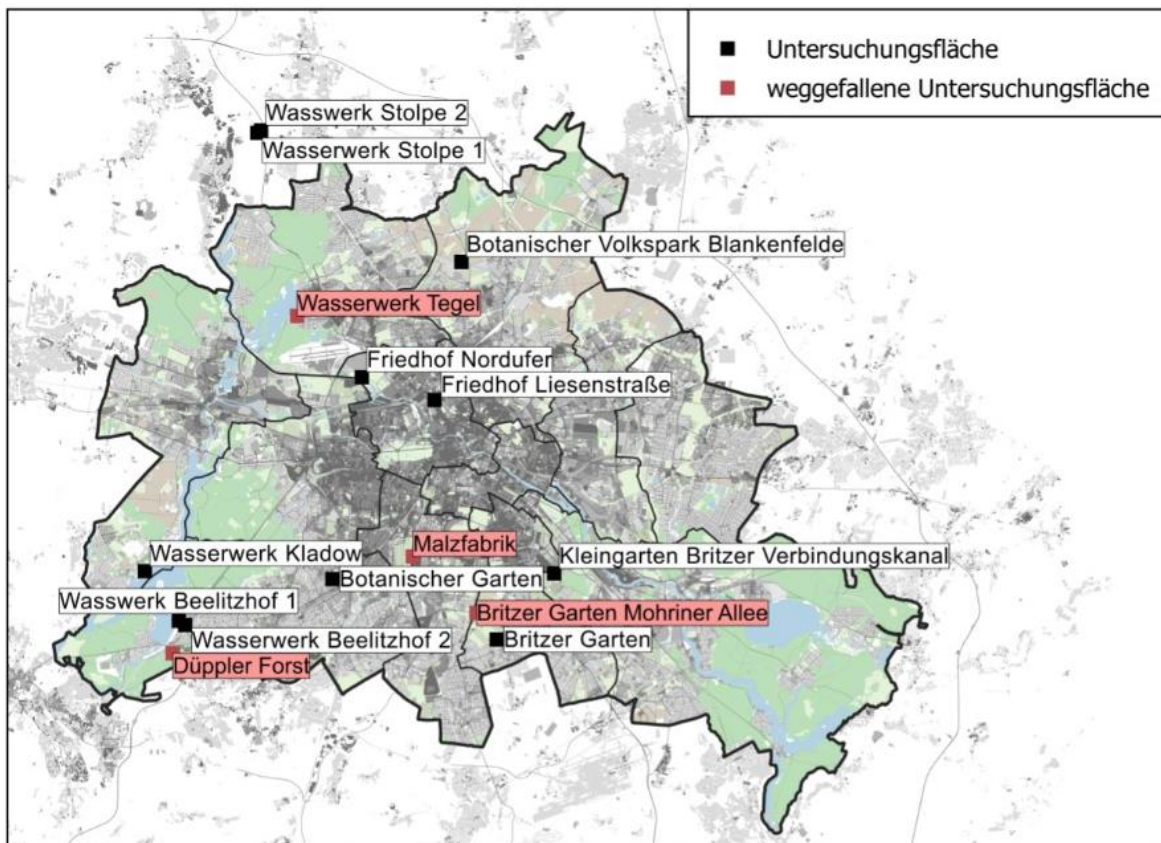


Abbildung 8: Modellflächenauswahl zur Untersuchung der Beziehung zwischen Wild- und Honigbienen auf der Bienenkorbebene inklusive der weggefallenen Flächen (rot).

Um eine Vergleichbarkeit der Daten für die statistische Auswertung zu ermöglichen, wurde ein standardisiertes Untersuchungsdesign gewählt. Der Untersuchungsansatz, die Beziehung von Wild- und Honigbienen in Abhängigkeit von der Entfernung zu untersuchen, setzte eine möglichst homogene Flächenauswahl mit folgenden Kriterien voraus:

- Anwesenheit von Honigbienenstöcken
- Mindestgröße: Transektlänge 120 m vom Honigbienenstock ausgehend
- Relativ homogene Vegetationsstruktur (Wiesen/Weiden/Rasen)
- Lage in Berlin oder nahe Umgebung
- Einverständnis der Flächeneigentümer und Zugang zu der Fläche
- Möglichst geschützte Lage, um Diebstahl vorzubeugen.



Abbildungen 9, 10: Untersuchungsfläche während des Beobachtungsexperiments im Botanischen Volkspark Blankenfelde-Pankow (links) und Botanischen Garten Dahlem (rechts).

Aufgrund der oben genannten Kriterien verfügten alle ausgewählten Flächen über ein Angebot an Pollen- und Nektarpflanzen. Zudem eigneten sich wegen ihrer vielfältigen Habitatstrukturen alle Modellflächen hinsichtlich ihrer Ausstattung als Lebensraum für Bienen (Abb. 9, 10).

Infolge unvorhersehbarer Ereignisse konnten insgesamt vier Untersuchungsflächen nicht für alle drei Durchgänge des Experiments herangezogen werden, weshalb in die finale Auswertung die elf aufgeführten Flächen eingeflossen sind (Abb. 8). Auf drei weggefallenen Flächen (Düppeler Forst, Wasserwerk Tegel, Britzer Garten Mohriner Allee) wurden die Bienenstöcke vom Imker kurzfristig umgesiedelt. Auf der Fläche der Malzfabrik wurden die Honigbienenstöcke gestohlen.

Im Vorfeld des Experimentes wurde zunächst eine Auswahl von neun Pflanzenarten getroffen (Tab. 1, 2, 3). Die Pflanzen wurden ausgewählt aufgrund ihrer Nennung in gängiger Bienen-Literatur und ihrer Einstufung als bienenfreundliche Pflanze (Pritsch 2018,

Westrich 2019). Aufgrund der gewünschten Standardisierbarkeit des Experiments musste für alle Untersuchungsflächen die gleiche Pflanzenauswahl getroffen wurde. Wegen der begrenzten Vorbereitungszeit wurde in erster Linie auf Gartenpflanzen zurückgegriffen, da Pflanzenarten, die in Berlin wild wachsen, zum Zeitpunkt nicht Teil des Sortiments der Gärtnereien waren und Ressourcen zu deren möglicher Aufzucht nicht gegeben waren. Bei der Pflanzenauswahl mussten folgende Kriterien berücksichtigt werden:

- Die kurzzeitige Verfügbarkeit in großen Mengen (abhängig vom Angebot der Gärtnereien) musste gesichert sein.
- Der Blühzeitpunkt musste mit dem Zeitpunkt der Durchführung übereinstimmen.
- Die Pflanzen mussten sowohl für Wild- als auch für Honigbienen attraktiv sein. Lavendel gilt beispielsweise als sehr beliebt bei Honigbienen (Benachour 2017, Ropars et al. 2019, Hernández-Castellano et al. 2020); nach Westrich (2019) wurde Pollen z. B. auch an der Wildbiene *Anthophora pubescens* nachgewiesen, andere Quellen bestätigen die Attraktivität von *Lavandula* für Arten der Gattung *Bombus* (Balfour et al. 2013), *Ceratina* und *Anthidium* (Benachour 2017).
- Das Farbspektrum (blau/weiß/gelb) sollte in gleichem Umfang abgedeckt werden.

Tabelle 1: Auswahl der Pflanzenarten für das Beobachtungsexperiment auf Bienenkorbebene für den ersten Durchgang (24. Juni bis 05. Juli 2019).


Farbe	Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Familie
	<i>Lavandula angustifolia</i>	Echter Lavendel	Lamiaceae
	<i>Campanula portenschlagiana</i>	Zwergglockenblume	Campanulaceae
	<i>Salvia nemorosa</i>	Gartensalbei	Lamiaceae
	<i>Aster novi-belgii</i>	Glattblatt-Aster	Asteraceae
	<i>Lavandula angustifolia</i>	Lavendel	Lamiaceae
	<i>Leucanthemum maximum</i>	Sommermargarite	Asteraceae
	<i>Gaillardia spec.</i>	Kokardenblume	Asteraceae
	<i>Coreopsis spec.</i>	Mädchenauge	Asteraceae
	<i>Achillea spec.</i>	Gemeine Schafgarbe	Asteraceae

Tabelle 2: Auswahl der Pflanzenarten für das Beobachtungsexperiment auf Bienenkorbebene für den zweiten Durchgang (12. August bis 21. August 2019).

Farbe	Wissenschaftlicher Artnamen	Deutscher Artnamen	Familie
●	<i>Lavandula angustifolia</i>	Echter Lavendel	Lamiaceae
●	<i>Campanula portenschlagiana</i>	Zwergglockenblume	Campanulaceae
●	<i>Angelonia spec.</i>	Angelonia	Plantaginaceae
○	<i>Aster novi-belgii</i>	Glattblatt-Aster	Asteraceae
○	<i>Platycodon grandiflorum</i>	Ballonblume	Campanulaceae
○	<i>Leucanthemum maximum</i>	Sommermargarite	Asteraceae
●	<i>Rudbeckia hirta</i>	Sonnenhut	Asteraceae
●	<i>Coreopsis spec.</i>	Mädchenauge	Asteraceae
●	<i>Achillea spec.</i>	Gemeine Schafgarbe	Asteraceae



Abbildung 11: Gewächshaus, Pflanzentransport und abgedeckte Pflanzen.

Tabelle 3: Auswahl der Pflanzenarten für das Beobachtungsexperiment auf Bienenkorbebene für den dritten Durchgang (18. Mai bis 27. Mai 2020).

Farbe	Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Familie
●	<i>Lavandula stoechas</i>	Schopflavendel	Lamiaceae
●	<i>Campanula portenschlagiana</i>	Zwergglockenblume	Campanulaceae
●	<i>Lithodora diffusa</i>	Steinsame	Boraginaceae
○	<i>Thymus x citriodorus</i>	Zitronenthymian	Lamiaceae
○	<i>Campanula portenschlagiana</i>	Zwergglockenblume	Campanulaceae
○	<i>Brachyscome iberidifolia</i>	Echter Lavendel	Asteraceae
●	<i>Erysimum cheiri</i>	Goldlack	Brassicaceae
●	<i>Bidens ferulifolia</i>	Zweizahn	Asteraceae
●	<i>Helichrysum italicum</i>	Currykraut	Asteraceae

Insgesamt gab es drei Versuchsabläufe, um auch jahreszeitliche Unterschiede einer potenziellen Konkurrenz überprüfen zu können. Der Grund hierfür ist, dass nicht nur Wildbienen artspezifische Flugzeiten haben, sondern auch für Honigbienen abweichende Aktivitätsradien zur Nahrungsbeschaffung für unterschiedliche Jahreszeiten festgestellt wurden (Couvillon et al. 2015). So legen Honigbienen im Sommer längere Strecken zurück als im Frühjahr und Herbst. Daher fanden die ersten beiden Versuchsdurchgänge im Sommer und Herbst 2019 statt, der dritte Durchgang wurde im darauffolgenden Frühjahr 2020 durchgeführt. Während der erste Versuchsdurchgang im Juni 2019 mit einem sehr guten Trachtangebot für Bienen stattfand, lief der zweite Ende August 2019 zu einer Zeit, in der das Nahrungsangebot für Bienen schon deutlich abgenommen hatte. Der dritte Durchgang wurde im Mai 2020 durchgeführt, um den wichtigen Frühjahrsaspekt zu untersuchen. Ursprünglich war der dritte Durchgang für Anfang April geplant, musste aber infolge der durch die Covid-19-Pandemie auferlegten Beschränkungen verschoben werden. Für die Durchführung des Experiments wurden zunächst am Vortag der Beobachtung vier Paletten mit den neun zuvor ausgewählten, für Bestäuber attraktiven Pflanzenarten in vier Distanzen (10 m, 50 m, 80 m und 120 m) zum Bienenstock aufgestellt (Abb. 12). Dies geschah, damit die Bestäuber vor Ort das neu hinzugekommene Nahrungsangebot kennen lernen konnten. Eine längere Eingewöhnungszeit war aus kapazitären und logistischen

Gründen nicht möglich und hätte zudem das Risiko des Diebstahls auf den öffentlich zugänglichen Untersuchungsflächen wesentlich erhöht.

Am darauffolgenden Tag wurden die blütenbesuchenden Insekten erfasst und nach den folgenden Kategorien differenziert: Wildbienen, Honigbienen, Schwebfliegen, Wespen, Tag- und Nachtfalter, Käfer und weitere Bestäuber (Abb. 13). Nach jeweils einer Beobachtungsrunde wurden die eingesetzten Paletten im Gewächshaus abgedeckt, damit sie außerhalb des Experiments nicht bestäubt wurden und einen Tag ruhen gelassen (Abb. 11).

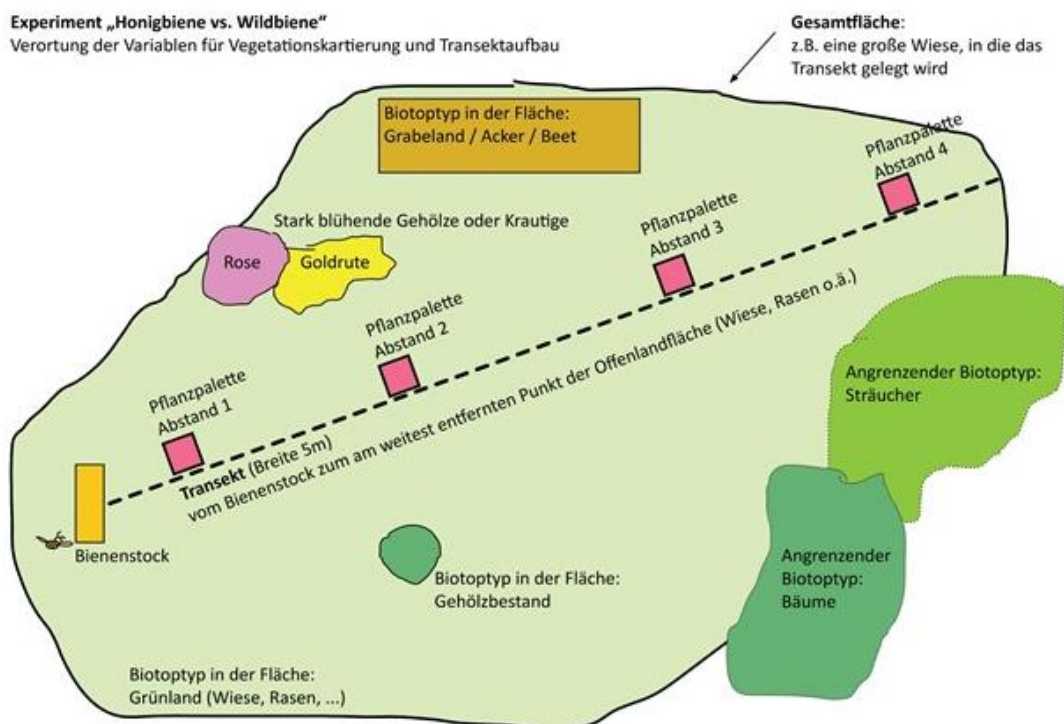


Abbildung 12: Untersuchungsdesign

Zunächst wurde die Anzahl der Honigbienenstöcke auf den Modellflächen und in ihrer unmittelbaren Umgebung erfasst. Die Einbeziehung von Daten zu Lage und Anzahl von Honigbienenstöcken in weiterer Umgebung war aufgrund behördlicher Hürden und generell fehlender Datenlage nicht möglich.

Für alle drei Durchgänge wurde eine Vegetationskartierung durchgeführt. Hierfür wurden, beginnend am Bienenstock, auf einem 120 m langem und fünf Meter breitem Transekt alle krautigen Pflanzen (ausgenommen Gräser) aufgenommen sowie ihre Blühtätigkeit dokumentiert. Der Gehölzbestand, dominant vorkommende bestäuberfreundliche Pflanzen sowie die Vegetationsdeckung wurden darüber hinaus auf der gesamten Modellfläche kartiert. Aus den aufgenommenen Daten wurden die Vegetationsparameter Deckung krautiger Pflanzen (in Prozent) sowie Artenzahl krautiger Pflanzen und blühender krautiger Pflanzen ermittelt (Anhang Tab. 5).

Neben der Vegetation wurde die für Wildbienen wichtige Niststrukturvielfalt dokumentiert. Da viele Wildbienenarten einen sehr eingeschränkten Aktionsradius von nur wenigen hundert Metern aufweisen, ist für das Vorkommen einer Art neben einem ausreichenden Nahrungsangebot auch das Vorhandensein des geeigneten Nistplatzes entscheidend sowie die für den Nestbau oftmals benötigten Requisiten (Westrich 2019). Der Großteil der Wildbienen nistet endogäisch im Boden wie z. B. Arten der Gattungen *Andrena* (Sandbienen), *Bombus* (Hummeln) und *Halictus* (Schmal- und Furchenbienen). Für diese Arten sind offene, vegetationsarme Bodenstellen in einem Lebensraum notwendig. Einige Arten weisen zudem eine Spezialisierung in der Substratwahl auf. Hypergäische Niststrukturen wie Ritzen, Hohlräume und Fugen in Mauer- und Steinstrukturen benötigen u. a. Mauerbienenarten (*Osmia*) und Blattschneiderbienen (*Megachile*). Markhaltige Pflanzenstängel werden oftmals von Maskenbienen (*Hylaeus*) und Keulhornbienen (*Ceratina*) besiedelt. Liegende und stehende Totholzstrukturen sind für einige Mauerbienen-, Blattschneider- und die Holzbienen überlebenswichtig. Darüber hinaus benötigen alle Bestäuber Zugang zu Wasser (Westrich 2019). Zur Dokumentation der Lebensraumausstattung wurden auf den Modellflächen daher die Habitatstrukturen stehendes und liegendes Totholz, Mauerstrukturen, Steinhaufen, Pflanzenstängel, verdichteter und lockerer Sand sowie offener Boden, Wasserstellen und Mahdintensität erfasst (Anhang Tab. 6).

Neben den genannten Habitatstrukturen ist die Gesamtstruktur des Lebensraums ebenfalls ein relevanter Faktor für Bienen. Vor diesem Hintergrund wurde die Deckung der vorherrschenden Strukturen Grünland, Ruderalvegetation, Wege, Gebäude, Kleingewässer, Beete und der Gehölzbestände dokumentiert (Anhang Tab. 7). Letztere sind von besonderer Bedeutung für Bienen, denn viele blühende Laubbäume, Sträucher und holzige Kletterpflanzen sind beliebte Trachtpflanzen. Sie gelten als Hauptnahrungsquellen für Honigbienen im urbanen Raum (Sponsler et al. 2020), werden aber auch von Wildbienen genutzt (Hausmann et al. 2015). Besonders im Frühjahr bieten verschiedene frühblühende Baumarten (Weiden, Ahorne und Eichen) eine gute Versorgung mit Pollen- und Nektar, während im Spätsommer Arten wie beispielsweise der Japanische Pagodenbaum und Anfang Herbst Kletterpflanzen, wie die Altersform des Efeus und Herbstklematis, eine wichtige Pollenquelle darstellen (Sponsler et al. 2020).

Zur Untersuchung der Fragestellungen wurden die erhobenen Daten mit Hilfe der Open-Source-Software R (Version 1.2.5019) statistisch ausgewertet. Um den Einfluss der erklärenden Variablen Honigbienenabundanz, Distanz und der erfassten Vegetationsparameter auf die abhängige Variable Wildbienenabundanz zu untersuchen, wurden generalisierte lineare Modelle verwendet. Da aufgrund der standardisierten Flächenauswahl alle Modellflächen über vielfältige Habitatstrukturen verfügen und keine erheblichen Unterschiede hinsichtlich der Habitatqualität aufweisen, wurden die Habitatparameter nicht in die statistischen Berechnungen integriert. Zudem wurde auch auf jahreszeitliche Auswertungen verzichtet, da die Güte der entsprechenden statistischen Modelle durchweg sehr gering war.

3.3. Ergebnisse

Insgesamt wurden in den drei Durchgängen des Experiments 2.188 Honigbienen, 1.882 Wildbienen und 3.656 andere Bestäuber beobachtet (Anhang Tab. 4). Eine erste deskriptive Auswertung der Daten des Beobachtungsexperiments lässt erkennen, dass die Untersuchungsflächen eine Streuung hinsichtlich der Abundanz der beobachteten Bestäubergruppen aufweisen (Tab. 4).

Tabelle 4: Individuenzahl der erfassten Bestäubergruppen auf den 11 ausgewerteten Modellflächen des Beobachtungsexperiments auf der Bienenkorbebene.

Untersuchungsfläche	Gesamtbetrachtung - Durchgang I, II und III		
	Honigbienen	Wildbienen (inkl. Hummeln)	Andere Bestäuber
Botanischer Garten Dahlem	233	205	164
Botanischer Volkspark Blankenfelde-Pankow	252	228	255
Britzer Garten	109	109	188
Friedhof Liesenstraße	80	271	286
KGA Britzer Verbindungskanal	149	63	430
Friedhof Nordufer	187	113	360
Wasserwerk Beelitzhof 1	142	190	208
Wasserwerk Beelitzhof 2	150	103	231
Wasserwerk Kladow	61	84	339
Wasserwerk Stolpe 1	120	110	220
Wasserwerk Stolpe 2	48	78	258

3.3.1. Koexistenz

Können Wildbienen in Lebensräumen vorkommen, die mit Honigbienen bestockt sind und hat die Honigbienenabundanz einen Einfluss auf die Wildbienenabundanz? Die Analysen zeigten, dass es einen signifikant positiven Einfluss der Honigbienen auf die Wildbienen ($P = 0,0225$) gibt, so dass Standorte mit einer hohen Honigbienenabundanz auch gleichzeitig hohe Individuenzahlen an Wildbienen aufweisen (Abb. 13).

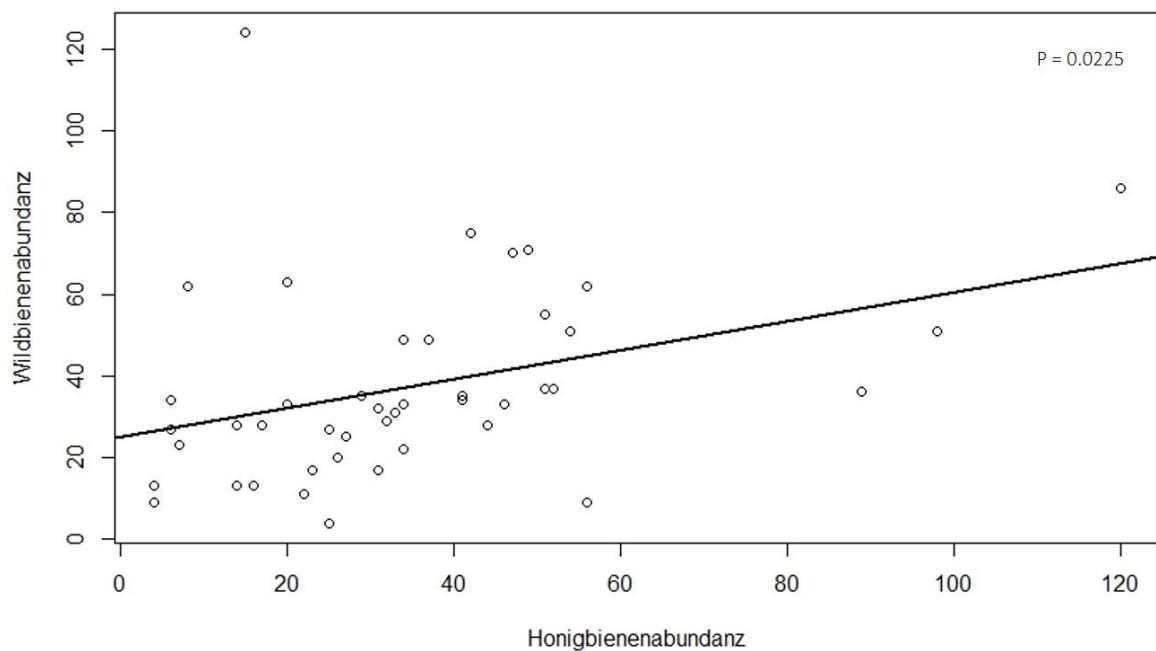


Abbildung 13: Mit Zunahme der Honigbienenabundanz steigt auch jene der Wildbienen.

3.3.2. Distanz

Hat die Entfernung zum Honigbienenstock einen Einfluss auf die Beziehung von Wild- und Honigbienen? Nimmt die Wildbienenabundanz mit zunehmender Entfernung vom Honigbienenstock zu? Die statistische Auswertung ergab keinen signifikanten Einfluss der Distanz auf das Verhältnis von Wild- und Honigbienen. Die Distanz zum Honigbienenstock übte keinen signifikanten Einfluss auf die Individuenzahl der Wildbienen aus ($P = 0.9267$). Als statistischer Trend wurde jedoch festgestellt, dass die Distanz die Honigbienenabundanz negativ beeinflusst ($P = 0.0788$) (Abb. 14).

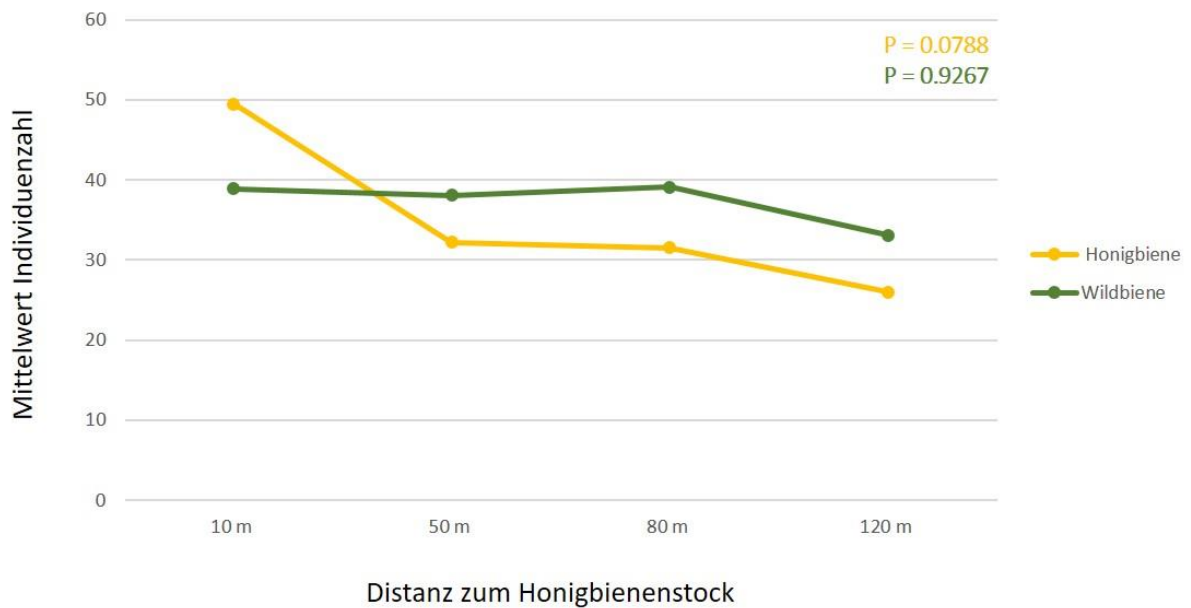


Abbildung 14: Mittelwert der Individuenzahlen von Wild- und Honigbienen an vier Distanzen zum Honigbienenstock.

3.3.3. Lebensraum

Welche Rolle spielt die Ausstattung des Lebensraums (Blühpflanzenangebot und Niststrukturen) für die Beziehung zwischen Wild- und Honigbienen? Die statistische Auswertung ergab keinen signifikanten Einfluss der Vegetationsvariablen auf das Verhältnis von Wild- und Honigbienen. Jedoch konnte ein signifikanter Einfluss der Vegetation auf die Anzahl der Wildbienen ermittelt werden. Zwei der untersuchten Vegetationsparameter hatten einen positiven Effekt auf die Wildbienenabundanz: Wildbienen profitieren insbesondere von einer hohen Deckung krautiger Arten ($P = 0,0018$) (Abb. 15). Zudem steigt ihre Anzahl mit zunehmender Anzahl blühender krautiger Arten ($P = 0,0292$) (Abb. 16).

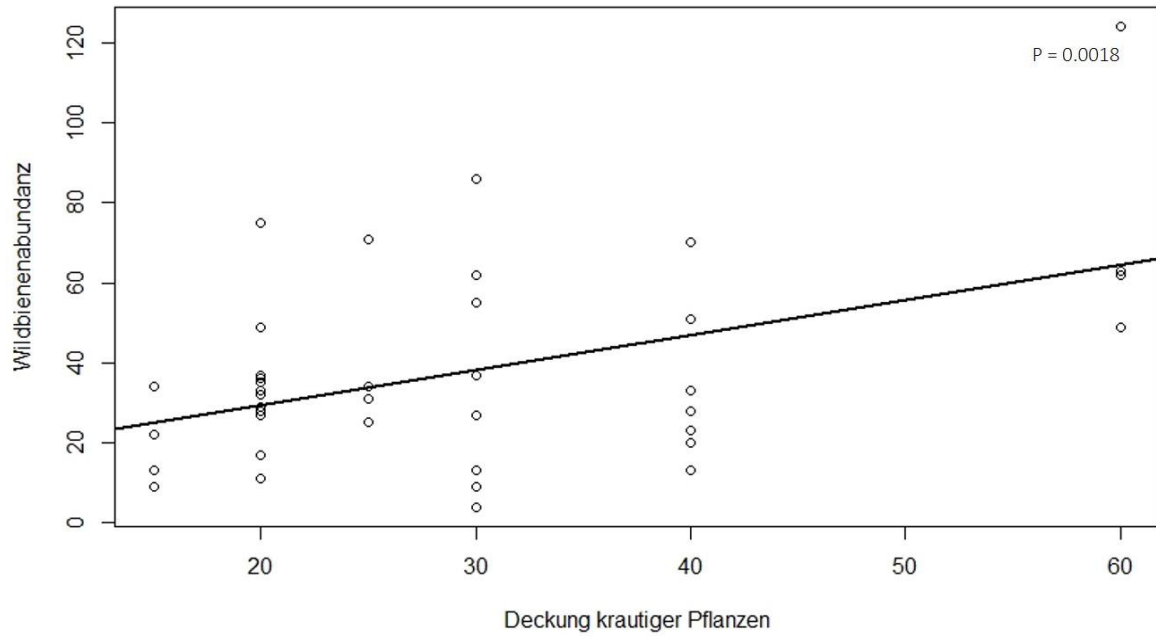


Abbildung 15: Mit zunehmender Deckung krautiger Arten steigt die Individuenzahl der Wildbienen.

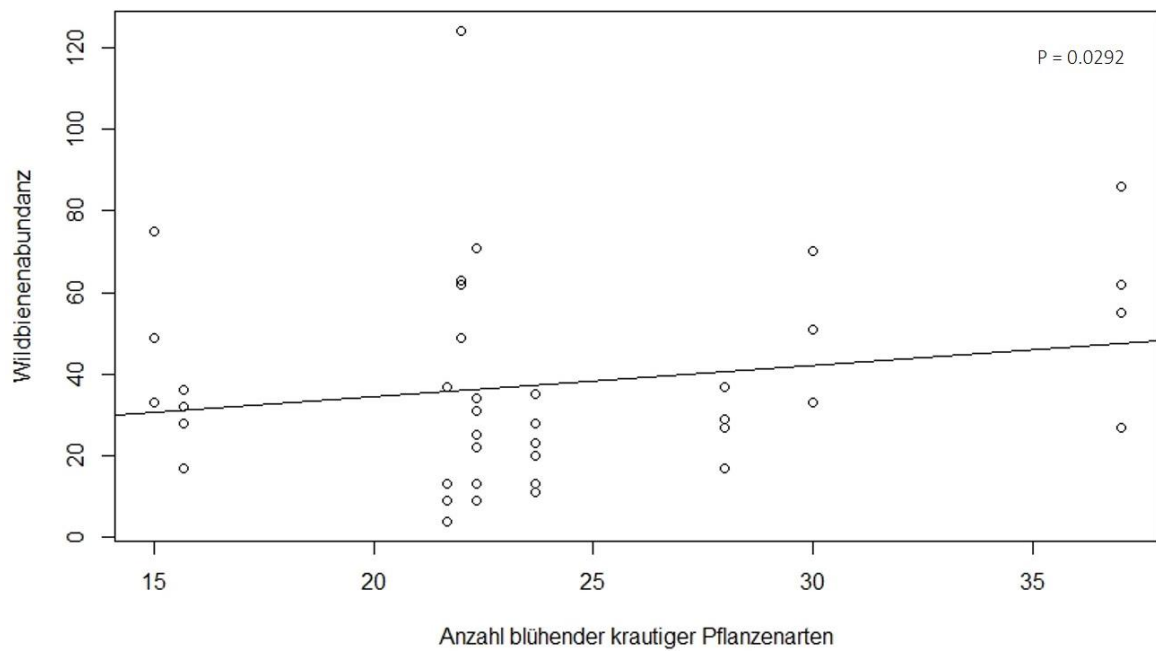


Abbildung 16: Die Anzahl blühender krautiger Arten hat einen signifikant positiven Einfluss auf die Wildbienenabundanz.

3.4. Diskussion

Die Analysen belegen, dass es auch auf der Bienenkorbebene keine Konkurrenz zwischen Honig- und Wildbienen gibt, es wurde sogar erstmals ein positiver Zusammenhang

nachgewiesen McCune et al. (2020) stellten bei der Untersuchung der Auswirkungen von Honigbienen auf Wildbienen artspezifische Unterschiede fest. Die Studien führten den positiven Zusammenhang auf ein gutes Angebot an Blütenressourcen zurück. Auch die vorliegende Untersuchung konnte, ebenso wie McCune et al. (2020), einen positiven Effekt von Vegetationsvariablen nachweisen. Die hohe Anzahl der Wildbienen könnte auf ein diverses und ausreichendes Angebot an Pollen- und Nektarpflanzen auf den Untersuchungsflächen zurückzuführen sein, was durch die Analysen von Gunnarsson & Federsel (2014) und Stange et al. (2017) unterstützt wird. Hinsichtlich der Distanz wurde in der vorliegenden Untersuchung kein signifikanter Einfluss auf das Verhältnis der Wild- und Honigbienen sowie die Abundanz der Wildbienen nachgewiesen. Allerdings nimmt die Anzahl der Honigbienen mit zunehmender Distanz zum Bienenstock ab, was als statistischer Trend ersichtlich wird. Das Ergebnis könnte darauf hindeuten, dass Honigbienen trotz ihrer großen Flugradien bei einem ausreichendem Nahrungsangebot in der Nähe des Bienenstocks bleiben, da die zurückgelegten Flugstrecken kontextabhängig sind (Ropars et al. 2019). Auf Grundlage dieser Ergebnisse können für den gewählten Untersuchungsraum keine kritischen Abstände ermittelt werden, ab denen eine Konkurrenz auftreten könnte. Ropars et al. (2019) schlossen jedoch aufgrund der negativen Effekte hoher Bienenstockdichten auf Wildbienen, dass ein Abstand von 500 m bzw. 1000 m für Hummeln im 1000 m ratsam sein. Auch Mallinger et al. (2017) halten in ihrem Review fest, dass der Konkurrenzdruck eher lokal auftritt und bis zu einer Distanz von 800 m zum Bienenstock am größten ist.

3.5. Synthese der Bienenkorbebene

- Wild- und Honigbienen kommen gemeinsam in Lebensräumen vor, die mit Honigbienen bestockt sind. Dabei wurde ein signifikant positiver Einfluss der Honigbienen auf die Anzahl der Wildbienen gefunden. Es konnte also keine Konkurrenzsituation nachgewiesen werden.
- Die Distanz zum Honigbienenstock übt keinen signifikanten Einfluss auf die Abundanz der Wildbienen aus.

- Für das untersuchte Modellsystem mit dem vorliegenden Untersuchungsdesign konnten daher keine kritischen Abstände ermittelt werden, da Wildbienen unabhängig von der Entfernung des Honigbienenstocks mit gleichen Abundanzen nachgewiesen wurden.
- Ein diverses und ausreichendes Angebot an Pollen- und Nektarpflanzen ist von hoher Bedeutung für Wildbienen. Sie profitieren insbesondere von einer hohen Deckung krautiger Arten sowie einer hohen Anzahl blühender krautiger Arten.

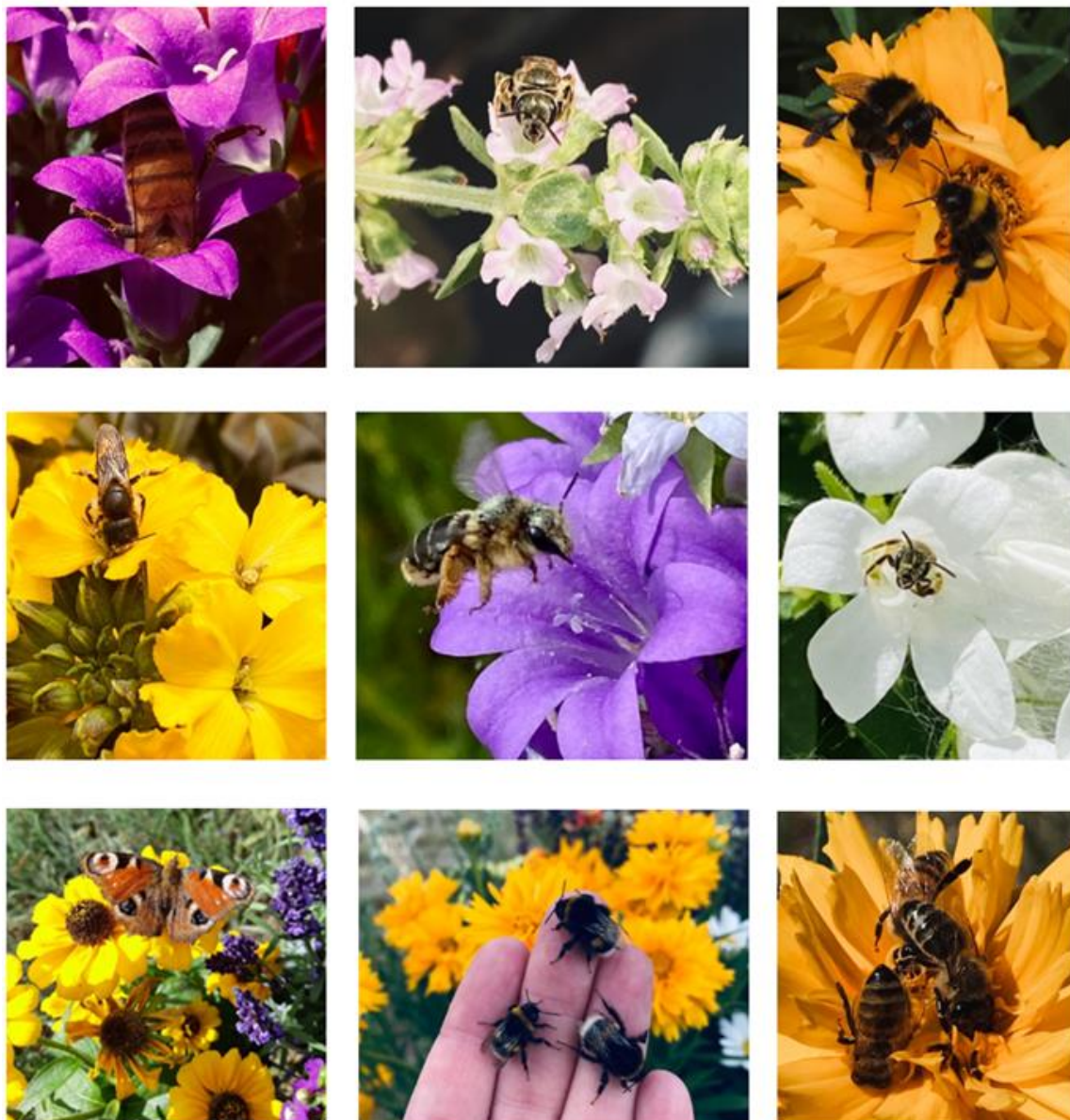


Abbildung 17: Beobachtete Bestäuber an den Pflanzpaletten während des Experiments.

4. Perspektiven

Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass eine Koexistenz von Honigbienen und Wildbienen auf Magerrasenflächen in Berlin unter den aktuellen Bienenstockdichten möglich ist, da keine Konkurrenz zwischen beiden Gruppen festgestellt wurde. Dennoch sollte vor dem aktuellen Wissensstand und einer möglichen Zunahme an Honigbienenvölkern in der Stadt, das Thema der Konkurrenz weiterverfolgt werden. Die wenigen Studien im urbanen Raum, die sich bisher mit dem Thema der Konkurrenz zwischen Honig- und Wildbienen beschäftigt haben, kamen zu unterschiedlichen Ergebnissen (Gunnarsson & Federsel 2014, Torné-Noguera et al. 2016, Stange et al. 2017, Ropars et al. 2019, McCune et al. 2020). Ob eine Konkurrenz auftritt, scheint daher stark kontextabhängig zu sein (Herbertsson et al. 2016, Stange et al. 2017). Mallinger et al. (2017) schlussfolgern, dass Konkurrenzeffekte möglich sind, weisen aber gleichzeitig darauf hin, dass bisher wenig über das Ausmaß einer Konkurrenzsituation und möglicher Konsequenzen bekannt ist. Nach aktuellem Kenntnisstand bestehen hier also noch Kenntnisdefizite und Unsicherheiten in der Bewertung, so dass weitere Untersuchungen, speziell auch auf Artebene, notwendig sind. Zudem sollten auch mögliche Effekte der Honigbienen auf die Artengemeinschaften und funktionelle Gruppen der Wildbienen und auch anderer wilder Bestäuber geprüft werden (Torné-Noguera et al. 2016, Ropars et al. 2019). Bei der Betrachtung des Zusammenlebens von Wild- und Honigbienen sollten neben der Nahrungskonkurrenz auch zusätzliche Faktoren, wie die gemeinsame Nutzung weiterer Ressourcen und Krankheitsübertragung betrachtet werden (vgl. Gunnerson & Federsel 2014, Herbertsson et al. 2016, McCune et al. 2020).

Unsere Auswertungen haben gezeigt, dass Wildbienen in einem Lebensraum, der über ein gutes Ressourcenangebot verfügt, zahlreich vorkommen und mit Honigbienen koexistieren können. Der auf der Landschaftsebene untersuchte Biotoptyp Magerrasen beherbergt erwiesenermaßen artenreiche Wildbienengemeinschaften, auch in Gegenwart von Honigbienen. Daher sollten solche und ähnlich ausgestattete Lebensräume gezielt erhalten und gefördert werden. Den Ergebnissen zufolge profitieren Wildbienen zudem von einer hohen Vielfalt an Blütenpflanzen. Gerade in hoch urbanen Bereichen konnten neben oligolektischen Arten artenreiche Wildbienengemeinschaften nachgewiesen werden.

Einige Standorte an Verkehrswegen, Friedhöfe, Parkanlagen und Brachflächen können trotz starker anthropogener Störungen eine hohe Vielfalt an Wildbienen beherbergen. Dieses Potenzial sollte genutzt und weiter ausgebaut werden. Durch Verbesserung des Nahrungsangebots auf städtischen Flächen können Wildbienen gefördert werden.

Eine Verbesserung der Lebensbedingungen von Wild- und Honigbienen und anderen Bestäubern kann zudem durch gezielte Pflanzung geeigneter Pollen- und Nektarpflanzen an Standorten mit geringem Nahrungsangebot für Bestäuber oder bei Neuanlage oder Neupflanzung von Flächen erreicht werden. Bei der Pflanzenauswahl für die Neuanlage bestäuberfreundlicher Flächen sollte auf die Eignung der Pflanzen als Nahrungs- und Futterpflanze und auf ein breites Spektrum an Arten unterschiedlicher Pflanzenfamilien mit verschiedenen Blühzeitpunkten geachtet werden, um möglichst viele Wildbienenarten anzusprechen. Darüber hinaus sollte die Auswahl der Pflanzen standortgerecht erfolgen und mit dem Berliner Florenschutz vereinbar sein. Eine Liste geeigneter Pflanzen, die an den Berliner Raum angepasst sind, wurde im Rahmen dieses Forschungsprojektes erarbeitet (Projektbericht Teil 1) und dient als Grundlage für eine wissenschaftlich fundierte Pflanzenauswahl.

Danksagung

Wir danken unserer Ansprechpartnerin bei der Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz, Frau Mangold-Zatti, für die exzellente Zusammenarbeit sowie allen Teilnehmenden der ExpertInnentreffen für den anregenden Austausch. Daran beteiligt waren Dr. Stephan Härtel, Dr. Sebastian Hausmann, Kathrin Heides, Dr. Barbara Jäckel, Alice Kracht, Gisela Lütkenhaus, Bernd Machatzi, Justus Meißner, Dr. Melanie von Orlow, Felix Riedel, Dr. Christoph Saure, Dr. Christian Schmid-Egger, Dr. Birgit Seitz, Stella Weweler und Maraike Willsch. Wir danken Dr. Stephan Härtel auch für Anmerkungen zum Abschlussbericht. Unser besonderer Dank geht an die Mitwirkenden der TU Berlin, Dr. Monika Egerer, Henning Kühne, Leonie Neuerburg, Dr. Birgit Seitz, Leonie Winker, die bei der Datenerfassung mitgeholfen haben sowie allen Flächeneigentümern und Imkern, die uns den Zugang zu den Untersuchungsflächen ermöglicht haben. Des Weiteren danken wir auch für die Möglichkeit der Datennutzung aus dem CityScapeLab, das im Rahmen des Verbundprojekts „Bridging In Biodiversity Science-BIBS“ vom Bundesministerium für Bildung und Forschung BMBF (Förderkennzeichen: 01LC1501) gefördert wurde.

5. Literatur

Alton, K. & Ratnieks, F. (2013). To bee or not to bee. *The Biologist* 60(4): 12-15.

Balfour, N., Garbuzov, M. & Ratnieks, F. (2013). Longer tongues and swifter handling: Why do more bumble bees (*Bombus* spp.) than honey bees (*Apis mellifera*) forage on lavender (*Lavandula* spp.)?. *Ecological Entomology* 38(4): 323-329.

Benachour, K. (2017). Insect Visitors of Lavender (*Lavandula officinalis* L.): Comparison of quantitative and qualitative interactions of the plant with its main pollinators. *African Entomology* 25(2): 435-444.

Breeze, T., Bailey, A., Balcombe, K. & Potts, S. (2011). Pollination services in the UK: How important are honeybees?. *Agriculture Ecosystems & Environment* 142(3): 137-143.

- Burger, R. (2018). Wildbienen first – unsere wichtigsten Bestäuber und die Konkurrenz mit dem Nutztier Honigbiene. *Policchia-Kurier* 34(2): 14-19.
- Cane, J. & Tepedino, V. (2016). Gauging the effect of honey bee pollen collection on native bee communities. *Conservation Letters* 10(2): 205-210.
- Cohen, H., Quistberg, R. D. & Philpott, S. M. (2017). Vegetation management and host density influence bee–parasite interactions in urban gardens. *Environmental Entomology* 46(6): 1313–1321.
- Couvillon, M., Pearce, F., Acclerton, C., Fensome, K., Quah, S., Taylor, E. & Ratnieks, F. (2015). Honey bee foraging distance depends on month and forage type. *Apidologie* 46(1): 61-70.
- Egerer, M. & Kowarik, I. (2020). Confronting the modern Gordian knot of urban beekeeping. *Trends in Ecology & Evolution* 35(11): 956-959.
- Garibaldi, L., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., Aizen, M., Bommarco, R., Cunningham, S., Kremen, C., Carvalheiro, L., Harder, L., Afik, O., Bartomeus, I., Benjamin, F., Boreux, V., Cariveau, D., Chacoff, N., Dudenhöffer, J., Freitas, B., Ghazoul, J., Greenleaf, S. & Klein, A. (2013). Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *Science* 339(6127): 1608-1611.
- Gathof, A., Grossmann, A. & Buchholz, S. (2019). Wildbienen (Hymenoptera: Apidae) auf Berliner Trockenrasen. *Märkische Entomologische Nachrichten* 21(1): 140-162.
- Geldmann, J. & González-Varo, J. P. (2018). Conserving honey bees does not help wildlife. *Science* 359(6374): 392-393.
- Goulson D., Stout, J. C. & Kells, A. R. (2002). Do alien bumblebees compete with native flower-visiting insects in Tasmania? *Journal of Insect Conservation* 6(3): 179-189.
- Goulson, D. & Sparrow, K. R. (2008). Evidence for competition between honeybees and bumblebees; effects on bumblebee worker size. *Journal of Insect Conservation* 13(2): 177-181.
- Gunnarsson, B. & Federsel, T. (2014). Bumblebees in the city: abundance, species richness and diversity in two urban habitats. *Journal of Insect Conservation* 18(6): 1185-1191.

- Hamm, A. (2008). Pollenquellen der Wild- und Honigbienen: Fallstudien zur Ressourcennutzung und zur Konkurrenz. Dissertation an der Rheinischen Friedrichs-Wilhelms-Universität Bonn.
- Hausmann, S., Petermann, J. & Rolff, J. (2015). Wild bees as pollinators of city trees. *Insect Conservation and Diversity* 9(2): 97-107.
- Herbertsson, L., Lindström, S., Rundlöf, M., Bommarco, R. & Smith, H. (2016). Competition between managed honeybees and wild bumblebees depends on landscape context. *Basic and Applied Ecology* 17(7): 609-616.
- Hernández-Castellano, C., Rodrigo, A., Gómez, J. M., Stefanescu, C., Calleja, J. A., Reverté, S. & Bosch, J. (2020). A new native plant in the neighborhood: effects on plant-pollinator networks, pollination, and plant reproductive success. *Ecology* 101(3): 1-6.
- Krahnstöver, M. & Polaczek, B. (2017). Geht es den Bienen in Städten beziehungsweise stadtnahen Gebieten besser als auf dem Land? Literaturstudie zum Thema Bienengesundheit. Im Auftrag der Bundestagsfraktion Bündnis 90/ Die Grünen, 41 S.
- Kühn, J., Hamm, A., Schindler, M. & Wittmann, D. (2006). Ressourcenaufteilung zwischen der oligolektischen Blattschneiderbiene *Megachile lapponica* L. (Hymenoptera, Apiformes) und anderen Blütenbesuchern am schmalblättrigen Weidenröschen (*Epilobium angustifolium*, Onagraceae). *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für Allgemeine und Angewandte Entomologie*. 15(6): 389-391.
- Mabelis, A. (1987). Gevolgen van het uitzetten van bijenvolken voor andere bloembezoekers. *Bijenteelt* 89(6): 95-97.
- Mallinger, R., Gaines-Day, H. & Gratton, C. (2017). Do managed bees have negative effects on wild bees?: A systematic review of the literature. *PLoS ONE* 12(12): e0189268.
- McCullagh P. & Nelder, J. A. (1989). *Generalized Linear Models*. Chapman & Hall. 532 S.
- McCune, F., Normandin, É., Mazerolle, M. & Fournier, V. (2019). Response of wild bee communities to beekeeping, urbanization, and flower availability. *Urban Ecosystems* 23(1): 39-54.

Neumayer, J. (2006). Einfluss von Honigbienen auf das Nektarangebot und auf autochthone Blütenbesucher. *Entomologica Austriaca* 13: 7-14.

Paini, D. & Roberts, D. (2005). Commercial honey bees (*Apis mellifera*) reduce the fecundity of an Australian native bee (*Hylaeus alcyoneus*). *Biological Conservation* 123(1): 103-112.

Pearson, J. F. W. (1933). Studies on the ecological relations of bees in the Chicago region. *Ecological Monographs* 3(3): 373-441.

Pritsch, G. (2018). Bienenweide. 220 Trachtpflanzen erkennen & bewerten. Franckh-Kosmos Verlags, Stuttgart, 304 S.

Ropars, L., Dajoz, I., Fontaine, C., Muratet, A. & Geslin, B. (2019). Wild pollinator activity negatively related to honey bee colony densities in urban context. *PLoS ONE* 14(9): e0222316.

Roubik, D. W. (1981): Comparative foraging behavior of *Apis mellifera* and *Trigona corvina* (Hymenoptera: Apidae) on *Baltimora recta* (Compositae). *Revista de Biologica Tropical* 29(2): 177-183.

Roubik, D. W. (1982). Ecological impact of africanized honey bees on native neotropical pollinators. In: Jaisson, P. (Hrsg): *Social insects in the tropics*, Université Paris-Nord, Paris: 233-247.

Roubik, D. W. (1983). Experimental Community Studies: Time-series tests of competition between african and neotropical bees. *Ecology* 64(5): 971-978.

Saure, C. (2005). Rote Liste und Gesamtartenliste der Bienen und Wespen (Hymenoptera part.) von Berlin mit Angaben zu den Ameisen. In: *Der Landesbeauftragte für Naturschutz und Landschaftspflege / Senatsverwaltung für Stadtentwicklung* (Hrsg.): *Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere von Berlin*.

Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt (Hrsg.) (2012). *Berliner Strategie zur Biologischen Vielfalt. Begründung, Themenfelder und strategische Ziele*. 47 S.

Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz (Hrsg.). (2019). *Broschüre: Strategie zum Schutz und zur Förderung von Bienen und anderen Bestäubern in Berlin*. 41 S.

Smith, T. & Saunders, M. (2016). Honey bees: the queens of mass media, despite minority rule among insect pollinators. *Insect Conservation and Diversity* 9(5): 384-390.

Smith, R. L. & Smith, T. M. (2006). *Elements of Ecology*. Pearson Benjamin Cummings. 744 S.

Sponsler, D., Shump, D., Richardson, R. & Grozinger, C. (2020). Characterizing the floral resources of a North American metropolis using a honey bee foraging assay. *Ecosphere* 11(4): e03102.

Stange, E., Zulian, G., Rusch, G., Barton, D. & Nowell, M. (2017). Ecosystem services mapping for municipal policy: ESTIMAP and zoning for urban beekeeping. *One Ecosystem*. 2(4): e14014.

Steffan-Dewenter, I. & Tscharntke, T. (2000). Resource overlap and possible competition between honey bees and wild bees in central Europe. *Oecologia* 122(2): 288-296.

Thorp, R. W. & Briggs, D. L. (1980). Bees collecting pollen from other bees. (Hymenoptera: Apoidea). *Journal of the Kansas Entomological Society* 53(1): 166-170.

Threlfall, C. G., Walker, K., Williams, N. S. G., Hahs, A. K., Mata, L., Stork, N. & Livesley, S. J. (2015). The conservation value of urban green space habitats for Australian native bee communities. *Biological Conservation* 187: 240–248.

Torné-Noguera, A., Rodrigo, A., Osorio Cañadas, S. & Bosch, J. (2016). Collateral effects of beekeeping: Impacts on pollen-nectar resources and wild bee communities. *Basic and Applied Ecology* 17(3): 199-209.

Vicens, N. & Bosch, J. (2000). Pollinating Efficacy of *Osmia cornuta* and *Apis mellifera* (Hymenoptera: Megachilidae, Apidae) on 'Red Delicious' Apple. *Environmental Entomology* 29(2): 235-240.

von der Lippe, M., Buchholz, S., Hiller, A., Seitz, B. & Kowarik, I. (2020). CityScapeLab Berlin: A research platform for untangling urbanization effects on biodiversity. *Sustainability* 12(6): 2565.

Westrich, P. (2019). *Die Wildbienen Deutschlands*. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 824 S.

Wojcik, V. A., Morandin L. A., Davies Adams L. & Rourke K. E. (2018): Floral resource competition between honey bees and wild bees: Is there clear evidence and can we guide management and conservation? *Environmental Entomology* 47(4): 1-12.

6. Abbildungsverzeichnis

Titelblatt: Vielfalt der Bienen in der Stadt; Fotos: A. Gathof, A. Grossmann

Abb. 1: Gegenüberstellung der Honig- und Wildbiene; Fotos: A. Gathof, A. Grossmann.....	7
Abb. 2: Karte von Berlin mit 49 Untersuchungsflächen auf der Landschaftsebene.....	10
Abb. 3: Individuenzahl der Honig- und Wildbienen und Anzahl der Wildbienenarten auf den 49 Untersuchungsflächen der Landschaftsebene.....	12
Abb. 4: Die Honigbienenabundanz hat keinen Einfluss auf die Wildbienen Diversität.....	15
Abb. 5: Die Honigbienenabundanz hat keinen Einfluss auf die Wildbienenabundanz.....	15
Abb. 6: Der positive Einfluss der Honigbienenabundanz auf die Flugzeit in Monaten wurde als statistischer Trend nachgewiesen.....	16
Abb. 7: Die Anzahl oligolektischer Arten wurde von der Honigbienenabundanz nicht beeinflusst.....	17
Abb. 8: Modellflächenauswahl zur Untersuchung der Beziehung zwischen Wild- und Honigbienen auf der Bienenkorbebene inklusive der weggefallenen Flächen	21
Abb. 9, 10: Untersuchungsfläche während des Beobachtungsexperiments im Botanischen Volkspark Blankenfelde-Pankow und im Botanischen Garten Dahlem; Fotos: A. Gathof.....	22
Abb. 11: Gewächshaus, Pflanzentransport und abgedeckte Pflanzen; Fotos: A. Gathof.....	24
Abb. 12: Untersuchungsdesign.....	26
Abb. 13: Mit Zunahme der Honigbienenabundanz steigt auch jene der Wildbienen.....	30
Abb. 14: Mittelwert der Individuenzahlen von Wild- und Honigbienen an vier Distanzen zum Honigbienenstock.....	31

Abb. 15: Mit zunehmender Deckung krautiger Arten steigt die Individuenzahl der Wildbienen.....	32
Abb. 16: Die Anzahl blühender krautiger Arten hat einen signifikant positiven Einfluss auf die Wildbienenabundanz.....	32
Abb. 17: Bestäuber an den Pflanzpaletten während des Beobachtungsexperiments; Fotos: A. Gathof, A. Grossmann.....	34

7. Anhang

Tabelle 1: 49 Untersuchungsflächen auf der Landschaftsebene.

Nr.	Bezirk	Flächenbezeichnung
1	Treptow-Köpenick	Krummendammer Heide: Friedrichshagen I
2	Steglitz-Zehlendorf	Lichterfelde Süd
3	Tempelhof-Schöneberg	Tempelhofer Feld
4	Treptow-Köpenick	Flugfeld Johannisthal
5	Pankow	Karow
6	Charlottenburg-Wilmersdorf	Grunewald, Sandgrube
7	Lichtenberg	Biesenhorster Sand
8	Treptow-Köpenick	Krummendammer Heide: Friedrichshagen II
9	Treptow-Köpenick	Grünauer Kreuz
10	Mitte	Tiergarten I
11	Tempelhof-Schöneberg	Schöneberger Südgelände
12	Charlottenburg-Wilmersdorf	ICC
13	Charlottenburg-Wilmersdorf	Heerstraße I
14	Spandau	Gatow
15	Treptow-Köpenick	Baumschulenweg, am Britzer Verbindungskanal
16	Mitte	Park am Nordbahnhof
17	Pankow	Buch
18	Tempelhof-Schöneberg	Schöneberger Südgelände
19	Mitte	Tiergarten II
20	Mitte	Friedhof Liesenstraße
21	Charlottenburg-Wilmersdorf	Heerstraße II
22	Reinickendorf	Golgatha-Gnaden-und-Johannes-Evangelist-Friedhof
23	Treptow-Köpenick	Adlershof, Fritz Lesch Sportplatz
24	Neukölln	Fritz-Erler-Allee
25	Treptow-Köpenick	AS Stubenrauchstraße
26	Tempelhof-Schöneberg	AS Sachsenamm
27	Treptow-Köpenick	Uhlenhorst, Dammheide I
28	Marzahn-Hellersdorf	Schmetterlingswiesen, an der Wuhle
29	Steglitz-Zehlendorf	Grunewald-Süd
30	Spandau	Spandauer Forst I
31	Treptow-Köpenick	Müggelheimer Forst, Kanonenberge
32	Treptow-Köpenick	Krummendammer Heide: Friedrichshagen III
33	Steglitz-Zehlendorf	Düppeler Forst, am Schloss Glienicke
34	Treptow-Köpenick	Uhlenhorst, Dammheide II

35	Reinickendorf	Tegeler Forst, am Tegeler See
36	Spandau	Spandauer Forst II
37	Spandau	Kladow
38	Spandau	Spandauer Forst III, Eiskeller
39	Treptow-Köpenick	Krummendammer Heide: Friedrichshagen IV
40	Lichtenberg	Malchow
41	Treptow-Köpenick	Müggelheimer Forst, Strandschlossweg
42	Spandau	Spandauer Forst IV
43	Charlottenburg-Wilmersdorf	Grunewald, Lieper Bucht
44	Steglitz-Zehlendorf	Düppeler Forst
45	Brandenburg	Bieselheide Frohnau
46	Brandenburg	Döberitzer Heide
47	Brandenburg	Parforceheide
48	Brandenburg	Blankenfelde-Mahlow I
49	Brandenburg	Blankenfelde-Mahlow II

Tabelle 2: Artenanzahl, Honig- und Wildbienenabundanzen auf den 49 Untersuchungsflächen der Landschaftsebene.

Nr.	Untersuchungsfläche	Artenanzahl	Honigbienenabundanz	Wildbienenabundanz
1	Krummendammer Heide: Friedrichshagen I	8	11	9
2	Lichterfelde Süd	5	52	5
3	Tempelhofer Feld	11	16	28
4	Flugfeld Johannisthal	5	8	5
5	Karow	5	24	10
6	Grunewald, Sandgrube	4	3	4
7	Biesenhorster Sand	9	10	11
8	Krummendammer Heide: Friedrichshagen II	10	5	21
9	Grünauer Kreuz	4	18	4
10	Tiergarten I	13	1	34
11	Schöneberger Südgelände I	5	5	6
12	ICC	5	1	6
13	Heerstraße I	16	3	46
14	Gatow	4	13	4
15	Baumschulenweg, am Britzer Verbindungskanal	12	7	30
16	Park am Nordbahnhof	11	4	33
17	Buch	12	23	20
18	Schöneberger Südgelände II	10	20	34
19	Tiergarten II	10	2	27
20	Friedhof Liesenstraße	19	5	40
21	Heerstraße II	13	1	34
22	Friedhof Reinickendorf	8	2	19
23	Fritz Lesch Spotplatz	5	1	5
24	Fritz-Erler-Allee	11	3	13
25	AS Stubenrauchstraße	6	4	11
26	AS Sachsendamm	4	2	4
27	Uhlenhorst, Dammheide	7	13	16

28	Schmetterlingswiesen, an der Wuhle	13	28	31
29	Grunewald-Süd	3	29	17
30	Spandauer Forst I	10	1	16
31	Müggelheimer Forst, Kanonenberge	17	3	41
32	Krummendammer Heide: Friedrichshagen III	6	0	11
33	Düppeler Forst	12	5	20
34	Uhlenhorst, Dammheide II	12	26	24
35	Tegeler Forst, am Tegeler See	11	18	23
36	Spandauer Forst II	12	7	18
	Kladow	6	9	7
38	Spandauer Forst III, Eiskeller	12	2	19
39	Krummendammer Heide: Friedrichshagen IV	13	8	29
40	Malchow	10	12	20
41	Müggelheimer Forst, Strandschlossweg	15	1	21
42	Spandauer Forst IV	11	3	24
	Grunewald Lieper Bucht	11	0	24
44	Düppeler Forst	8	49	25
45	Bieselheide Frohnau	21	27	58
46	Döberitzer Heide	13	8	17
47	Parforceheide	3	6	3
48	Mahlow-Blankenfelde I	9	3	12
49	Mahlow-Blankenfelde II	10	3	14

Tabelle 3: 11 Untersuchungsflächen der Bienenkorb-Ebene.

Untersuchungsfläche	Lage
Wasserwerk Stolpe 1	Landkreis Oberhavel
Wasserwerk Stolpe 2	Landkreis Oberhavel
Wasserwerk Beelitzhof 1	Steglitz-Zehlendorf
Wasserwerk Beelitzhof 2	Steglitz-Zehlendorf
Wasserwerk Kladow	Spandau
Botanischer Garten Dahlem	Steglitz-Zehlendorf
Britzer Garten 1	Neukölln
Friedhof Liesenstraße	Mitte
Botanischer Volkspark Blankenfelde	Pankow
Friedhof Nordufer	Mitte
Britzer Verbindungskanal	Treptow-Köpenick

Tabelle 4: Absolute Zahlen der beobachteten Bestäuber des Experiments der Bienenkorb-Ebene für alle drei Durchgänge.

Untersuchungsfläche	Durchgang I			Durchgang II			Durchgang III			Gesamtbetrachtung		
	Honig-bienen	Wild-bienen	Andere Bestäuber	Honig-bienen	Wild-bienen	Andere Bestäuber	Honig-bienen	Wild-bienen	Andere Bestäuber	Honig-bienen	Wild-bienen	Andere Bestäuber
Botanischer Garten Dahlem	91	77	112	12	101	32	130	27	20	233	205	164
Botanischer Volkspark Blankenfelde-Pankow	191	171	90	33	4	101	28	53	64	252	282	255
Britzer Garten Zaun	17	61	108	55	24	41	37	24	39	109	109	188
Friedhof Liesenstraße	27	161	156	13	1	75	40	109	55	80	271	286
KGA Britzer Verbindungskanal	110	30	227	30	18	105	9	15	98	149	63	430
Friedhof Nordufer	137	66	199	7	6	64	43	41	97	187	113	360
Wasserwerk Beelitzhof 1	69	33	153	6	24	39	67	133	16	142	190	208
Wasserwerk Beelitzhof 2	24	70	147	6	41	57	120	50	27	150	161	231
Wasserwerk Kladow	50	9	256	7	28	45	4	47	38	61	84	339
Wasserwerk Stolpe 1	74	27	131	12	30	45	34	53	44	120	110	220
Wasserwerk Stolpe 2	36	57	198	5	8	19	7	13	41	48	78	258
Wasserwerk Tegel	101	10	56	42	7	24						
Malzfabrik	13	2	143	11	11	45						
Britzer Garten Mohriner Allee	120	63	147	3	5	29						
Düppeler Forst	361	131	198									

Die nachfolgenden Angaben zu Artenzahlen im Transekt und Deckung auf der gesamten Modellfläche beziehen sich auf die blühende krautige Vegetation. Die Gesamtartenzahl umfasst alle blühenden und nicht blühenden krautigen Arten.

Tabelle 5: Gesamtanzahl der Pflanzenarten pro Versuchsdurchgang sowie ihre Deckung auf den Untersuchungsflächen.

Modellfläche	Gesamt Artenzahl	Artenzahl Runde 1	Artenzahl Runde 2	Artenzahl Runde 3	Deckung
Botanischer Volkspark					
Blankenfelde-Pankow	93	36	46	29	30
Wasserwerk Stolpe 1	84	30	36	18	20
Wasserwerk Stolpe 2	61	23	29	15	15
Britzer Garten Weide	42	24	26	21	20
Botanischer Garten Dahlem	78	40	37	13	40
Kleingartenanlage Britz	77	29	22	14	30
Wasserwerk Beelitzhof 1	51	16	19	10	20
Wasserwerk Beelitzhof 2	63	26	21	20	25
Friedhof Nordufer	61	22	17	8	20
Friedhof Liesenstraße	51	19	33	14	60
Wasserwerk Kladow	91	35	17	90	40

Tabelle 6: Relevante Habitatstrukturen auf den Untersuchungsflächen.

Modellfläche	Mahd-intensität	Totholz stehend	Totholz liegend	Mauerstruktur	Stein-haufen	Wasser-stelle	Pflanzen-stängel	Sand verdichtet	Offener Boden	Sand locker	Anzahl Stöcke
Bot. Volkspark Blankenfelde-Pankow	mäßig	nein	ja	ja	nein	ja	ja	ja	ja	Nein	24
Wasserwerk Stolpe 1	intensiv	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	nein	36
Wasserwerk Stolpe 2	gering	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	nein	20
Britzer Garten Weide	intensiv	ja	ja	nein	nein	ja	ja	ja	ja	nein	16
Botanischer Garten Dahlem	gering	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	nein	20
Kleingartenanlage Britz	gering	ja	ja	nein	ja	ja	ja	ja	ja	ja	3
Wasserwerk Beelitzhof 1	intensiv	ja	ja	ja	ja	nein	nein	ja	ja	nein	22
Wasserwerk Beelitzhof 2	gering	ja	ja	ja	ja	nein	nein	ja	ja	nein	12
Friedhof Nordufer	mäßig	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	nein	25
Friedhof Liesenstraße	gering	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	nein	5
Wasserwerk Kladow	mäßig	ja	ja	ja	nein	ja	ja	ja	ja	ja	10

Tabelle 7: Deckung der Strukturen in Prozent bezogen auf die Gesamtfläche der Untersuchungsflächen.

Modellfläche	Grünland	Ruderal-vegetation	Gehölzbestand	Weg	Gebäude	Kleingewässer	Beet
Bot. V. Blankenfelde-Pankow	90	0	10	1	0	1	5
Wasserwerk Stolpe 1	70	0	20	1	10	1	0
Wasserwerk Stolpe 2	90	0	10	0	5	0	0
Britzer Garten Weide	90	1	10	1	0	0	0
Botanischer Garten Dahlem	70	0	20	10	0	0	20
Kleingartenanlage Britz	0	80	30	0	0	0	0
Wasserwerk Beelitzhof 1	60	0	30	10	30	0	0
Wasserwerk Beelitzhof 2	80	0	10	1	20	0	0
Friedhof Nordufer	90	5	70	5	0	0	0
Friedhof Liesenstraße	30	60	10	5	5	0	0
Wasserwerk Kladow	80	10	10	1	1	0	0

Korrektur

Folgende Abbildung aus dem Zwischenbericht (Abgabe im Dezember 2019) inklusive ihrer Interpretation wurde auf Basis neuer statistischer Berechnungen korrigiert.

