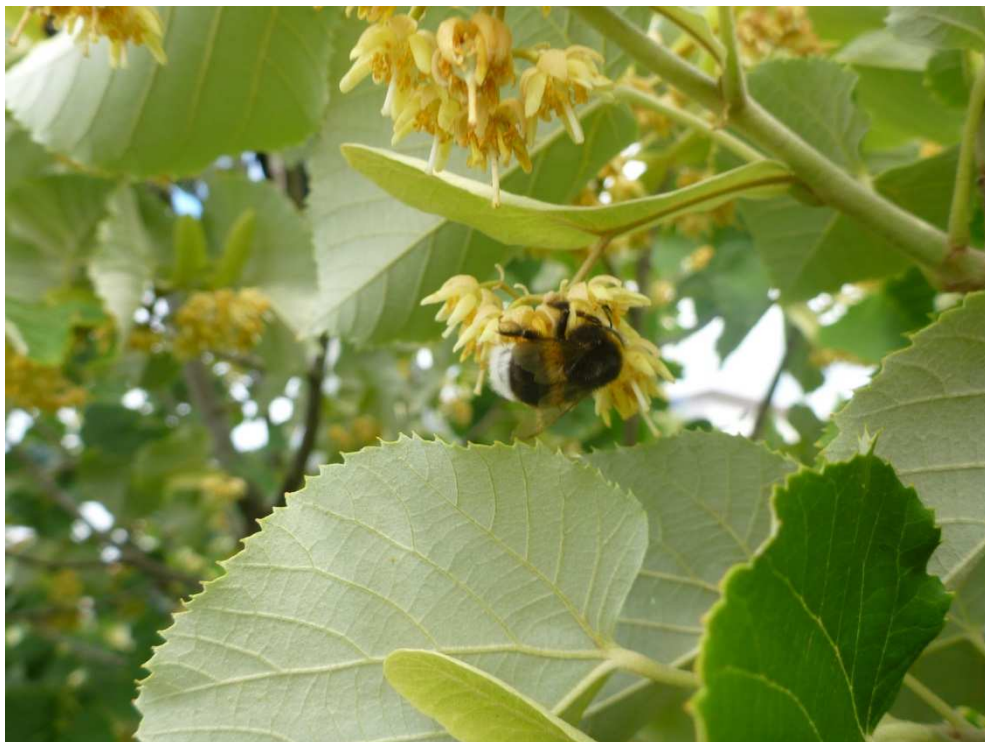


Zentrum Stadtnatur und Klimaanpassung (ZSK)



Abschlussbericht zum Teilprojekt 5:

Vorstudie: Klimaanpassung in den Städten Bayerns -
Vergleichende Untersuchungen zum Einsatz gebietsfremder und
heimischer Stadtklimabäume



Bayerische Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau
Abt. Landespflege
An der Steige 15
97209 Veitshöchheim
Tel.: 0931-9801 423
E-Mail: susanne.boell@lwg.bayern.de

Lehrstuhl für Tierökologie und Tropenbiologie (Zool. III)
Biozentrum
Universität Würzburg
Am Hubland
97074 Würzburg
Tel.: 0931-31 84353
E-Mail: mahsberg@biozentrum.uni-wuerzburg.de

Verfasser:



Dr. Susanne Böll



Dr. Dieter Mahsberg

Wissenschaftliche Leitung:



Dr. Susanne Böll



Dr. Dieter Mahsberg

Würzburg, 30.4.2019

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und Fragestellung	3
1.1	Literaturrecherche	4
1.2	Übersicht über die Arbeitspakete.....	4
1.3	Behördenkontakte und Genehmigungen	5
1.4	Kooperationstreffen und Fachsymposium (Meilensteine 1 bis 3)	6
2	 Projektdurchführung.....	9
2.1	Baumarten und Versuchsstandort	9
2.2	Untersuchungszeitraum und Erfassungsmethoden	10
2.2.1	Lufteklektoren.....	11
2.2.2	Klopfproben.....	11
2.2.3	Gelbklebetafeln	12
2.3	Probenbehandlung, Taxonomische Bestimmung.....	13
2.4	Statistische Auswertung	15
2.4.1	Ökologische Kenngrößen	15
2.4.2	Digitale Auswertung der Gelbtafeln	16
3	 Ergebnisse - Erfassungsmethode und Fängigkeit.....	17
3.1	Abundanz von Arthropoden im Kronenraum.....	18
3.2	Abundanzmuster im Zeitverlauf	21
3.3	Artenvielfalt im Kronenraum	23
3.4	Artenvielfalt dominanter Arthropodengruppen	24
3.4.1	Käfer (Coleoptera).....	24
3.4.2	Hemiptera (Pflanzensauger).....	25
3.4.2.1	Auchenorrhyncha (Zikaden).....	25
3.4.2.2	Heteroptera (Wanzen)	27
3.4.2.3	Stenorrhyncha (Pflanzenläuse).....	29
3.4.3	Hymenoptera (Hautflügler)	30
3.4.4	Diptera (Zweiflügler)	32
3.4.4.1	Ergebnisse Gelbklebetafeln	32
3.4.4.2	Ergebnisse Metabarcoding	34
3.4.5	Araneae (Spinnen)	35
3.5	Trophische Beziehungen und Gildenstrukturen	35
3.6	Seltene Arthropoden im Kronenraum: Rote Liste-Arten und Erstnachweise	37
4	 Diskussion	39
4.1	Insekten im ländlichen und urbanen Raum.....	39

4.2	Abundanzen der Baumkronenfauna im Vergleich.....	40
4.3	α - und β -Diversität in den Baumkronen	41
4.4	Baumkrone + Pflanzstreifen = Lebensraum Stadtbaum.....	41
4.5	Nicht-heimische Baumarten, eine Gefahr?	42
4.6	Stadtbäume als Elemente urbaner Ökosysteme.....	43
5	Literaturverzeichnis (im Bericht erwähnte Quellen)	46
	Anhang A: Literaturverzeichnis zum Gesamtthema	49
	Anhang B: Flugzeiten und Abundanzen der Wildbienenarten	56
	Anhang C: Abundanzen der Zikaden auf den Versuchsbäumen	57

1 Einleitung und Fragestellung

Die ohnehin schon extremen Bedingungen für Straßenbäume an innerstädtischen Standorten werden durch den Klimawandel noch verstärkt. Typisch heimische Stadtbaumarten wie Linde und Ahorn geraten zunehmend an die Grenzen ihrer lokalen Anpassungsfähigkeit, sie leiden verstärkt unter Trockenstress und zeigen sich immer anfälliger für Schädlinge und Krankheiten. Dennoch wird seit der Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes immer wieder, vor allem von Naturschutzverbänden, gefordert, dass auch in Zeiten des Klimawandels im städtischen Bereich nur heimische Baumarten zur Gestaltung der Stadtnatur verwendet werden sollten. Gebietsfremde Arten, so wird argumentiert, seien „ökologische Wüsten“ und beherbergten demgemäß eine wesentlich geringere faunistische Artenvielfalt als heimische Baumarten.

Eine sehr gute Annäherung an die Themen „Biodiversität und Ökosystemleistungen von Stadtbäumen“ sowie „Der ökologische Wert von Stadtbäumen bezüglich ihrer Bedeutung für die Biodiversität“ hat Dr. Sandra Gloor vom Fachbüro für Stadtökologie, Wildtierforschung und Kommunikation (SWILD) in Zürich mittels intensiver Literatursauswertung und Expertenbefragung im Auftrag der Stadt Zürich erarbeitet (GLOOR 2012, 2014). Dabei zeigt sich, dass aus dem forstlichen Bereich taxonomische Untersuchungen zu diesem Thema vorliegen. Diese Ergebnisse sind jedoch nicht auf die Stadtsituation mit einem völlig anderen Umfeld übertragbar. Zu urbanen Standorten existieren bis dato keine fundierten Daten.

Im Mittelpunkt vorliegender Vorstudie steht daher ein Vergleich der Vielfalt an Insekten und Spinnen (Arthropoden) dreier heimischer bzw. nahverwandter gebietsfremder Baumarten an einem urbanen Standort.

Gebietsfremde Arten zeichnen sich in Zeiten des Klimawandels häufig durch höhere Stresstoleranz und damit auch höhere Vitalität und eine längere Belaubung aus, weshalb sie auch als Stadtklimabäume bezeichnet werden (BÖLL 2017). Dennoch wird seit der Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes 2010 immer wieder, vor allem auch von Seiten der Naturschutzverbände und Umweltbehörden, gefordert, dass auch im städtischen Bereich nur heimische Baumarten verwendet werden sollen. Gebietsfremde Arten, so wird argumentiert, seien kein geeigneter Lebensraum für die heimische Tierwelt und beherbergten demgemäß eine wesentlich geringere faunistische Artenvielfalt als heimische Baumarten. Diese Einschätzung geht im Wesentlichen auf SOUTHWOOD (1961) zurück, der untersuchte, ob seltene - meist gebietsfremde - Baumarten im Forst eine geringere Vielfalt an Pflanzen fressenden (phytophagen) Insekten aufweisen als häufige, meist heimische Baumarten. Polyphage Generalisten, die nicht auf bestimmte Baumarten oder -gattungen spezialisiert sind, wurden bei der Fragestellung allerdings nicht berücksichtigt, obwohl sie einen großen Anteil der heimischen Phytophagen ausmachen. Ebenso wenig wurden räuberische und parasitoid lebende Insekten miteinbezogen. Bisherige stadtoökologische Untersuchungen wurden häufig nur an einer Baumart durchgeführt, beschränkten sich meist auf wenige Wochen und berücksichtigten nur einzelne Tiergruppen, die meist der Untersuchung bestimmter Schädlings-Nützlings-Beziehungen dienten (MEINEKE et al. 2013, BOGACHEVA 2014, DALE & FRANK 2014, JÄCKEL et al. 2016). Bisher liegen

keinerlei vergleichende Untersuchungen zur Biodiversität der gesamten Insekten- und Spinnenfauna in den Kronen heimischer und gebietsfremder Baumarten in Städten vor.

2017 befanden sich die Versuchsbäume im Forschungsprojekt „Stadtgrün 2021“ (gefördert vom StMELF) im 8. Standjahr. Sie hatten Kronengrößen entwickelt, die für faunistische Untersuchungen geeignet erschienen. Daher wurden im Rahmen einer Masterarbeit in Biologie (betreut vom Lehrstuhl für Tierökologie und Tropenbiologie der Universität) in Würzburg erste wissenschaftliche Vergleichsuntersuchungen an Straßenbäumen des Klimawandelprojekts „Stadtgrün 2021“ und benachbarten heimischen Straßenbäumen durchgeführt.

Folgende Fragestellungen wurden im Einzelnen untersucht:

- Lebt in den Kronen heimischer Straßenbaumarten eine höhere Anzahl von Arthropoden als auf verwandten Stadtklimabaumarten?
- Zeigen heimische Straßenbaumarten eine höhere Artenvielfalt in der Kronenfauna als verwandte Stadtklimabaumarten?
- Unterscheiden sich die Arthropodengemeinschaften auf heimischen und nah verwandten gebietsfremden Baumarten?

1.1 Literaturrecherche

Um sich in die Thematik ihrer Masterarbeit „Arthropodenvielfalt auf heimischen und gebietsfremden Stadtbaumarten“ am Lehrstuhl für Tierökologie und Tropenbiologie der Universität Würzburg einzuarbeiten, leistete B.Sc. Rosa Albrecht vom 17.10.–16.12.2016 unter Betreuung von Dr. S. Böll ein Praktikum an der LWG Veitshöchheim ab. Während dieser Zeit führte Frau Albrecht v.a. im Datenbank-Infosystem (DBIS) der Universitätsbibliothek Würzburg, meist in der Datenbank „Web of Science“/„Science Citation Expanded“, eine umfangreiche Literaturrecherche zur Biodiversität auf Stadtbäumen durch (eine Auswahl aus etwa 260 erfassten Publikationen, siehe Anhang A). Die Recherchen bestätigten gleichzeitig unseren bisherigen Wissensstand, dass es auf nationaler und internationaler Ebene noch keine vergleichenden stadtoökologischen Studien zur Biodiversität der Kronenfauna auf heimischen und gebietsfremden Stadtbäumen gibt (Arbeitspaket Q3-2016 – Q3-2019). Die Literaturrecherchen wurden weitergeführt. Auch im April 2019 liegen noch keine vergleichenden Publikationen zur Projektfragestellung vor.

1.2 Übersicht über die Arbeitspakete

Vor Beginn der Freilandstudie wurde mit folgenden Institutionen bzw. Personen Kontakt aufgenommen (Q4/Q4-2016): a) Städtisches Gartenamt Würzburg, b) Höhere Naturschutzbehörde der Regierung von Unterfranken, c) Experten für die Taxonomie ausgewählter Arthropodengruppen.

Meilenstein 1: Im Januar 2017 fanden Treffen mit zwei potenziellen Kooperationspartnern statt (Dr. Sandra Gloor, SWILD, Zürich, Dr. Andreas Wrede, Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein), siehe. Von beiden Seiten besteht großes Interesse, in Absprache mit TP 5 vergleichbare Studien auf Straßenbäumen in Zürich bzw. Norddeutschland durchzuführen.

Im April 2017 (Q2-2017) begannen die Freilanduntersuchungen zur Vorstudie. In 30 Versuchsbäumen im Industriegebiet Würzburg-Ost wurden zur Erfassung der Arthropoden im Kronenraum verschiedene Fallentypen installiert. Alle zwei Wochen wurden Probenbehälter geleert bzw. Gelbtafeln gewechselt. Probennahmen wurden bis Oktober 2017 fortgesetzt. Im Labor erfolgte die taxonomische Grundsartierung des Sammlungsmaterials. Wegen der unerwartet großen Probenmenge und dem damit zusammenhängenden hohen Sortier- und Bestimmungsaufwand war ein Projektende bis Q1-2018 nicht realisierbar. Die Anwendung eines neuen genetischen Bestimmungsverfahrens zur Bewältigung der umfangreichsten Tiergruppe der Dipteren erforderte eine Umwidmung von Restgeldern und führte zu weiteren Verzögerungen. Eine beantragte kostenneutrale Projektverlängerung wurde vom BStmUV bewilligt.

Arbeitspakete/ -ablauf	2016		2017				2018		2018-2019
im Quartal	Q3 (ab Sept.)	Q4	Q1	Q2	Q3	Q4	Q1	Q2	Q3/Q4-Q1
Kontaktaufnahme mit Gartenamt, Behörden, Experten in Museums-sammlungen									
Kooperationstreffen mit Frau Dr. Gloor, SWILD, Zürich/ Würzburg (Milestone I + III)									
Standort-, Baumartenauswahl									
Literaturrecherche									
Einarbeitung in spezifische Taxa und statistische Verfahren, Erstellung von Standort- und Erfassungstabellen									
Freilanduntersuchungen in Versuchsbäumen									
Sortieren des Sammlungsmaterials, Artenbestimmung in einzelnen Taxa									
Versenden bestimmter Tiergruppen an taxonomische Spezialisten									
statistische Auswertung, Berechnung von Diversitätsindices									
Fachsymposium (Milestone II)									
Präsentation der Ergebnisse, Erstellung des Projektberichts									

Abb. 1-1 Projektübersicht; blaue Markierung: umgesetzte Arbeitspakete

1.3 Behördenkontakte und Genehmigungen

Im Vorfeld des Studie fand am 13.10.2016 ein Treffen mit Dieter Müller, dem Gartenamtsleiter der Stadt Würzburg und seinem Mitarbeiter Michael Schraut statt, an dem das geplante Projekt im Einzelnen vorgestellt, Absprachen zur Auswahl der Versuchsbäume und zur Probennahme getroffen und eine enge fachliche Zusammenarbeit vereinbart wurde.

Am 25.10.2016 wurden bei einer gemeinsamen Begehung mit Dr. Susanne Böll, Dr. Dieter Mahsberg, B.Sc. Rosa Albrecht und Michael Schraut am Versuchsstandort Friedrich-Bergius-Ring im Industriegebiet Ost in Würzburg die Versuchsbäume ausgewählt und markiert. Dabei wurden neben Wuchskriterien auch Aspekte der Straßenverkehrssicherheit berücksichtigt (Anfahrt mit dem Hubsteiger usw.).

In einem Schreiben vom 02.11.2016 an den Artenschutzreferenten der Regierung von Unterfranken baten wir wegen des Einsatzes (unselektiver) Fangmethoden um die naturschutzrechtliche Gestattung des Projekts, die am 24.11.2016 mündlich genehmigt bzw. am 28.07.2017 schriftlich bestätigt wurde.

1.4 Kooperationstreffen und Fachsymposium (Meilensteine 1 bis 3)

1. Kooperationstreffen am 26./27.01.2017 mit Dr. Sandra Gloor vom Fachbüro für Stadtökologie, Wildtierforschung und Kommunikation SWILD in Zürich. **Meilenstein 1.**

Dr. Gloor beschäftigt sich seit Längerem mit dem potentiellen Lebensraum verschiedener Stadtbaumarten. Am 26.1.2017 gab es eine Veranstaltung mit Vertretern der Hochschule, mit Gartenämtern, Landschaftsarchitekten sowie Planungs- und biologischen Fachbüros der AG Stadtbäume in Zürich. Nach den beiden Vorträgen von Dr. Sandra Gloor zum „Ökologischen Wert von Stadtbäumen“ und von Dr. Böll/ Dr. Mahsberg zur geplanten Untersuchung der Artenvielfalt in den Kronen gebietsfremder und heimischer Stadtbaumarten entwickelte sich eine lebhafte und konstruktive Diskussion. Am 27.01.2017 fand ein Arbeitstreffen mit Dr. Gloor und Daniel Keller (StadtLandschaft GmbH, Zürich) statt, bei dem Möglichkeiten für eine Zusammenarbeit zu vergleichbaren Biodiversitätsuntersuchungen auf gebietsfremden und heimischen Stadtbäumen in Zürich besprochen wurden. Wir haben vereinbart, dass im Züricher Projekt ein vergleichbares Versuchsdesign und dieselbe aufwendige Erfassungsmethodik wie im TP 5 eingesetzt werden sollte, um die Ergebnisse beider Standorte vergleichbar zu machen. Im Anschluss an das Kooperationstreffen fand eine Exkursion zu verschiedenen Straßenbaumstandorten in Zürich statt. Dr. Gloor plant im Weiteren, eine Arbeitsgruppe zu bilden und eine Projektskizze zu entwickeln.

2. Kooperationstreffen mit Dr. Sandra Gloor (SWILD), Daniel Keller und Ingrid Berney (StadtLandschaft GmbH) aus Zürich am 25./26.06.2018 in Würzburg. **Meilenstein 3.**

Am Tag der Anreise (25.06.2018) fand ein informeller Austausch statt. Am nächsten Morgen begutachteten wir die Versuchsbäume im Biodiversitätsprojekt bei einer Begehung im Gewerbegebiet Ost in Würzburg. Im Anschluss stellte Dr. Mahsberg die bisherigen Ergebnisse der Untersuchung an der LWG vor, die ausführlich diskutiert wurden. Im Moment ist von Schweizer Seite eine Überarbeitung des Biodiversitätsindex für Züricher Stadtbaumarten geplant (GLOOR 2014), in die Ergebnisse unserer Untersuchung einfließen sollen. Dabei werden dann auch Dipteren (Zweiflügler) berücksichtigt, die sich nach unseren Baumkronendaten als die mit Abstand individuenstärkste Insektengruppe herausgestellt hatten. Desweiteren sollen in die Bewertung verschiedene, bisher nicht berücksichtigte Klimabaumarten mit aufgenommen werden. Wie unsere Ergebnisse zeigen, tragen auch gebietsfremde Baumarten maßgeblich zur Biodiversität bei. Langfristig sind in Zürich vergleichende Biodiversitätsuntersuchungen in den Kronen gebietsfremder und heimischer Stadtbäume geplant, wobei die gleiche Methodik wie in unserem Projekt zum Einsatz kommen soll. Wegen des hohen Aufwands können solche Projekte aber nur in Zusammenarbeit mit einer Universität und im Rahmen von Master- oder Doktorarbeiten umgesetzt werden. Entsprechende Kontakte sollen noch in diesem Jahr in Zürich aufgenommen werden. Zum Abschluss des Kooperationstreffens fand eine Exkursion durch den historischen Würzburger Ringpark statt, berühmt durch seine hohe Anzahl von 220 Baumarten, von denen über 60% gebietsfremd sind.

Daniel Keller (StadtLandschaft GmbH, Zürich) hat mittlerweile Kontakt mit dem Züricher Gartenamtsleiter Axel Fischer aufgenommen, der großes Interesse an einer Zusammenarbeit, auch mit Dr. Gloor, zeigt. Die Stadt Zürich plant die Neupflanzung einer Mischallee, auch mit

Stadtklimabäumen und würde vergleichende faunistische Untersuchungen finanzieren, wenn die Kronen der Neupflanzungen eine gewisse Größe erreicht haben. Als ersten Schritt zu einem Gemeinschaftsprojekt sollen wir auf Einladung nach Zürich im Frühjahr 2019 die Ergebnisse unserer Biodiversitätsuntersuchungen einem größeren Gremium vorzustellen.



Abb.1-2: Dr. Sandra Gloor, Daniel Keller, Ingrid Berney und Dr. Dieter Mahsberg (v. links) beim Kooperationstreffen in Würzburg

Am 21.02.2017 fand ein Arbeitstreffen mit einem weiteren potentiellen Kooperationspartner statt. Auf dem dreieinhalbstündigen Treffen an der LWG in Veitshöchheim stellte Dr. Andreas Wrede von der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein „Stadtgrün 2025“ vor. In diesem Projekt waren 2015 in vier norddeutschen Städten (Heide, Husum, Kiel, Lübeck) die gleichen Versuchsbaumarten an Straßenstandorten aufgepflanzt worden wie im LWG-Projekt „Stadtgrün 2021“. Dr. Wrede zeigte großes Interesse, die Arthropodendiversität auf einem Teil dieser Baumarten untersuchen zu wollen, wofür er sich eine enge Zusammenarbeit sowie fachliche Unterstützung von unserer Seite wünschte. Auch hier bestand Übereinkunft, die Methodik des TP 5 zu übernehmen. Dr. Wrede wird zunächst geeignete Standorte für eine Vergleichsuntersuchung ausfindig machen und versuchen, Geldgeber für die Finanzierung des hohen methodischen Aufwands zu finden (was bislang zu keinem Erfolg führte). Sobald diese grundsätzlichen Fragen geklärt sind, soll ein weiteres Kooperationstreffen zur Detailplanung des Projekts stattfinden.

Am 22.6.2018 stellten wir an der Bayerischen Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau im Fachsymposium „ Stadtbäume als Lebensraum – sind heimische Baumarten artenreicher als südosteuropäische Stadtklimabäume?“ erste Ergebnisse unseres Forschungsprojekts vor.

Meilenstein 2.

Unter den ca. 30 TeilnehmerInnen befanden sich Vertreter von Gartenämtern, Landschaftsarchitektur- und Gartenbaubüros, Naturschutzverbänden, der Dendrologischen Gesellschaft, der Universität Würzburg sowie Regionalpolitiker. Im Anschluß an die Vorträge von Dr. S. Böll und Dr. D. Mahsberg kam es zu einer angeregten, sachlichen und konstruktiven Diskussion.

2 Projektdurchführung

2.1 Baumarten und Versuchsstandort

Folgende heimische bzw. gebietsfremde Baumarten/-sorten wurden auf ihre Arthropodenvielfalt untersucht:

Tab. 2-1 : Versuchsbaumarten

Heimische Baumarten	Gebietsfremde Baumarten
<i>Fraxinus excelsior</i> 'Westhofs Glorie' (Gemeine Esche)	<i>Fraxinus ornus</i> (Blumenesche)
<i>Tilia cordata</i> 'Greenspire' (Winterlinde)	<i>Tilia tomentosa</i> 'Brabant' (Silberlinde)
<i>Carpinus betulus</i> 'Frans Fontaine' (Hainbuche)	<i>Ostrya carpinifolia</i> (Hopfenbuche)

Von jeder Baumart/-sorte wurden fünf Exemplare ausgewählt, weshalb für statistische Vergleiche insgesamt $2 \times 3 \times 5 = 30$ Bäume verfügbar waren. Alle Bäume waren von vergleichbarem Alter und Wuchs und standen unter vergleichbaren klimatischen Bedingungen in unmittelbarer Nachbarschaft im gleichen Quartier „Gewerbegebiet Ost“ in Würzburg (Abb.2-1).

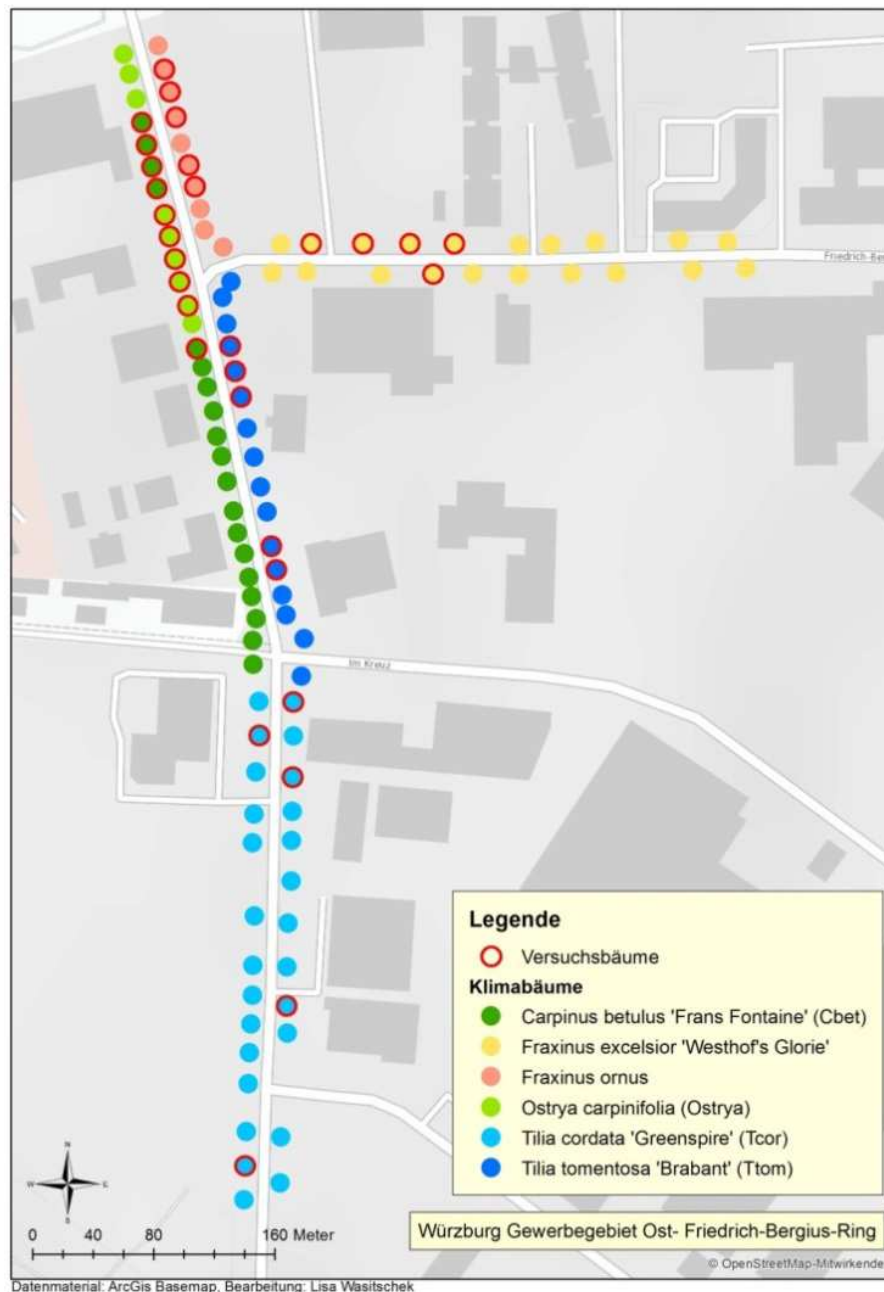


Abb. 2-1 Lageskizze des Versuchsstandorts im Industriegebiet-Ost, Würzburg. Bis auf *T.cordata* 'Greenspire' und *F.excelsior* 'Westhofs Glorie' sind alle Versuchsbaume aus dem Forschungsvorhaben „Stadtgrün 2021“.

2.2 Untersuchungszeitraum und Erfassungsmethoden

Die Probenahmen wurden von B.Sc. Rosa Albrecht über die gesamte Vegetationsperiode 2017 durchgeführt (04.04.-17.10.2017). Um die Artenvielfalt und Gildenstruktur in den Baumkronen abbilden zu können, wurden ökologische Standardmethoden zum Fang von Insekten und Spinnentieren verwendet. Für den Zugang in die 30 Baumkronen musste bei jedem Probenahmetermin ein hierfür gemieteter Hubsteiger eingesetzt werden.

2.2.1 Lufteklektoren

Fensterfallen (Eklektoren) zum Fang von Fluginsekten, insbesondere Blattkauer und -sauger (Abb.2-2, 2-4, 2-6). Da sich käufliche Fensterfallen für den Einsatz im Kronenraum der Versuchsbäume als zu groß bzw. hinsichtlich ihrer Fängigkeit als ungeeignet erwiesen, wurden insgesamt 60 Fallen in Sonderanfertigung von der Zentralwerkstatt der Universität Würzburg gebaut. Die Eklektoren bestehen aus zwei kreuzförmig verbundenen, klaren Plexiglasscheiben (jeweils 28x30 cm), die für Insekten eine Aufprallfläche von ca. 0,4 m² ergeben. Am Fangtrichter (20 cm Durchmesser, Auslauföffnung 5 cm) wurde eine auswechselbare Weithalsdose (500 ml) als Sammelgefäß angeschraubt, beschickt mit etwa 250 ml ca. 40%-iger NaCl-Lösung als Konservierungsflüssigkeit (das Probenmaterial wurde im Labor sofort in 75%iges Ethanol überführt).

Als Regen- und Sichtschutz wurden die Fangtrichter und das Sammelgefäß mit einem 34 cm langen, tarnfarbigen Tuch verhüllt. Der obere Durchmesser der Fallen (Blumentopf-untersetzer als Regenschutz) betrug 25 cm; die Gesamthöhe eines Eklektors, der mit Drahtaufhängern in der Baumkrone befestigt wird, betrug ca. 60 cm. Die Eklektoren erwiesen sich trotz ihrer Leichtbauweise (ca. 700 Gramm ohne Fangflüssigkeit) als äußerst stabil, leicht zu handhaben, hinsichtlich ihrer Fängigkeit als sehr effektiv und außerdem als sehr kostengünstig. Pro Baum wurden 2 Eklektoren (Nord- und Südausrichtung) im mittleren Kronenbereich aufgehängt. Die Fallen wurden kurz vor dem Blattaustrieb der ersten Baumarten am 4.4.2017 ausgebracht, in zweiwöchigen Abständen gewechselt und mit dem Blattfall zum Ende der Vegetationsperiode am 17.10.2017 endgültig abgehängt. Die Fallen waren nach dem Blattaustrieb von außen nicht sichtbar.

2.2.2 Klopfproben

Zum Einsatz kamen Klopfschirme (Fa. Bioform, Nürnberg) zum Fang v.a. von Insektenlarven (Blattkauer, -sauger, Räuber) und Spinnen (Abb.2-5). An jedem Probetermin wurden in jedem Baum jeweils 3 Äste beklopft; die herabfallenden Gliedertiere wurde im Klopfschirm aufgefangen und vor Ort in etikettierten Gefäßen mit 75%igem Ethanol konserviert.



Abb. 2-2 Luftelektor (Kreuzfensterfalle)



Abb. 2-3 Gelbtafel mit Fluginsekten



Abb. 2-4 Gelbtafel und Luftelektor in der Baumkrone, Blick von unten aufs Fanggefäß



Abb. 2-5 Rosa Albrecht beim Klopfschirmeinsatz

2.2.3 Gelbklebetafeln

Gelbklebetafeln sind gelbe, beidseitig mit Leim bestrichene Kunststofftafeln (hier: Rebell[®] giallo, Agroscope FAW Wädenswil, Schweiz) zum Fang von kleinen Fluginsekten, insbesondere Parasitoiden (Raubparasiten) (Abb.2-3). Pro Baum wurde eine Gelbtafel (Südausrichtung) im mittleren Kronenbereich aufgehängt. Die Gelbtafeln wurden sofort nach dem Abhängen in klare Plastiktüten gesteckt, in denen sie zur Vermeidung von Schimmelbildung bis zur Auswertung im Biozentrum in einer 4°C- Kammer gekühlt aufbewahrt wurden.



Abb. 2-6 Hubsteigereinsatz



Abb. 2-7 Links: Vorsortiertes Probenmaterial. Rechts: Rosa Albrecht bei der Bestimmungsarbeit an der Stereolupe

2.3 Probenbehandlung, Taxonomische Bestimmung

Das Probenmaterial der Eklektoren und Klopffproben wurde am Tag der jeweiligen Entnahme ins Bestimmungslabor im Biozentrum gebracht und in 75%igem-Ethanol konserviert. Danach wurde nach Tiergruppen vorsortiert, die gefangenen Individuen wurden gezählt und die Ergebnisse in Excel-Tab.n eingetragen (Abb.2-7, Tab.2-2). Wenn keine Artzuordnung möglich war, wurden höhere Taxa-Ebenen angegeben. Einige ausgewählte, weil ökologisch bedeutsame Taxa wurden zur Bestimmung bis auf Artniveau an Spezialisten vermittelt (Tab.2-2).

Tab. 2-2: Bearbeitete Taxa der Baumkronenfänge. Angeben ist die bei der Gruppe i.d.R. erreichte Bestimmungsebene. Dominante Gruppen wurden zur Bestimmung an Taxonomen verschickt. -: interne Probensortierung bis zur Bestimmungsebene

Tiergruppe	Bestimmungsebene	Bestimmungsliteratur	Taxonomen
Arachnida: Araneae	Art, Subadultstadien soweit als möglich	Müller & Bährmann 2015	Dipl.-Biol. Hans- Jürgen Beck, Dr. Dieter Mahsberg,

Tiergruppe	Bestimmungsebene	Bestimmungsliteratur	Taxonomen
			Würzburg
Arachnida: Ixodida	Ordnung	Müller & Bährmann 2015	-
Arachnida: Opiliones	Ordnung	Müller & Bährmann 2015	-
Coleoptera	Familie; Curculionidae/Chrysomelidae: Art	Freude et al. 1965- 2004	Curcul., Chrysomel.: Dipl.- Biol. Ludger Schmidt, Neustadt a. Rbge.-Empede
Collembola	Ordnung	Brohmer et al. 2017	-
Dermaptera	Ordnung	Müller & Bährmann 2015	
Diptera	Unterordnung (Brachycera/Nematocera)	Brohmer et al. 2017, Müller & Bährmann 2015	-
Ephemeroptera	Ordnung	Brohmer et al. 2017, Müller & Bährmann 2015	-
Hemiptera: Auchenorrhyncha	Art, Juvenilstadien soweit als möglich	Biedermann et al. 2007, Kunz et al. 2011	Dr. Herbert Nickel, Göttingen
Hemiptera: Heteroptera	Art, Juvenilstadien soweit als möglich	Brohmer et al. 2017, Schuh & Slater 1996	Prof. Dr. Christian Wegener, Universität Würzburg
Hemiptera: Sternorrhyncha	Überfamilie (Aphidina/Psyllina)	Brohmer et al. 2017, Müller & Bährmann 2015	-
Hymenoptera	Familie, Apoidea: Art	Goulet & Huber 1993	Apoidea: M.Sc. Sebastian Hopfenmüller, Obergünzburg
Lepidoptera	Ordnung, Auffällige: Art	Brohmer et al. 2017, Willner 2017	-
Mecoptera	Familie	Brohmer et al. 2017, Müller & Bährmann 2015	-
Neuroptera	Art, Larven: Familie	Aspöck et al. 1980	-
Orthoptera	Art	Brohmer et al. 2017, Harz 1969	-

Tiergruppe	Bestimmungsebene	Bestimmungsliteratur	Taxonomen
Psocoptera	Ordnung	Brohmer et al. 2017, Müller & Bährmann - 2015	
Raphidioptera	Familie	Aspöck et al. 1980	-
Thysanoptera	Ordnung	Brohmer et al. 2017, Müller & Bährmann - 2015	

2.4 Statistische Auswertung

2.4.1 Ökologische Kenngrößen

Für die Auswertung der Daten wurden statistische Kenngrößen berechnet und überwiegend nicht-parametrische Tests verwendet (benutzte Programme: „Ecological Methodology Version 7.2“ zu KREBS (1999), Past Version 3.14 ©2016). Programme in "R" wurden u.a. bei NMDR-Ordinationen sowie bei der digitalen Auszählung und Auswertung von Gelbtafeln (siehe 2.4.2) verwendet.

Diversitäts-Auswertungen erfolgten auf Ordnungs- und Artebene. Alpha-Diversität wurde durch Taxa- bzw. Artenzahl, Shannon Index und Evenness ausgedrückt. Alle drei gewählten Maße finden in der Literatur weitverbreitet Verwendung als Kenngrößen für Diversität (siehe SOUTHWOOD 1961; GOBNER et al. 2005; FONTANA et al. 2011; BUCHHOLZ et al. 2015 u.v.m.). Vergleiche der Artenvielfalt wurden bei Normalverteilung und Varianzhomogenität der Daten mit einer Varianzanalyse, ansonsten mit einer nicht-parametrischen Kruskal-Wallis ANOVA durchgeführt. Shannon Index und Evenness werden durch die Stichprobengröße wenig beeinflusst. Der Shannon Index reagiert vor allem bei Veränderungen der seltenen Arten sensitiv, wodurch bei der Berechnung der Artenreichtum stärker gewichtet wird (MAGURRAN 1988; KREBS 1999). Im Gegensatz dazu verhält sich die Shannon Evenness sensitiv gegenüber Veränderungen der abundanten Arten und dient als Maß für die Ausgewogenheit der Taxa- bzw. Artenverteilung (MAGURRAN 1988; KREBS 1999). Mit Hilfe der Bootstrap-Methode (n=5000) wurden 95%-Konfidenzintervalle zu den Indices angegeben.

Die Beta-Diversität ist ein Maß für den Unterschied in der Artenvielfalt verschiedener Lebensgemeinschaften und wurde auf Artniveau für verschiedene Taxa mit dem Shannon Diversity t-Test für heimische und südosteuropäische Schwesternarten berechnet (MAGURRAN 1988).

2.4.2 Digitale Auswertung der Gelbtafeln

Sämtliche auswertbaren 416 Gelbtafeln wurden im Labor von D. Mahsberg standardisiert mit einer digitalen Canon Spiegelreflexkamera abfotografiert. Pro Gelbtafel wurden bei jeweils gleichem Flächenausschnitt vier Aufnahmen gemacht: Vorder- und Rückseite, jeweils Totale und Detail. Die so erhaltenen 1664 jpg-Fotos wurden mit der frei erhältlichen Bildanalyse-Software Fiji (=ImageJ) quantitativ ausgewertet. Hierzu wurde von B. Sc. Leopold Hock das Macro „Particle Analyzer“ programmiert, das kleine, mittelgroße und große Partikel (differenziert nach Quadratpixelgröße) auf dem Bild erkennt und deren Anzahl jeweils getrennt bzw. in Gesamtheit aufsummiert. Partikelgrößen (in Quadratpixeln): klein 500-1200, mittel 1201-20 000, 1201-20.000, groß 20.001-200.000 bzw. alle Partikel zwischen 500 und 200.000 Quadratpixeln. Mit dem Programmstart wurde ein Plug-in aktiviert, das die ausgewählten Bilddateien hochlädt und die auflösbaren Partikel auszählt. Die Ergebnisse wurden in Text- und Exceldateien abgespeichert.

3 Ergebnisse - Erfassungsmethode und Fängigkeit

Die im Versuchsdesign vorgesehene Zahl an Probennahmen konnte über den gesamten Untersuchungszeitraum fast vollständig umgesetzt werden, so dass Datenverluste sehr gering blieben und die Auswertung nicht negativ beeinflussten (Tab. 3-1).

Tab. 3-1: Fängigkeit der verschiedenen Fallentypen über die gesamte Vegetationsperiode 2017; Gelbtafelfänge geschätzt

Fallentyp	Anzahl ausgehängt/ durchgeführt	Anzahl ausgewertet	Anzahl gefangener Individuen
Fensterfallen	840	804	20686
Gelbtafeln	420	416	70150
Klopfproben	390	390	3197
94033			

Insgesamt gingen lediglich 4 Gelbtafeln (0,9% von 420) und 9 Fensterfallen (1,0% von 840) verloren. Bis auf einen Fall mutwilliger Zerstörung durch Kinder waren alle Verluste sturmbedingt. Zu einem Probeentnahmezeitpunkt (2.5.2017) konnten wegen anhaltender Regenfälle keine Klopfproben durchgeführt werden.

Insgesamt wurden während des halbjährigen Monitorings etwa 94.000 Insekten und Spinnentiere gefangen (Tab.3-1). Die hohen Fangzahlen zeigen deutlich, dass sich zur Untersuchung der gesamten Artenvielfalt (und nicht nur ausgewählter Tiergruppen) die Wahl der verschiedenen Fallentypen bewährt hat. Da die Fallen kaum sichtbar in den Kronen der Bäume aufgehängt waren, wurden im Wesentlichen keine zufällig vorbeifliegenden Insekten erfasst, sondern nur solche, die sich im Kronenraum aufhielten. Bei den Klopfproben wurden deutlich weniger Tiere gefangen, da es sich hierbei um keine vierzehntägigen Sammelproben, sondern um zeitlich punktuelle Probennahmen handelt. In der Summe bilden alle eingesetzten Sammelmethode die Biodiversität der Arthropoden im Kronenbereich der Versuchsbäume ab (auszunehmen sind die nicht quantifizierten Acari, hier meist phoretische Milbenarten, die Insekten als Transportmittel benutzen).

Auf Grund der sehr hohen Fangzahlen auf den Gelbtafeln und der bei dieser Methode immer bestehenden Probleme einer quantitativen und vor allem qualitativen Auswertung beziehen sich die folgenden Ausführungen (mit Ausnahme von 3.4.4.1) ausschließlich auf Ergebnisse auf Basis der Fensterfallen- und Klopfprobenfänge (n=23.883).

Die Eklektoren auf der Nord- und der Südseite der Baumkronen unterschieden sich nicht in ihrer Fängigkeit, weshalb durch die Himmelsrichtung bedingte Unterschiede in den Abundanzen ausgeschlossen werden können. Im Folgenden sind die Daten für nord- und südexponierte Eklektoren zusammengefasst.

3.1 Abundanz von Arthropoden im Kronenraum

In den Fensterfallen und Klopffproben wurden insgesamt Vertreter von 17 Insektenordnungen und Spinnen gefangen. Bereits auf diesem taxonomischen Niveau zeichnen sich gruppenspezifische Unterschiede in der Zahl gefangener Individuen ab (Abb. 3-1).

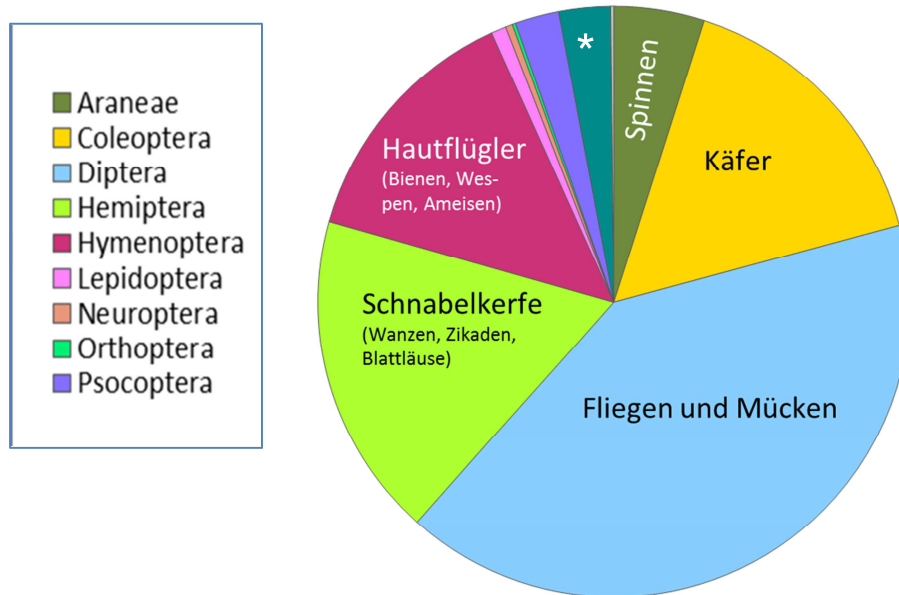


Abb. 3-1: Verteilung der Arthropoden aus den Eklektor- und Klopffprobenfängen auf die verschiedenen Ordnungen ($n_{\text{gesamt}}=23.883$ Individuen). * Summe der Ordnungen mit <15 Individuen (Collembola, Dermaptera, Ephemeroptera, Mecoptera, Raphidioptera; Opiliones, Ixodida).

Mit 41% aller Individuen dominiert die Gruppe der Fliegen und Mücken die Baumkronenfauna. Es folgen Schnabelkerfe (18%), Käfer (16%) und Hautflügler (14%). Die räuberischen Spinnen sind unterrepräsentiert, da sie über Klopffproben nur an den jeweiligen Fallenwechseltagen erfasst wurden.

Lässt man die mit weniger als insgesamt 15 Individuen vertretenen Taxa unberücksichtigt, kommen Vertreter aller sonstigen Arthropodenordnungen auf allen Baumarten vor. Die Abundanz der Arthropoden auf den sechs Baumarten stellt sich differenzierter dar. Abb.3-2 und Tab.3-1 zeigen, dass alle Baumarten hohe Abundanzen aufwiesen, die heimischen Baumarten gegenüber den kontinentalen Verwandten jedoch signifikant mehr Individuen beherbergten (Kruskal-Wallis ANOVA $p<0,001$). „Spitzenreiter“ war *Fraxinus excelsior* ‚Westhofs Glorie‘ mit insgesamt über 6000 Individuen, wobei auch hier die Dipteren (Mücken und Fliegen) dominierten.

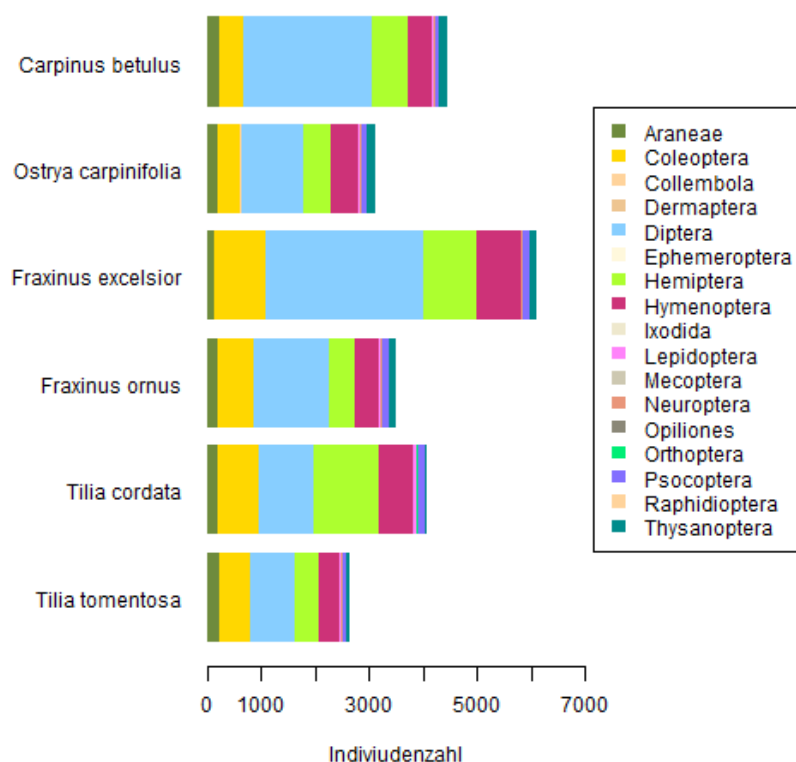


Abb.. 3-2: Gesamtzahl gefangener Individuen verschiedener Arthropodengruppen auf den Versuchsbaumarten.

Beim Paarvergleich der Schwesterbaumarten und einer differenzierten Betrachtung einzelner Taxa weisen die heimischen Baumarten aber nicht durchgängig höhere Abundanzen auf, so z.B. bei den Thysanoptera, Araneae und Diptera bei *Tilia cordata* ‚Greenspire‘/*Tilia tomentosa* ‚Brabant‘ und den Coleoptera bei *Carpinus betulus* ‚Frans Fontaine‘/*Ostrya carpinifolia* (Tab.3-2, Abb.3-3).

Tab. 3-2: Mittlere Anzahl an Arthropoden pro Baumart (MW±Standardabweichung). Paarvergleich: Kruskal-Wallis-ANOVA mit post hoc Mann-Whitney-U-Test. * ** *** p<0,01-0,001. Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede. Die Reihenfolge der Buchstaben im Alphabet entspricht der Rangfolge der Abundanzen.

Baumart	<i>Carpinus betulus</i>	<i>Ostrya carpinif.</i>	<i>Fraxinus excelsior</i>	<i>Fraxinus ornus</i>	<i>Tilia cordata</i>	<i>Tilia toment.</i>	Kruskal- Wallis Test	
	n=5	n=5	n=5	n=5	n=5	n=5	χ^2	p
Taxon (Ordnung)								
Araneae	44,8 ± 12,7	39,8 ± 10,8	24,4 ± 6,9	43,0 ± 6,6	37,6 ± 10,6	46,6 ± 6,3	9,5 8	0,088
Coleoptera	87,8 ± 4,01 ^d	85,4 ± 27,7 ^d	190,6 ± 20,2 ^a	127,8 ± 7,8 ^c	154,6 ± 10,7 ^b	111,4 ± 18,9 ^c	24, 92	<0,001 ***
Collembola	0,6 ± 1,2	1,0 ± 0,9	0,2 ± 0,4	0,8 ± 0,4	0,2 ± 0,4	0,0 ± 0,0	8,8 1	0,117
Dermapter a	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,4	0,4 ± 0,5	1,4 ± 1,5	0,2 ± 0,4	8,2 3	0,144
Diptera	478,2 ± 104,7 ^a	230,4 ± 31,5 ^b	558,4 ± 191,3 ^a	278,6 ± 44,0 ^b	204,4 ± 79,2 ^{bc}	167,6 ± 28,0 ^c	23, 26	<0,001 ***
Ephemero- ptera	0,4 ± 0,5	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	10, 36	0,066
Hemiptera	132,2 ± 18,8 ^b	101,6 ± 26,4 ^{bc}	192,8 ± 30,2 ^a	100,6 ± 28,0 ^{bc}	235,2 ± 64,0 ^a	88,8 ± 16,6 ^c	21, 83	<0,001 ***
Hymeno- ptera	92,6 ± 13,0 ^d	104,4 ± 24,2 ^{bc}	166,8 ± 47,3 ^a	89,8 ± 10,9 ^b	128,8 ± 34,5 ^{bd}	77,8 ± 52,1 ^c	13, 64	0,0181 *
Ixodida	0,0 ± 0,0	0,4 ± 0,5	0,2 ± 0,4	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	7,5 2	0,185
Lepidopter a	5,2 ± 2,0	4,6 ± 3,1	3,0 ± 2,3	5,6 ± 2,3	15,6 ± 7,3	5,4 ± 2,4	13, 23	0,021 *
Mecoptera	0,2 ± 0,4	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	5,0 0	0,416
Neuroptera	3,4 ± 1,6	4,6 ± 0,5	3,2 ± 1,5	2,0 ± 0,6	3,2 ± 1,5	1,8 ± 0,7	11, 60	0,041 *
Opiliones	0,0 ± 0,0	0,6 ± 0,5	0,2 ± 0,4	0,8 ± 1,2	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	9,4 7	0,092
Orthoptera	1,2 ± 0,7	0,6 ± 0,8	0,4 ± 0,5	1,0 ± 1,3	3,2 ± 2,3	2,6 ± 1,9	7,7 2	0,172
Psocoptera	13,4 ± 2,2	18,2 ± 6,9	26,0 ± 8,2	24,8 ± 8,7	20,4 ± 7,1	11,8 ± 5,2	11, 97	0,035 *
Raphidio- ptera	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,4	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	5,0 0	0,416
Thysano- ptera	30,0 ± 10,5 ^{ab}	31,4 ± 9,2 ^a	24,0 ± 4,3 ^a	25,6 ± 5,8 ^a	11,4 ± 3,6 ^b	12,2 ± 3,6 ^b	18, 13	0,003 **
Individuen (MW±SD)	890,0 ± 107,9 ^b	623,2 ± 94,0 ^{cd}	1220,4 ± 249,1 ^a	700,8 ± 54,4 ^c	816,0 ± 128,6 ^{bc}	526,2 ± 62,8 ^d	22, 91	<0,001 ***
Taxa (MW±SD)	11,6 ± 1,0	11,0 ± 1,7	12,0 ± 1,1	12,0 ± 1,1	11,6 ± 1,0	11,0 ± 0,0	4,5 5	0,474 ns

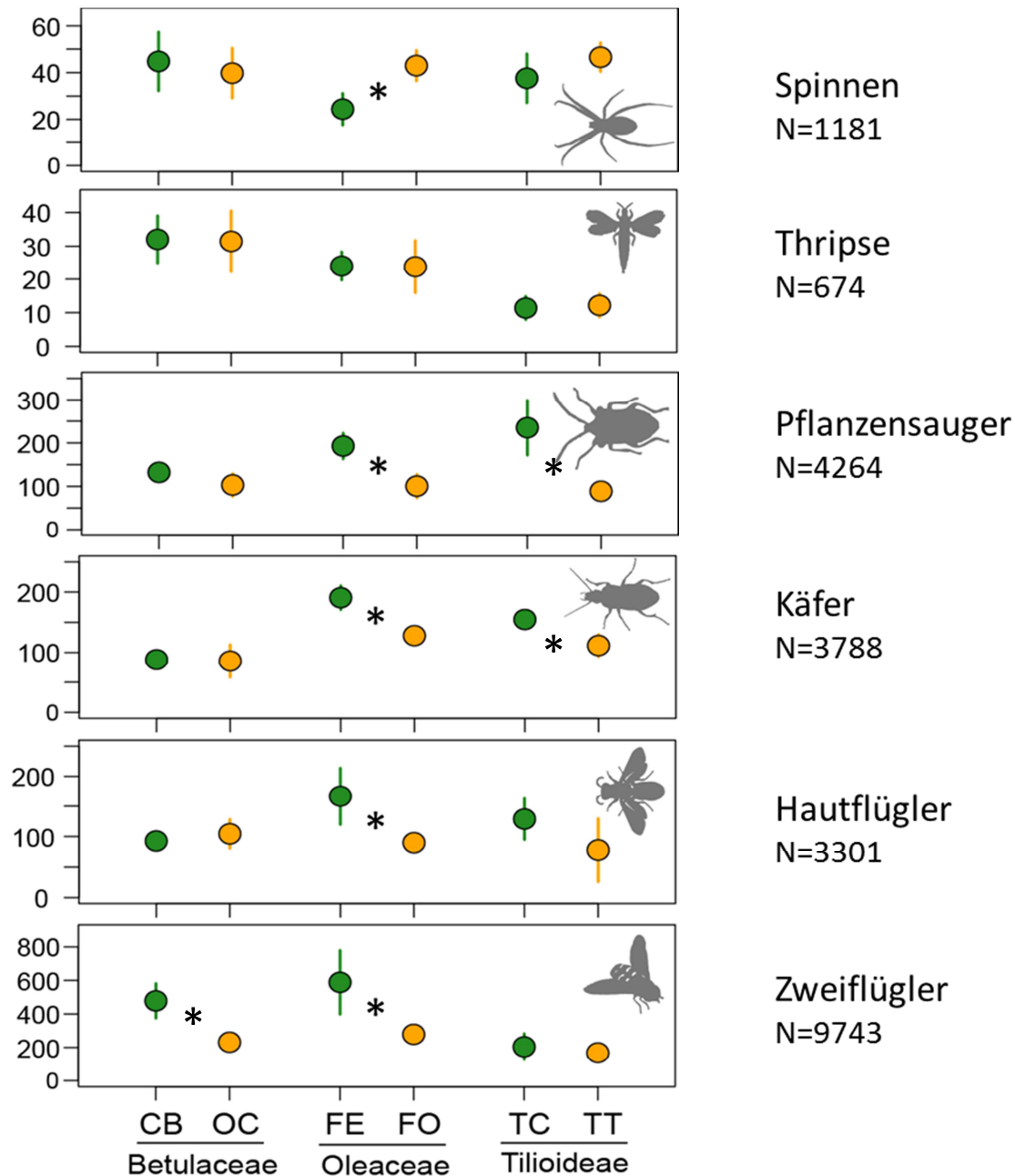


Abb. 3-3: Mittlere Individuenzahl ausgewählter Arthropodengruppen auf heimischen (grün) bzw. verwandten südosteuropäischen (gelb) Baumarten. * $p < 0,01$ (Paarvergleich: Kruskal-Wallis-ANOVA mit post hoc Mann-Whitney-U-Test). CB= *Carpinus betulus* ‚Frans fontaine‘, OC= *Ostrya carpinifolia*, FE= *Fraxinus excelsior* ‚Westhofs Glorie‘, FO= *Fraxinus ornus*, TC= *Tilia cordata* ‚Greenspire‘, TT= *Tilia tomentosa* ‚Brabant‘.

3.2 Abundanzmuster im Zeitverlauf

Summiert man für jeden der 14 Probenahmeterminen (vom 18.4. bis 17.10.2017) die Individuenzahlen erfasster Arthropoden der jeweils fünf Replikate einer Baumart auf, ergeben sich über die gesamte Vegetationsperiode übereinstimmende Muster der Abundanzverteilungen (Abb.3-4). Lediglich *F. excelsior* fällt ab August durch steigende Abundanzen auf.

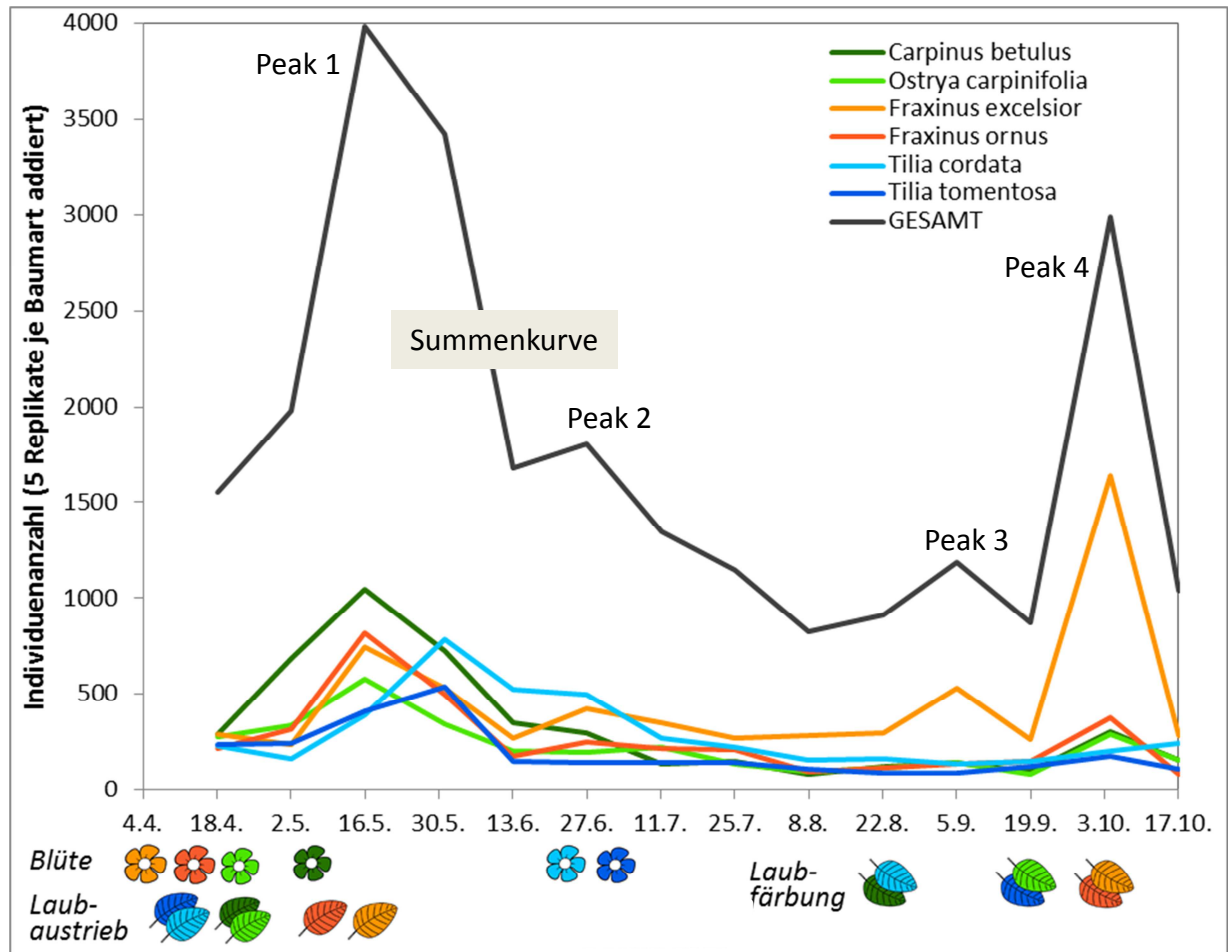


Abb. 3-4: Verlauf der Arthropodenabundanz über die Vegetationsperiode 2017 auf den Versuchsbäumen in Würzburg (5 Replikate pro Baumart zusammengefasst).

Die Summenkurve aller an einem Probenahmetermin erfassten Arthropoden zeigt vier deutliche Peaks, wobei der Peak zu Beginn der Vegetationsperiode am stärksten ausgeprägt ist. Die Peaks 3 und 4 fallen mit der Laubverfärbung der Baumarten zusammen. Diese Grunddynamik spiegelt sich bei allen sechs Baumarten wider. Der steile Peak 4 Anfang Oktober ist durch die hohen Individuenzahlen auf den heimischen *F. excelsior* bedingt, bei dem die Dipteren stark dominieren (Abb.3-4, 3-5a).

Betrachtet man den Abundanzverlauf für die fünf häufigsten Arthropodenordnungen, so ergibt sich ein differenzierteres Bild: während die zeitliche Verteilung der Dipteren, Hemipteren und Coleopteren dem allgemeinen Verlauf entspricht (Abb.3-5a-d), zeigen die Hymenopteren über den gesamten Sommer ein relativ gleich bleibendes Auftreten, das auf unterschiedliche Lebenszyklen und damit Flugzeiten vor allem der verschiedenen Bienenarten zurückzuführen ist (s. Anhang B). Die Individuenzahlen der Spinnen verhalten sich gegenläufig: sie bauen sich erst im Laufe der Vegetationsperiode auf und erreichen ihren Höhepunkt im Herbst. Dieses Muster erklärt sich aus der stetigen Zunahme an Jungtieren (Abb.3-5f).

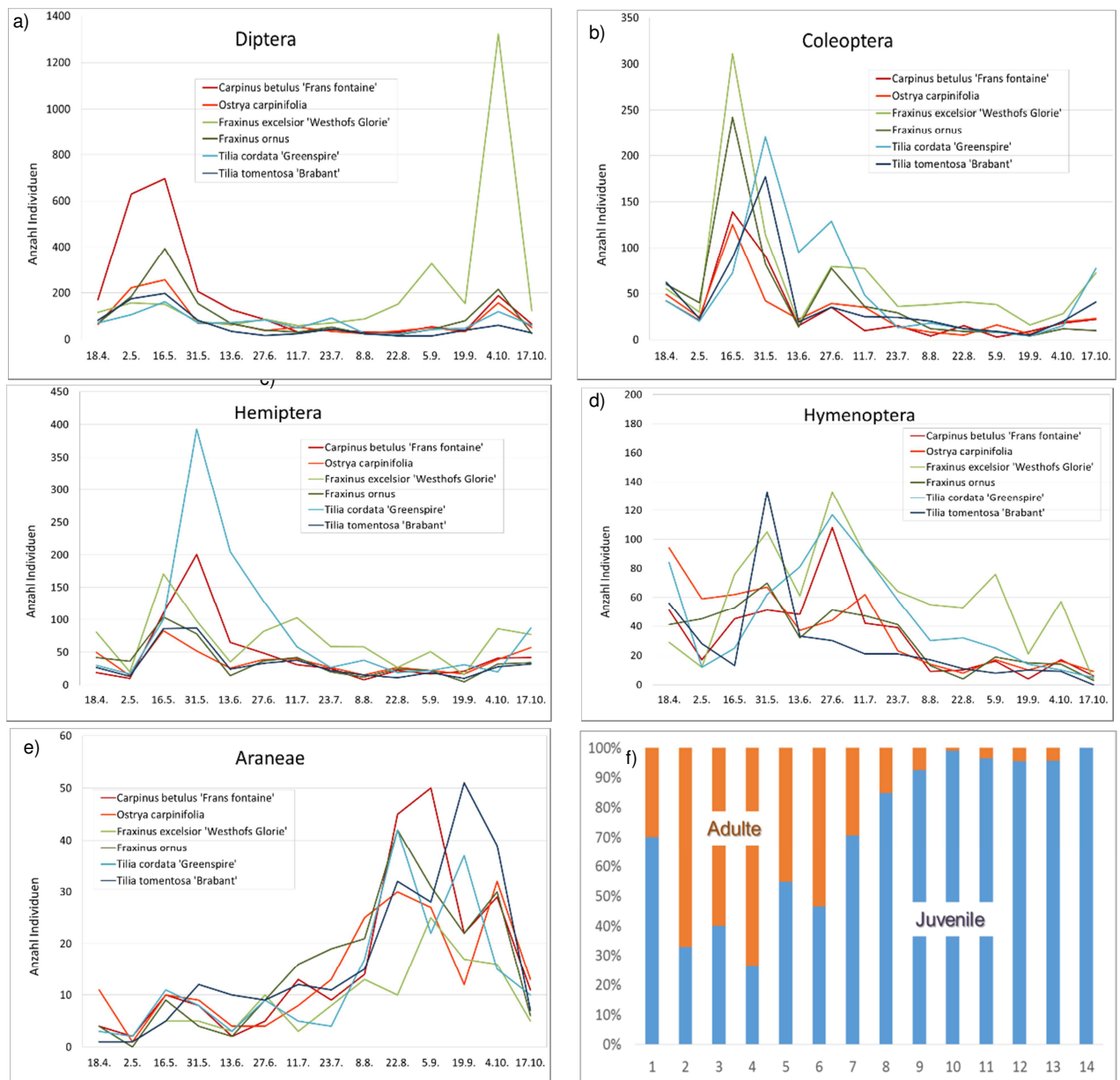


Abb. 3-5: Abundanzverlauf über die Vegetationsperiode 2017 von a) Zweiflüglern (Diptera), b) Käfern (Coleoptera), c) Schnabelkerfen (Hemiptera), d) Hautflüglern (Hymenoptera), e) Spinnen (Araneae). Für jeweils fünf Bäume pro Baumart aufsummierte Individuenzahlen. f) Prozentualer Anteil juveniler und adulter Spinnen über den Fangzeitraum

3.3 Artenvielfalt im Kronenraum

Für die Beurteilung von Biodiversitätsunterschieden wird neben der Anzahl der Arten bzw. Taxa (α -Diversität) auch die Anzahl der jeweiligen Individuen und deren Verhältnis zur Anzahl der Arten bzw. Taxa berücksichtigt (Evenness). Die α -Diversität der sechs Baumarten lässt zwei Gruppen erkennen (Abb.3-6a,b): die heimischen Baumarten *C. betulus* ‚Frans Fontaine‘ und *F. excelsior* ‚Westhofs Glorie‘ stehen mit Werten des Shannon-Index von weniger als 1,5 allen anderen Versuchsbaumarten gegenüber (Shannon-Index 1,7-1,8). Das gleiche Bild ergibt sich bei der Evenness (< 0,60 bzw. > 0,65). Diese Diversitätsunterschiede sind auf die hohe Dominanz der Dipteren zurückzuführen, die auf *C. betulus* ‚Frans Fontaine‘ und *F. excelsior* ‚Westhofs Glorie‘

überproportional vertreten sind (s.a. Abb.3-5a). Entsprechend zeigen die beiden heimischen Arten eine signifikant niedrigere β -Diversität gegenüber ihren Schwesternarten (Tab.3.3).

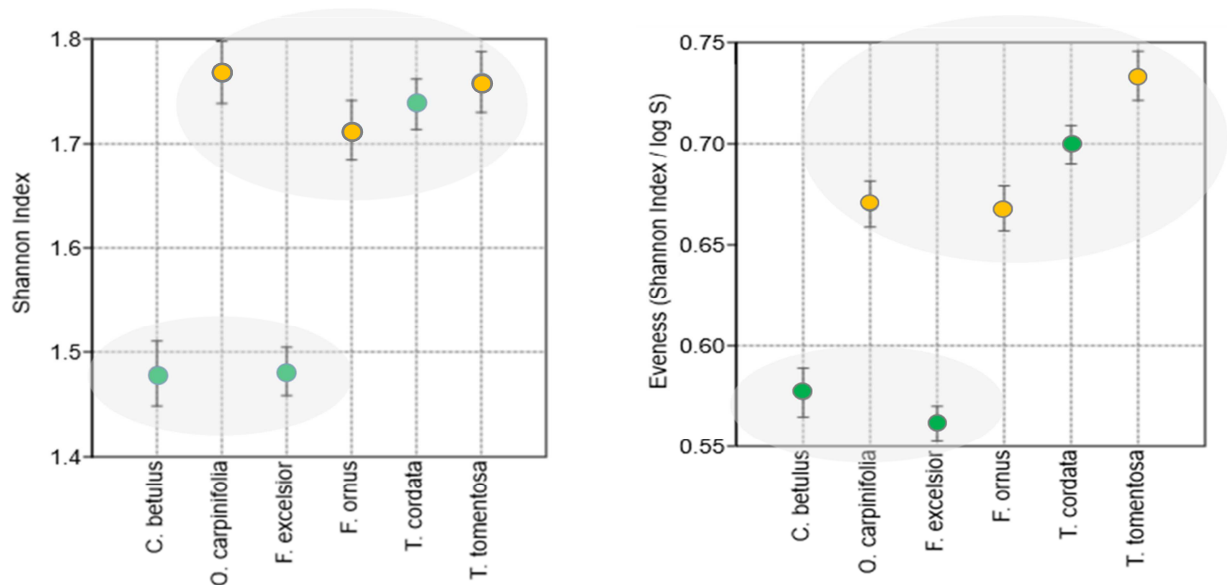


Abb. 3-6: Diversität und Evenness der Arthropoden (Ordnungsniveau) auf den sechs Versuchsbaumarten (jeweils fünf Replikate). Links: Shannon Index. Rechts: Shannon Evenness. Streuungsmaß: 95%-Konfidenzintervall.

Tab. 3-3: Vergleich der Biodiversität der Arthropoden (Ordnungsniveau) auf Schwesternbaumarten (Shannon β -Diversity t-Test)

	β	p
<i>Carpinus betulus</i> FF	-13,1	p<0,001
<i>Ostrya carpiniifolia</i>		
<i>Fraxinus excelsior</i> WG	-12,2	p<0,001
<i>Fraxinus ornus</i>		
<i>Tilia cordata</i> Greensp.	-1,1	n.s.
<i>Tilia tomentosa</i> Brabant		

3.4 Artenvielfalt dominanter Arthropodengruppen

Im Weiteren steht die Artenvielfalt dominanter Arthropodengruppen im Mittelpunkt. Einzig die Dipteren als individuenreichstes Taxon bleiben von diesen Analysen ausgeschlossen, da eine Bestimmung auf Familien-, Gattungs- oder Artniveau im Rahmen dieser Vorstudie nicht möglich war (zu Dipteren auf Gelbtafeln siehe 3.4.4.1).

3.4.1 Käfer (Coleoptera)

Insgesamt wurden 3788 Käfer aus 41 verschiedenen Familien gefangen. Die baumarten-spezifischen Zusammensetzungen der Käfergemeinschaften auf Familienniveau zeigt Abb.3-7a.

Unter den Nahrungsgilden dominierten die zoophagen (räuberischen) Coleopteren, insbesondere Coccinelliden (Marienkäfer) und Staphyliniden (Kurzflügler), besonders deutlich bei den beiden *Tilia*-Arten (Abb.3-7b). Dies korreliert mit der Beobachtung, dass es auf keiner Baumart zu Schädlingsbefall durch phytophage (Pflanzen fressende) Käfer kam. Die beiden nah verwandten Baumarten *Carpinus betulus* FF und *Ostrya carpinifolia* unterscheiden sich vor allem in der Häufigkeit der Coccinellidae und Cryptophagidae (Schimmelkäfer, Abb. 3-7b). Phytophage Käfer stellten nach Zoophagen und Mycetophagen (Pilzfresser) die Gilde mit den dritthäufigsten Individuen.

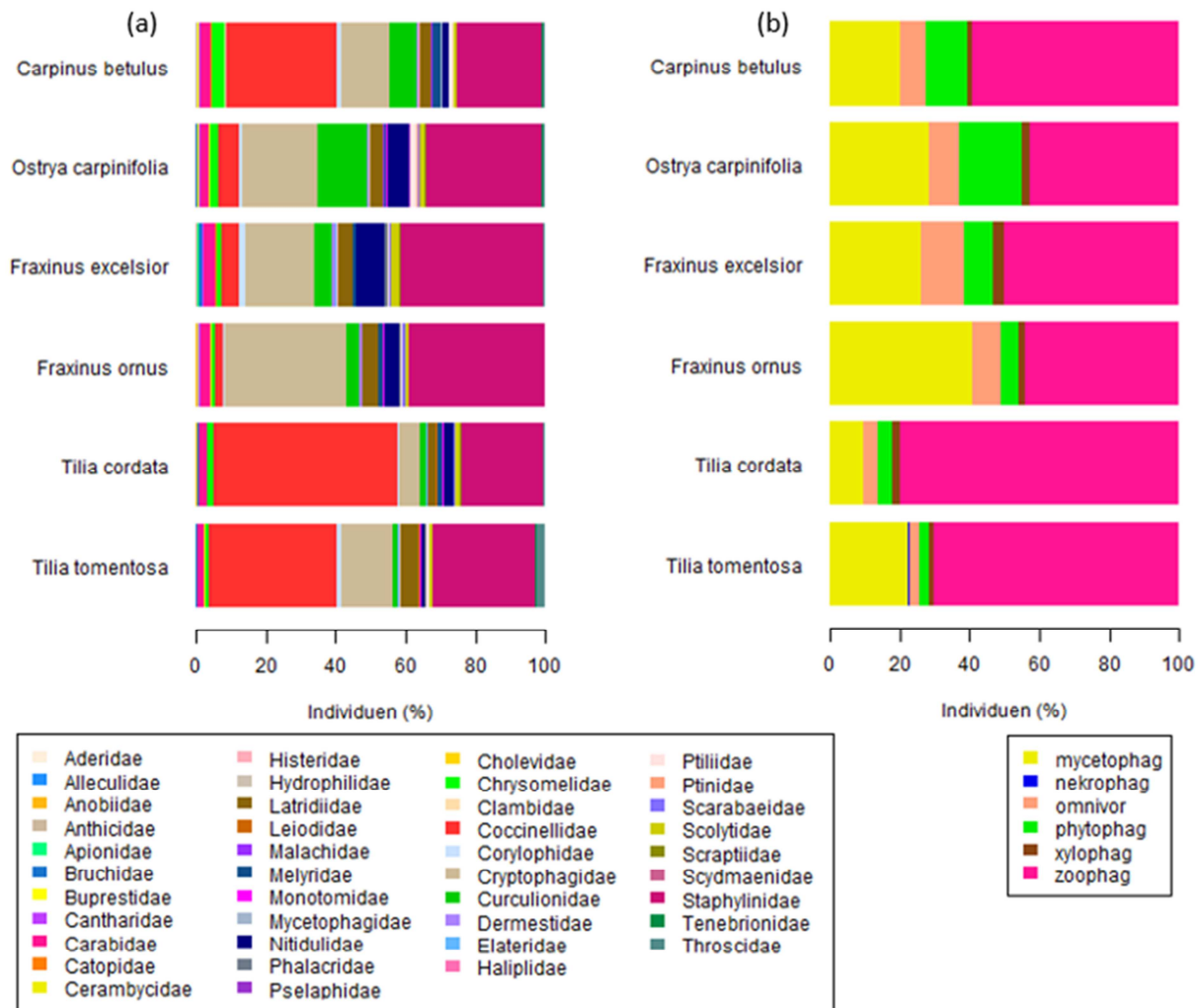


Abb. 3-7: Relative Häufigkeit der Käfer (n=3788 Individuen) auf sechs Versuchsbaumarten. (a) auf dem Niveau von Käfer-Familien, (b) auf dem Niveau von Nahrungstypen-Gilden.

3.4.2 Hemiptera (Pflanzensauger)

3.4.2.1 Auchenorrhyncha (Zikaden)

Insgesamt wurden 58 Zikadenarten mit 555 Individuen auf den untersuchten Bäumen gefunden (Anhang C). Von diesen waren fast zwei Drittel (37 Arten, 177 Individuen) sogenannte Einflieger; die entweder aktiv in den Kronenraum eingeflogen sind oder passiv eingeweht wurden. Einflieger können aus der Krautschicht des Pflanzstreifens der Bäume oder von anderen Gehölzen

kommen, auf denen sie sich reproduzieren. Acht weitere Arten (mit 141 Individuen) sind Stratenwechsler und legen ihre Eier im Boden oder in der Krautschicht ab. Sie begeben sich erst im Larval- oder Adultstadium in Bäume und sind dabei nicht oder nur wenig baumartenspezifisch. 13 Arten (22% von 58) mit 229 Individuen (41% von 555) pflanzen sich auch auf den untersuchten Baumarten fort (Residente).

In Abb. 3-8 sind die 20 häufigsten Zikadenarten in aufsteigender Abundanz geordnet und nach ihrer Zuordnung zu Einfliegern, Stratenwechslern und Residenten markiert. Mit der vierthäufigsten Art, *Orientus ishidae*, ist auch ein residenter Neozoe vertreten.

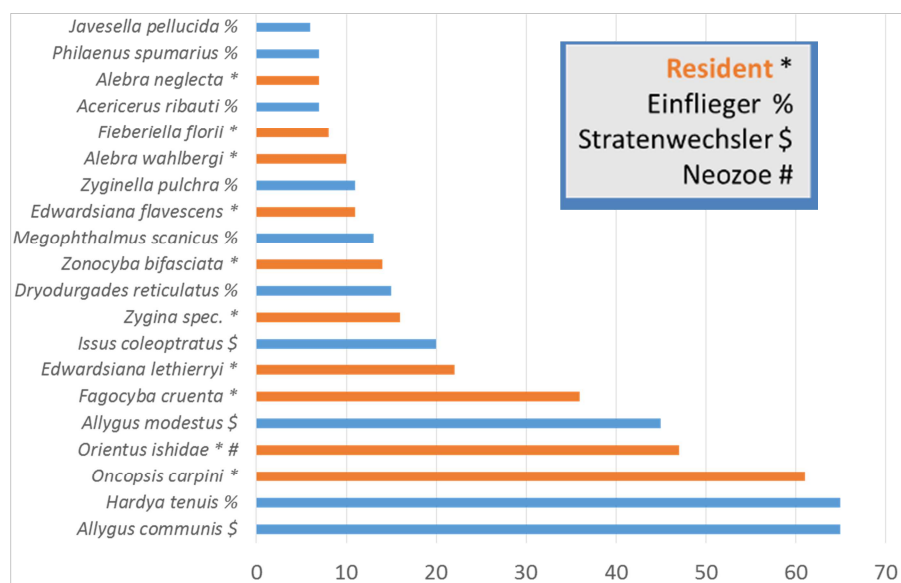


Abb. 3-8: Absolute Häufigkeit der 20 individuenreichsten Zikadenarten auf den Versuchsbäumen.

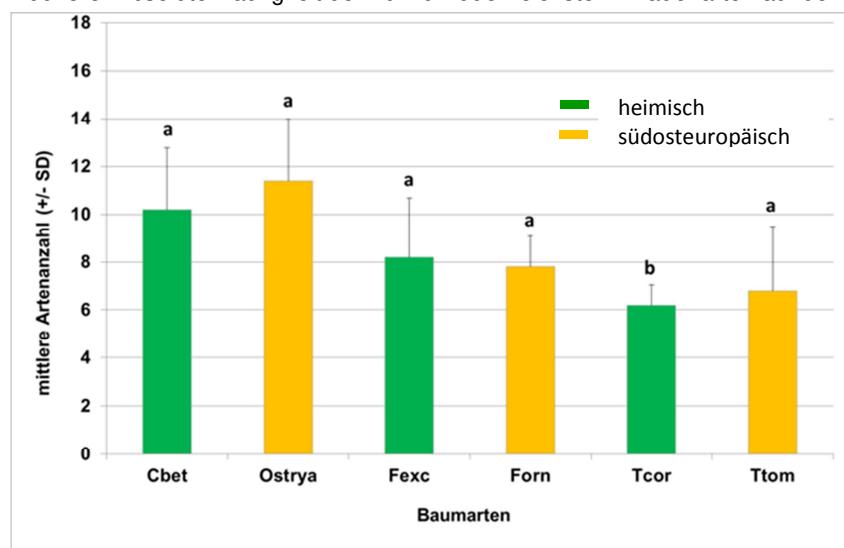


Abb. 3-9: Artenzahl (Mittelwert±SD) der Zikaden auf sechs Versuchsbaumarten. Kruskal Wallis ANOVA $p=0,02$. Signifikanter Unterschied e sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet. C.bet= *Carpinus betulus* 'Frans Fontaine', Ostrya= *Ostrya carpinifolia*, Fexc= *Fraxinus excelsior* 'Westhofs Glorie', Forn= *Fraxinus ornus*, Tcor= *Tilia cordata* 'Greenspire'

Im Mittel unterscheiden sich die Artenzahlen der Zikaden nicht, wenn man die heimischen Baumarten mit ihren südosteuropäischen Schwesternarten vergleicht (Abb.3-9). Beim Vergleich aller Baumarten untereinander besteht ein signifikanter Unterschied einzig zwischen der

südosteuropäischen Hopfenbuche *Ostrya carpinifolia* und der heimischen Winterlinde *Tilia cordata*, auf der die wenigsten Zikadenarten vorkamen (Abb.3-9).

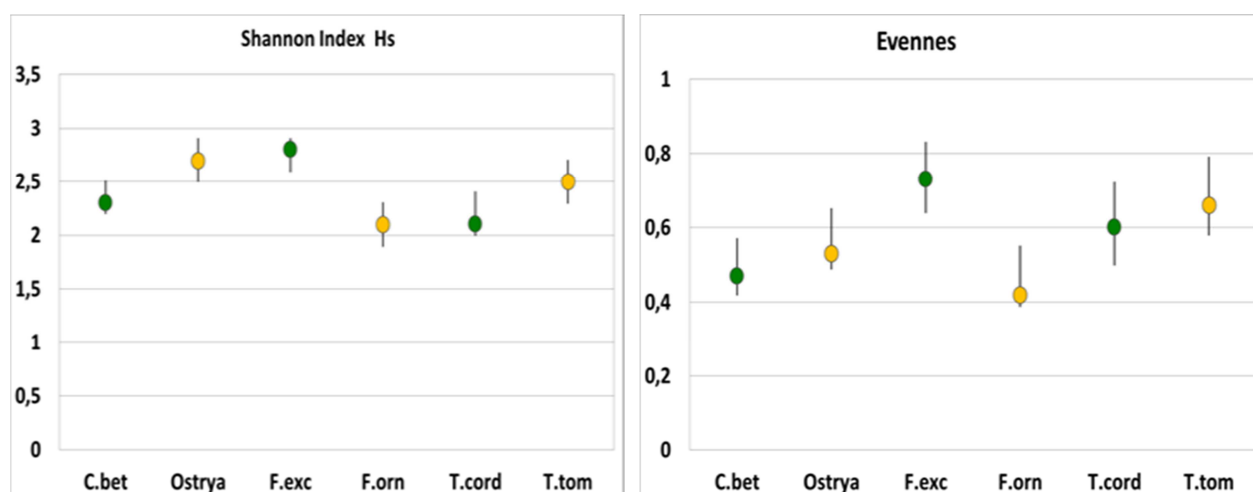


Abb. 3-10: -Diversität (a) und Evenness (b) der Zikadenfauna auf den einzelnen Baumarten. Abkürzungen s. Abb.3.9

O. carpinifolia und *F. excelsior* weisen mit einem Shannon-Index >2,5 die höchste -Biodiversität auf, wobei bei letzterer die Individuen gleichmäßiger auf die Arten verteilt sind (höchste Evenness, Abb.3-10).

Vergleicht man die -Diversität der Zikadenfauna zwischen heimischen und südosteuropäischen Baumarten, so unterscheiden sich sämtliche Schwesternarten signifikant voneinander (Tab.3-4), wobei teils die heimischen (*F.exc*/*F.orn*), teils die südosteuropäischen Arten (*C.bet*/*Ostrya*, *T.cord*/*T.tom*) eine höhere Biodiversität aufwiesen (Abb.3-10).

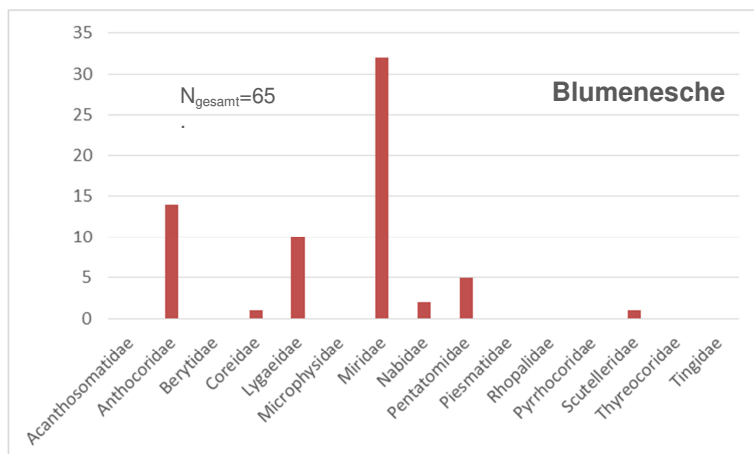
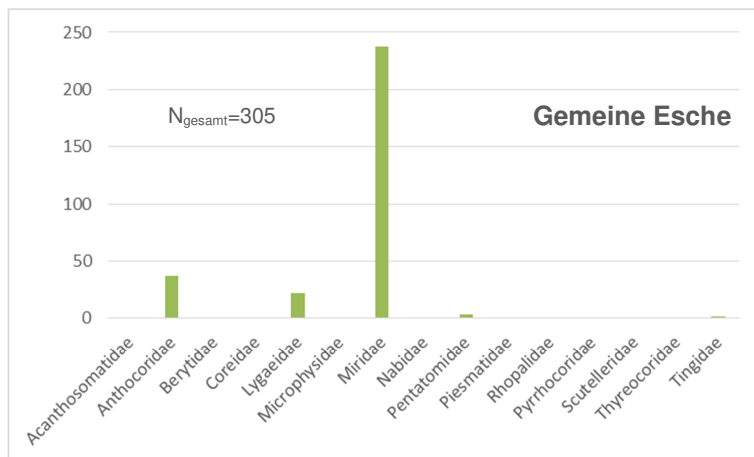
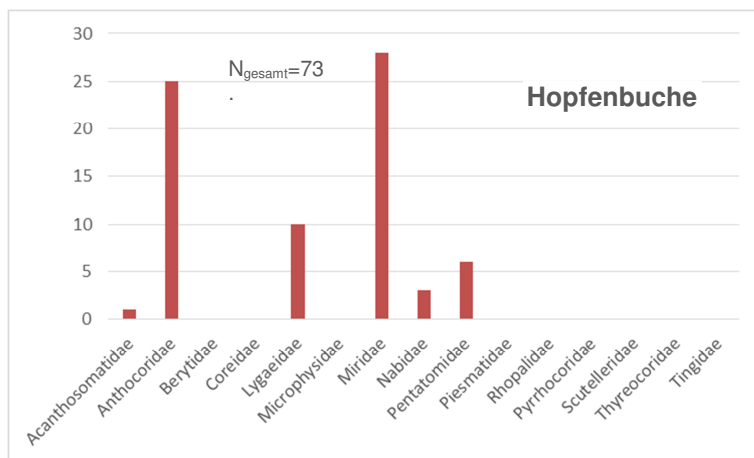
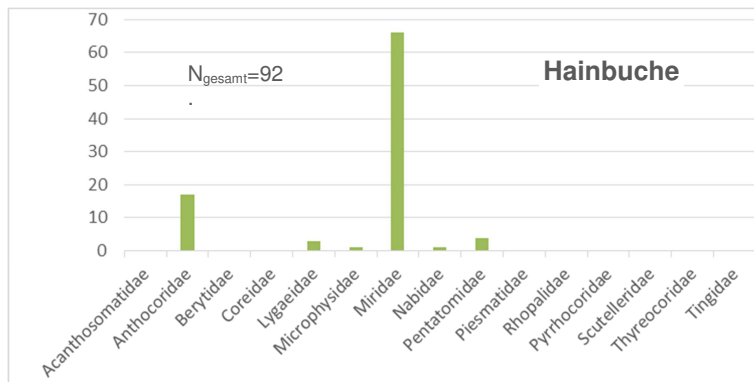
Tab. 3-4: Vergleich der Biodiversität der Zikaden auf Schwesternbaumarten (Shannon -Diversity t-Test)

	β	p
<i>Carpinus betulus</i> FF	-2,48	p=0,01
<i>Ostrya carpinifolia</i>		
<i>Fraxinus excelsior</i> WG	3,8	p<0,01
<i>Fraxinus ornus</i>		
<i>Tilia cordata</i> Greensp.	-3,6	p<0,01
<i>Tilia tomentosa</i> Brabant		

3.4.2.2 Heteroptera (Wanzen)

Insgesamt wurden in den Baumkronen Vertreter von 15 verschiedenen Wanzenfamilien mit insgesamt 825 Individuen gefangen (nach vorläufiger und noch nicht abgeschlossener Determination). Auf den heimischen und nah verwandten gebietsfremden Baumarten kamen entweder Vertreter der gleichen oder nur geringfügig verschiedener Wanzenfamilien vor (Abb.3-11). Beim Vergleich der Baumartenpaare waren signifikant mehr Individuen auf heimischen Baumarten als auf gebietsfremden zu finden (Mediantest, $p<0,01$). Dies ist auf die hohe Abundanz der Weichwanzen (Miridae) zurückzuführen, die 62,8% von 617 Wanzenindividuen auf heimischen und 47,5% von 208 Individuen auf gebietsfremden Baumarten ausmachten. Den höchsten Miridenanteil stellte mit 78% von 305 *F. excelsior*, den geringsten mit 38,3% von 73 *O. carpinifolia*. Weichwanzen sind fast ausschließlich phytophag und ernähren sich von

Pflanzensäften, wobei sie meist monophag (auf eine bestimmte Pflanzenart angewiesen) oder oligophag sind (und eine eingeschränkte Zahl an Pflanzenarten nutzen).



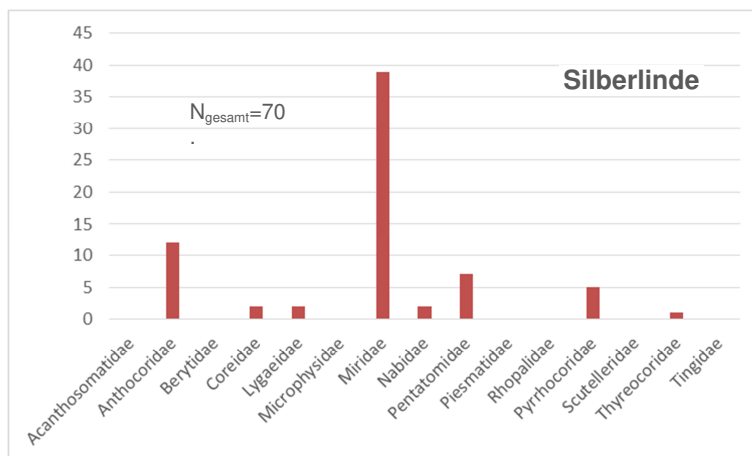
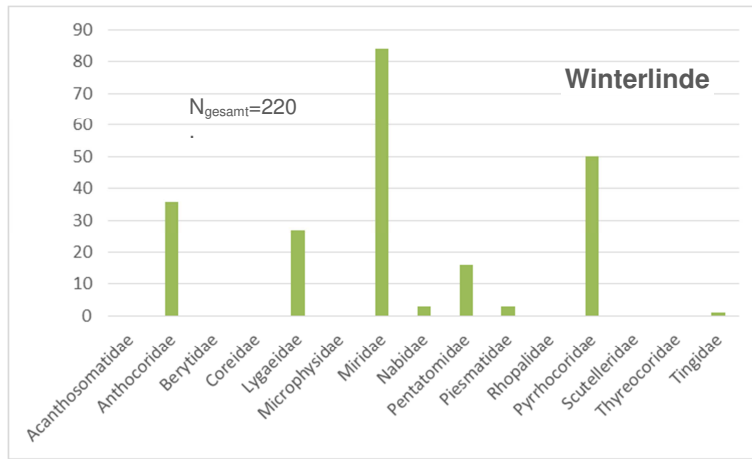


Abb. 3-11: Zahl der Wanzen-Individuen (Familienniveau), die auf den Versuchsbaumarten (grün: heimisch; rot: gebietsfremd) gefangen wurden.

3.4.2.3 Stenorrhyncha (Pflanzenläuse)

Insgesamt wurden 2867 Pflanzenläuse gefangen, darunter 2807 Blattläuse (Aphidina) und 59 Blattflöhe (Psyllina).

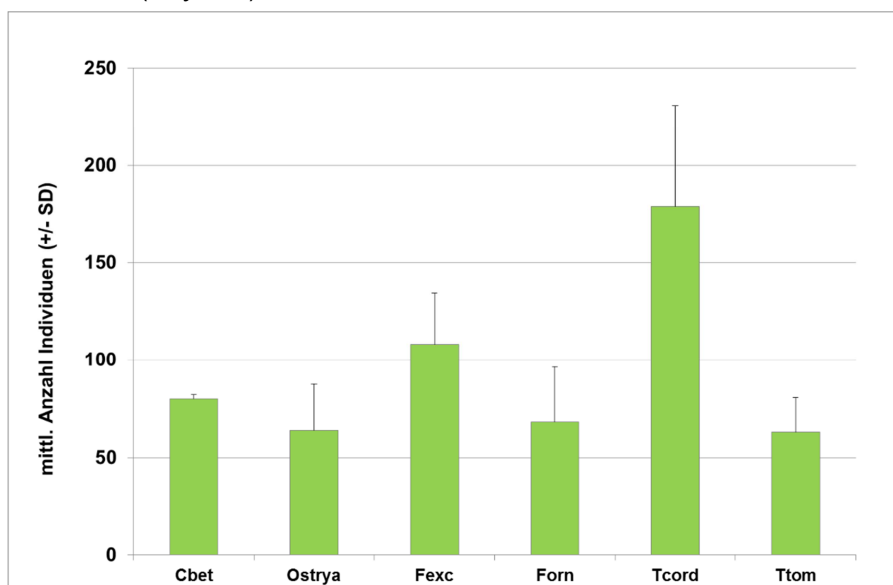


Abb. 3-12: Anzahl gefangener Blattläuse auf den sechs Versuchsbaumarten, ANOVA $p < 0,001$. Abkürz. s. Abb.3-9

Den stärksten Blattlausbefall zeigten Winterlinden (*T. cordata*), hochsignifikant mehr als bei allen anderen Baumarten (ANOVA, $p < 0,001$, Abb.3-12), gefolgt vom Befall auf der Gemeinen Esche (*F. excelsior*). Entsprechend treten auf diesen stark von Blattläusen besiedelten Bäumen mehr räuberische und parasitoide Antagonisten auf (s. 3.5).

3.4.3 Hymenoptera (Hautflügler)

Insgesamt wurden 3301 Hautflügler aus 42 Hymenopterenfamilien gefangen (Abb.3-13).

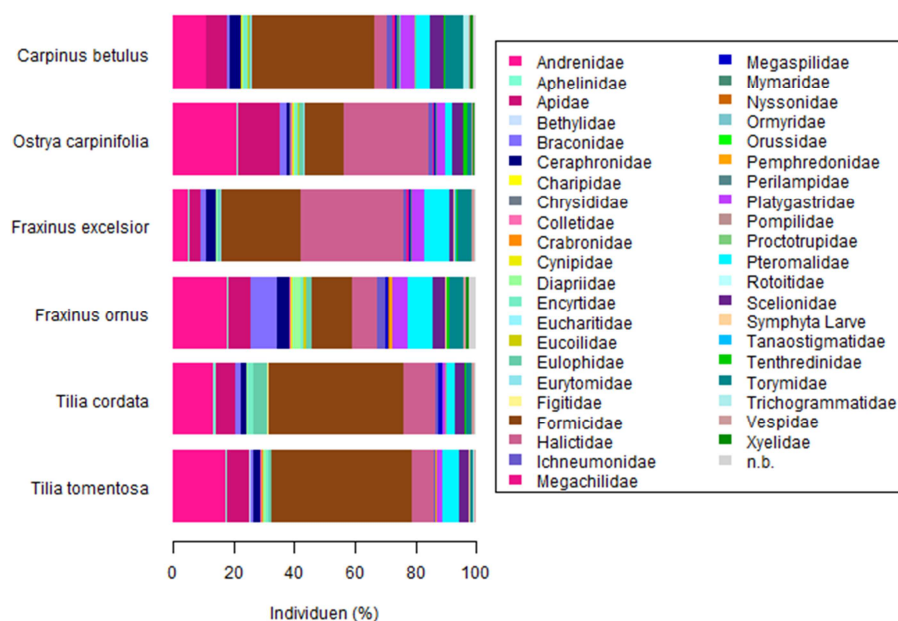


Abb. 3-13: Prozentuale Anteile der Hautflügler-Familien an der Gesamtabundanz (3301 Individuen) auf den Versuchsbaumarten (je 5 Replikate pro Baumart).

Die Artbestimmung erbrachte bei Wildbienen 57 Arten, ein Zehntel aller in Deutschland gelisteten Arten. Zu den Flugzeiten über die Vegetationsperiode und die Abundanzen siehe Anhang B.

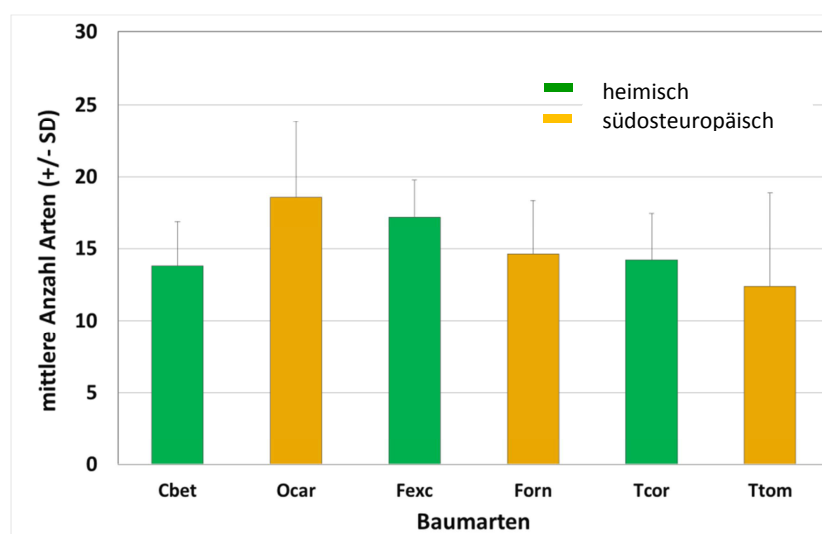


Abb. 3-14: Artenvielfalt der Wildbienen auf den einzelnen Baumarten. Kruskal Wallis ANOVA $p = 0,29$. Abkürzung der Baumarten s. Abb.3-9.

Beim Vergleich des Wildbienenenvorkommens auf heimischen und südosteuropäischen Bäumen ergaben sich keine signifikanten Unterschiede in der Artenvielfalt (Abb.3-14).

Anhand von Literaturdaten wurden die erfassten Wildbienenarten hinsichtlich ihrer Larven- und Adultnahrung und ihrer Brutbiologie klassifiziert. Demnach legen 90% von 52 Wildbienenarten Bodennester für ihre Brut an, die sie mit Pollen vielfältiger Pollenressourcen (polylektisch) versorgen (Abb. 3-15). Das heißt, sie sind durch ihre Lebensweise auf Pflanzstreifen unter den Bäumen angewiesen (Abb. 3-16).

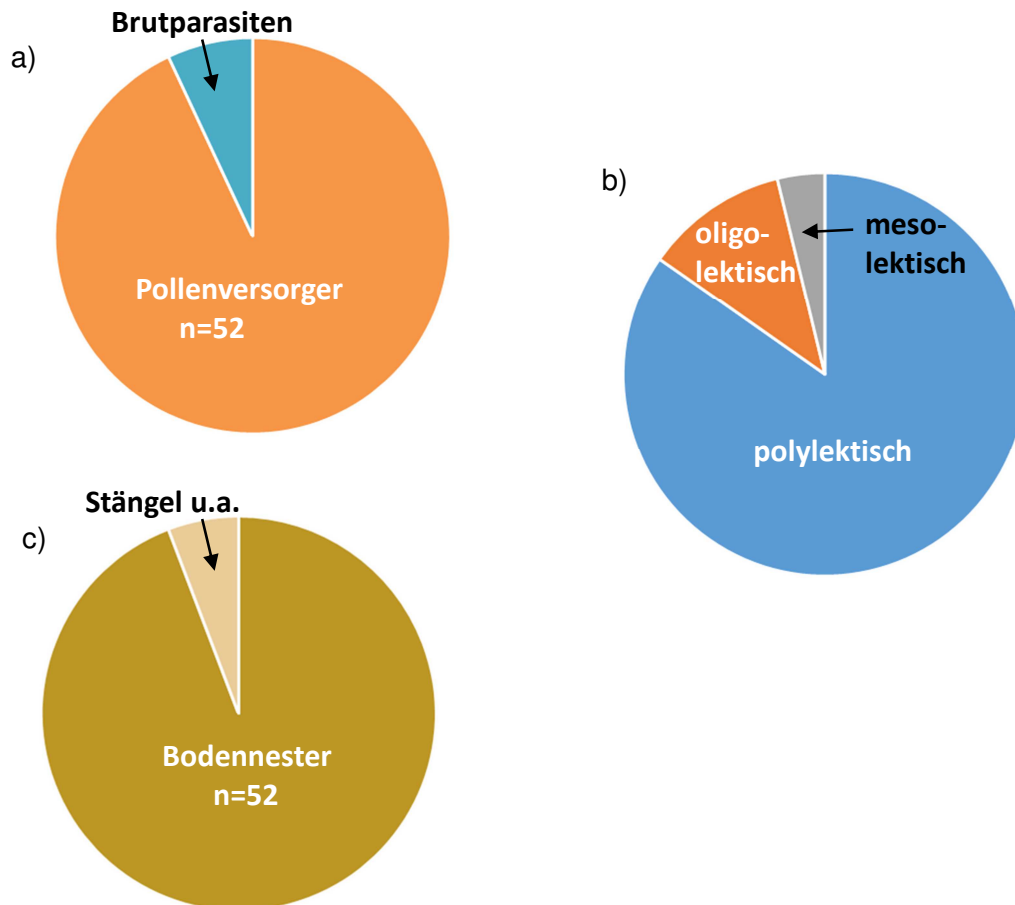
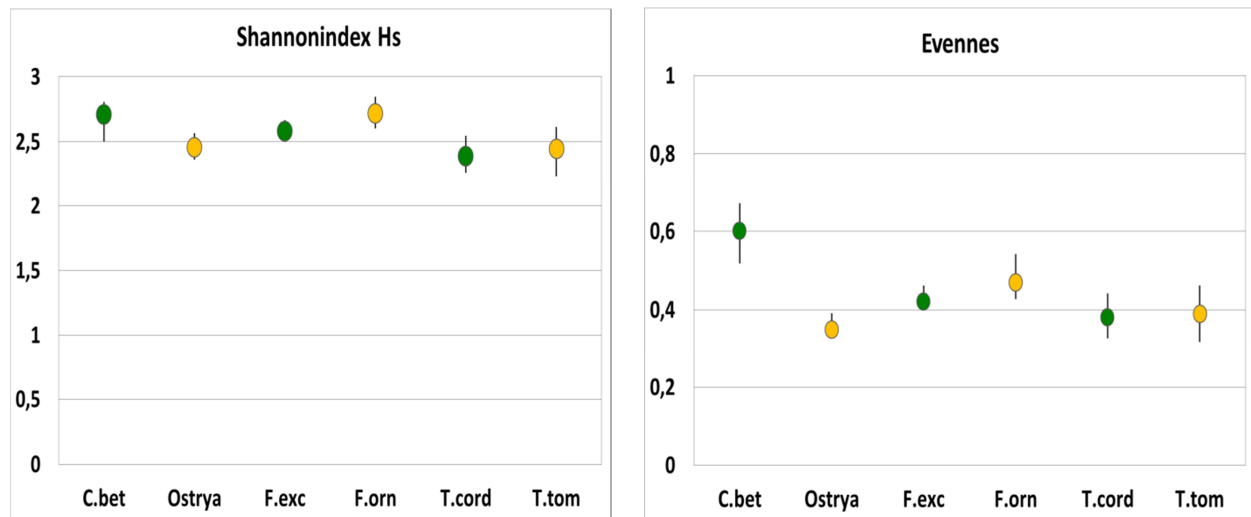


Abb. 3-15: Prozentuale Anteile von 52 Wildbienenarten bezüglich der a) Lebensweise, b) der Pollennutzung und c) des Nistsubstrats.



Abb. 3-16: Silberlinden auf Pflanzstreifen

Abb. 3-17: α -Diversität (links) und Evenness (rechts) der Hymenopterenfauna auf den einzelnen Baumarten.

Vergleicht man die Biodiversität der Hymenopterenfauna auf heimischen und südosteuropäischen Baumarten, so unterscheiden sich lediglich Hainbuche und Hopfenbuche signifikant voneinander ($p < 0,01$) (Abb.3-17, Tab.3-5).

Tab. 3-5: Vergleich der Biodiversität der Hymenoptera auf Schwesternbaumarten (Shannon β -Diversity t-Test)

	β	p
<i>Carpinus betulus</i> FF	0,24	<0,01
<i>Ostrya carpinifolia</i>		
<i>Fraxinus excelsior</i> WG	0,26	n.s.
<i>Fraxinus ornus</i>		
<i>Tilia cordata</i> Greensp.	0,28	n.s.
<i>Tilia tomentosa</i> Brabant		

3.4.4 Diptera (Zweiflügler)

Dipteren sind mit über 9000 Arten die größte einheimische Insektenordnung. Viele Arten können zu bestimmten Jahreszeiten in sehr großer Zahl auftreten, weshalb Fliegen und Mücken im Vergleich zu anderen Insekten auch in dieser Studie mit Abstand am zahlreichsten vertreten waren (siehe Abb. 3.1). Dem stehen Schwierigkeiten bei der Bestimmung von Dipteren gegenüber, für die es nur wenige Taxonomen gibt - und wenn, dann oft nur für ausgewählte Dipteren-Subtaxa. Im Rahmen dieser Vorstudie war aus diesen Gründen eine Bestimmung über die Ordnungsebene hinaus nicht möglich. Die mit Eklektoren gefangenen Dipteren wurden direkt gezählt. Dies war bei den oft dicht mit Dipteren besetzten Gelbtafeln nicht realisierbar, weshalb diese digitalisiert ausgewertet wurden (2.4.2).

3.4.4.1 Ergebnisse Gelbklebetafeln

Wenn man vom Zeitaufwand für das Erstellen der Digitalfotos absieht, führte die Auswertung der Gelbtafeln mit dem „Particle Analyzer“ zu schnellen Zhlergebnissen, die jedoch nicht mit der Zahl vorhandener Insekten pro Gelbtafel gleichgesetzt werden dürfen. Die Zähldaten sind

insofern fehlerbehaftet, als die Bilderkennungssoftware nur (optisch auflösbare und kontrastreiche) Objekte bestimmter Flächen- und Seitenverhältnisse erkennt und daher auch Verschmutzungen, Pflanzenteile, zerteilte Insekten registriert. Sehr kleine, zarte Insekten werden z.T. nicht erkannt, eine taxonomische Differenzierung ist gar nicht möglich. Um den Einfluss solcher das digitale Zählergebnis verfälschender Ursachen abschätzen zu können, wurden 70 Gelbtafeln (=16,8% von 416) verschiedener Insektdichte zusätzlich direkt nach der Zahl vorhandener Insekten ausgezählt. Die Abhängigkeit der digitalen von den manuellen Zählenden ergibt eine hohe lineare Korrelation von $r=0,64$, die Güte der Anpassung liegt bei 41% (Abb. 3-18). Anders als erwartet wird bei digitaler Auszählung die Anzahl der auf Gelbtafeln vorhandener Insekten eher unter- als überschätzt. Hierfür dürften v.a. die kontrastarmen Blattläuse (Aphidina) und die sehr kleinen, zarten Eizehr- oder Zwergwespen (Mymaridae) verantwortlich sein, die dem „Particle Analyzer“ entgingen, dem direkten Auszählen aber nicht.

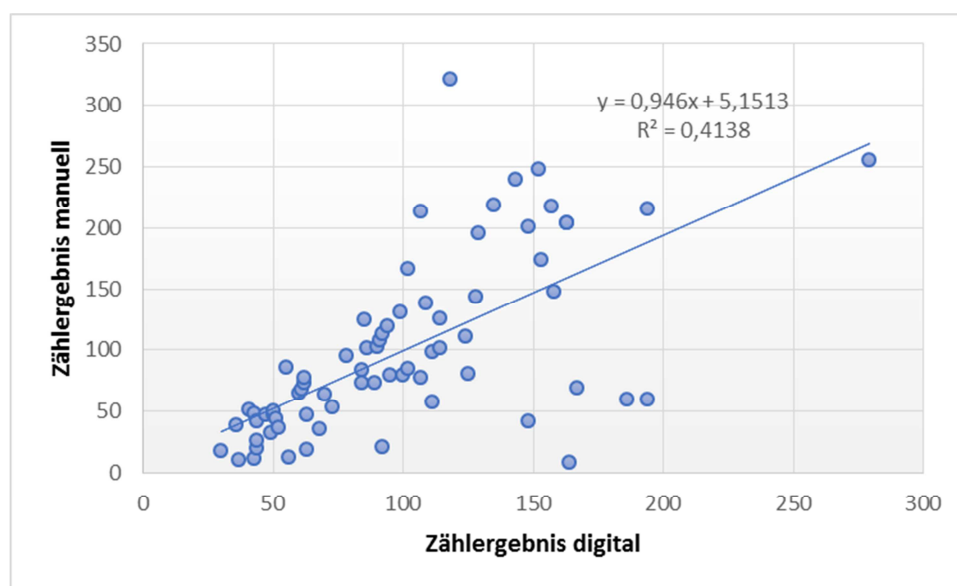


Abb. 3-18 Vergleich der Zählergebnisse bei digitaler (Bildanalyseprogramm) und manueller (optischer) Auszählung von 70 Gelbtafeln. Beim digitalen Ergebnis sind Objekte (Insekten sowie nicht-tierische Objekte), beim manuellen nur Insekten gezählt.

Insgesamt erbrachte die digitale Auszählmethode (ohne Fehlerkorrektur) eine Gesamtsumme von 70 150 Objekten auf 416 Gelbtafeln. Eine anteilige Zuordnung der Objekte zu den jeweiligen Versuchsbaumarten zeigt Abb. 3-19. Beim Vergleich der Baumschwesternpaare ist die Zahl der Objekte resp. Insekten auf den heimischen Baumarten hochsignifikant größer als auf den südosteuropäischen (Median-Paarvergleichstest, $p<0,01$), was den Ergebnissen der Eklektorproben entspricht (Abb. 3.2).

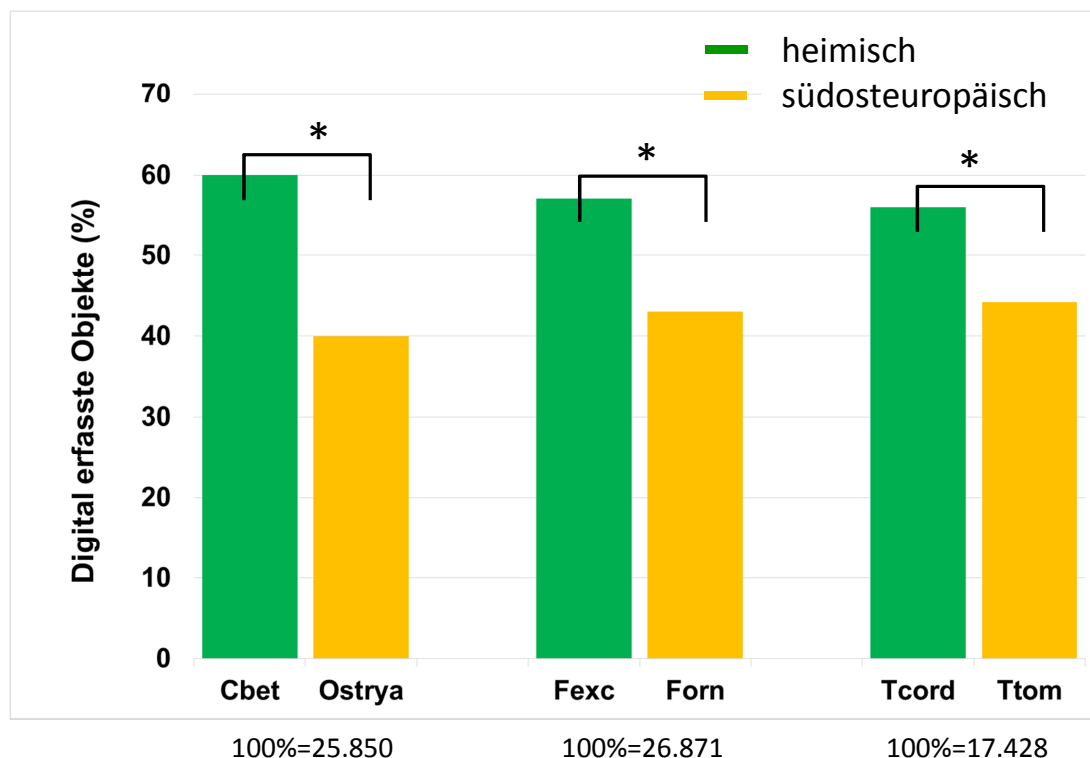


Abb. 3-19 Relative Zahl erfasster Objekte (digitale Auszählung) auf 416 Gelbtafeln beim Vergleich heimischer und gebietsfremder Stadtbaumarten. * $p < 0,01$ (Median-Paarvergleich); Abkürzungen der Baumarten s. Abb.3-9..

Eine direkte Artbestimmung von Gelbtafelinsekten ist nur sehr eingeschränkt möglich (verklebte Individuen u.a.). Eine Alternative wäre die genetische Methode des Metabarcoding, die bei 3.4.4.2 zum Einsatz kam.

3.4.4.2 Ergebnisse Metabarcoding

Wie unter 3.3 gezeigt, sind in der Vegetationsperiode 2017 die Abundanzmaxima am 16. Mai (Peak 1) und 5. September (Peak 4) durch die große Zahl an Dipteren bedingt. Da eine Artbestimmung aus genannten Gründen nicht möglich war, wurden den in Alkohol konservierten Eklektorproben aller sechs Baumarten vom 16.5. bzw. 5.9. insgesamt 15 der (nach Augenschein) häufigsten Dipteren entnommen. In frisches 75%iges Ethanol überführt, gingen die insgesamt 12 Mischproben mit einer spezifischen Kennung zum Metabarcoding an die AIM GmbH (Advanced Identification Methods) in der Zoologischen Staatssammlung München. Wegen des komplexen Hintergrunds dieser zunehmend genutzten genetischen Methode (siehe z.B. KELLER et al. 2016) sind im Folgenden nur einige Erkenntnisse aus dieser Analyse wiedergegeben.

Metabarcoding war mit bis auf eine vermutlich stark verunreinigte Probe bei allen Mischproben möglich. Die AIM-Ergebnisse fassen alle Ergebnisse mit einer Trefferwahrscheinlichkeit von $>97\%$ zusammen (darunter ist eine sichere Artzuweisung nicht mehr möglich). Mit knapp 90% aller Sequenzen (reads) konnte Dipteren-DNA nachgewiesen werden. Auf Basis der OTUs (Operational Taxonomic Units) wurden 187 Dipterenarten aus 41 Familien gelistet, was auf Grund des wenig diversen Probenmaterials die tatsächliche Diversität der Dipteren überschätzt.

Durch Kooperation von AIM mit PD Dr. Alexander Keller, dem Barcodingspezialisten am Biozentrum der Universität Würzburg, konnte dieser die qualitativ hochwertigen FASTQC-Rohdaten von AIM unter Verwendung der „Liste der Dipteren Bayerns“ (SCHACHT 2017) nochmals analysieren und so Arten unwahrscheinlichen Vorkommens ausschließen. Die Liste wahrscheinlicher Dipteren reduzierte sich dadurch auf 21 Arten aus 10 Familien, darunter allein Trauermücken (Sciaridae) mit sieben Arten der Gattung *Bradysia*. Dass Trauermückenimagines nichts fressen, sondern für die Paarung nur Flüssigkeit aufnehmen müssen, kann ihre Häufigkeit in Baumkronen erklären. Lebensraum der meist saprophagen Larven könnte auch wieder die Pflanzstreifen der Bäume sein.

3.4.5 Araneae (Spinnen)

Die insgesamt 1135 gefangenen und auswertbaren Spinnenindividuen konnten 33 Arten aus 11 Familien zugeordnet werden. 978 Spinnen (=86,1%) waren juvenil; 157 (=13,9%) waren subadult bzw. adult und konnten meist bis auf Gattungs- bzw. Artniveau bestimmt werden. Am häufigsten waren Laufspinnen (Philodromidae) der Gattung *Philodromus*, die mit insgesamt fünf Arten alle Bäume bewohnten. Die Spinnenzahlen auf heimischen bzw. gebietsfremden Bäumen zeigt Tab. 3-6.

Tab. 3-6: Mittlere (mediane) Anzahl der bei jeweils 14 Aufsammlungen auf sechs Baumarten (grün: je 5x heimisch, gelb: je 5x gebietsfremd) gefangenen Spinnenindividuen (alle Altersklassen).

	<i>Carpinus betulus</i>	<i>Ostrya carpinifolia</i>	<i>Fraxinus excelsior</i>	<i>Fraxinus ornus</i>	<i>Tilia cordifolia</i>	<i>Tilia tomentosa</i>
Spinnen (Mediane)	11	11	8	12,5	9	11,5
Min/Max	2/44	1/29	1/25	0/41	2/42	1/46

Auf allen Baumarten wurden demnach etwa gleich viele Spinnen gefangen. Die großen Differenzen zwischen minimalen und maximalen Fangzahlen sind auf das ungleiche Verhältnis der Altersklassen über die Vegetationsperiode zurückzuführen (siehe Abb.3-5f). Der Vergleich der heimischen mit der jeweils nah verwandten gebietsfremden Baumart ergibt keine signifikanten Häufigkeitsunterschiede ($p > 0,05$; Median-Paarvergleichstest).

3.5 Trophische Beziehungen und Gildenstrukturen

Die zahl- und artenreichen Arthropoden im Kronenraum der untersuchten Bäume stehen zumindest teilweise auch untereinander in vielfältiger Wechselwirkung. Die Räuber-Beute-Beziehung zwischen Marienkäfern (Coccinellidae) bzw. parasitoiden Wespen und Blattläusen (Aphidina) kann durch den Vergleich ihrer Abundanzen zumindest indirekt aufgezeigt werden; zusätzlich wurden in die Gilde der Blattlausnutzer auch Ameisen als Konsumenten des zuckerhaltigen Honigtaus der Blattläuse einbezogen.

Bei allen Baumarten sind Blattläuse als Pflanzensauger zahlreicher als die in der Nahrungskette folgenden Marienkäfer und Ameisen. Marienkäfer, vor allem auch ihre Larven, sind effiziente Blattlausräuber. *Tilia cordata* ‚Greenspire‘ zeigt mit Abstand den höchsten Blattlausbefall; hier sind auch die meisten Marienkäfer und Ameisen zu finden (s.a. Abb.3-20).

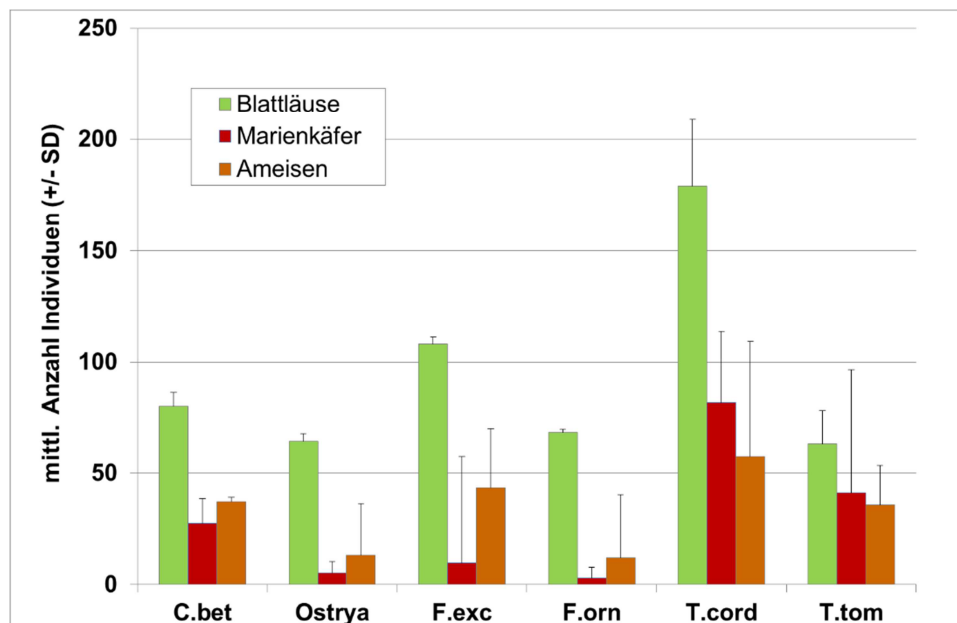


Abb. 3-20: Mittlere Anzahl von Blattläusen, Marienkäfern und Ameisen auf den verschiedenen Baumarten

Die Abundanzbeziehungen bei *Tilia tomentosa* ‚Brabant‘ zeigen ein ähnliches Bild auf deutlich niedrigerem Niveau. Dies ist der weißen, filzigen Blattunterseite dieser Baumart geschuldet, die Blattläusen nicht behagt.

Bei den beiden *Fraxinus*-Arten sind Marienkäfer trotz hohen Blattlausbefalls unterrepräsentiert. Allerdings finden sich hier anteilmäßig vermehrt räuberische Kurzflügelkäfer und Parasitoide (Abb.3-21), die adulte Blattläuse oder deren Eier parasitieren.

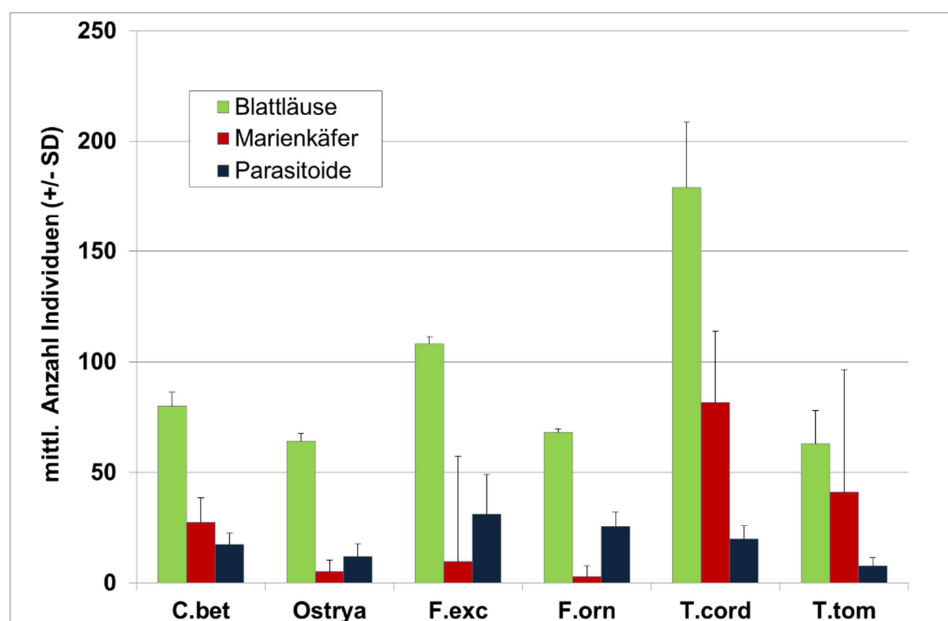


Abb. 3-21: Mittlere Anzahl von Blattläusen, Marienkäfern und Parasitoiden auf den verschiedenen Baumarten

Viele Netzflügler (Neuroptera) und ihre Larven sind eine weitere wichtige Gruppe von Blattlausräubern, z.B. die Florfliegen. Wegen ihrer geringen Zahl in allen Baumkronen dürften sie als Blattlauskontrahenten nur eine untergeordnete Rolle gespielt haben (Abb.3-22).

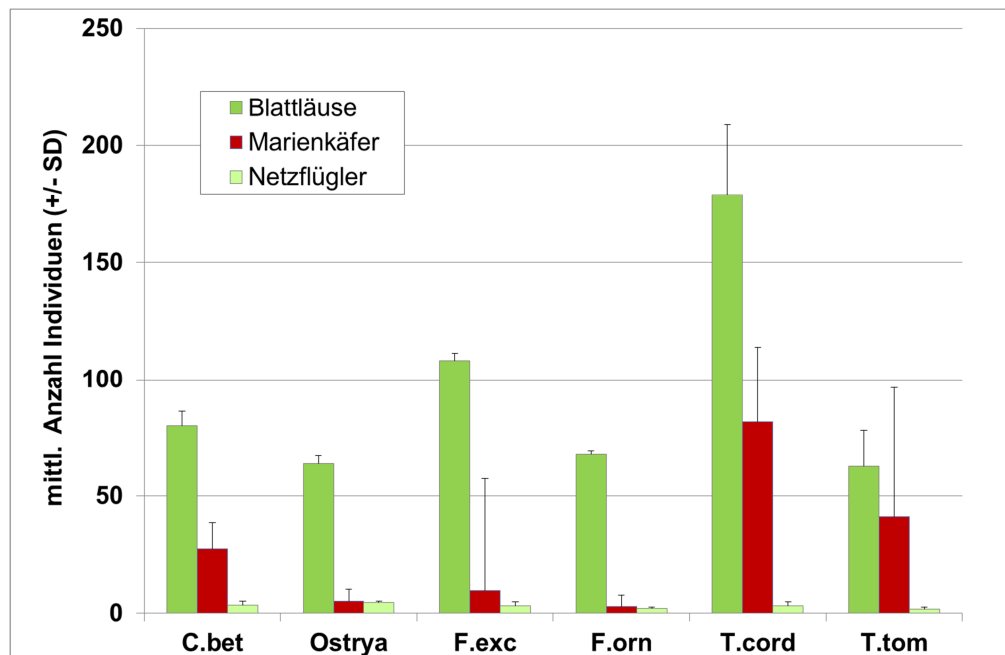


Abb. 3-22: Mittlere Anzahl von Blattläusen, Marienkäfern und Netzflüglern auf den verschiedenen Baumarten

3.6 Seltene Arthropoden im Kronenraum: Rote Liste-Arten und Erstnachweise

Bei den dominanten Arthropodentaxa, die bis zur Art bestimmt wurden, wurde eine nicht unerhebliche Anzahl Rote Liste-Arten (für Bayern und/oder Deutschland) identifiziert (Tab.3-7). Mit etwa einem Drittel der determinierten Arten war der Anteil dieser seltenen bzw. gefährdeten Arten bei Wanzen und Netzflüglern besonders hoch. Generell wurden seltene bzw. gefährdete Arten gleichermaßen auf heimischen wie auf südosteuropäischen Baumarten gefangen. Mit der Grabwespe *Alysson tricolor*, die ihre Brut mit Zikaden versorgt, wurde sogar ein Erstnachweis für Bayern erbracht (Publ. in Vorbereitung).

Tab. 3-7: Seltene Arten auf heimischen und südosteuropäischen Stadtbäumen; RLB= Rote Liste Bayern, RLD= Rote Liste Deutschland; * ohne Miridae und Anthocoridae, * * herbivore Käferarten (Chrysomelidae und Curculionidae)

Tiergruppe Taxonom		Determinierte Anzahl Arten	RLB/RLD bzw. gefährdet	% RL Arten	Anzahl auf heimischen Baumarten	Anzahl auf südosteurop. Baumarten	Erstnachweis
Neuroptera R. Albrecht	Netzflügler	6	2	33	1	2	
Orthoptera R. Albrecht	Heuschrecken	2					1, WÜ
Heteroptera C. Wegener	Wanzen *	34	12	35	9	7	
Auchenorrhyncha H. Nickel	Zikaden	58	10	17	6	7	
Coleoptera L. Schmidt	Käfer **	52	9	17	13	9	
Hymenoptera S. Hopfenmüller	Hautflügler	69	9	13	5	7	1, BY
Araneae H. - J. Beck	Spinnen	33	2	6	1	1	

4 Diskussion

4.1 Insekten im ländlichen und urbanen Raum

Insekten sind mit einer Million beschriebener Arten die artenreichste Gruppe aller vielzelligen Lebewesen (Abb.4-1). Sie dominieren in den Ökosystemen des Landes und der Süßgewässer und sind in Nahrungsketten und -netzen Primär- und Folgekonsumenten, die sich als Herbivore von Pflanzen ernähren bzw. als Räuber oder Parasitoide andere Tiere fressen. Neben ihrer Funktion als essentielle Stoff- und Energielieferanten für andere Lebewesen stellen Insekten zahlreiche sog. Ökosystemdienstleistungen bereit, z.B. als Zersetzer organischen Bestandesabfalls (als Destruenten) oder als Bestäuber von Wild- und Nutzpflanzen (als Pollinatoren).

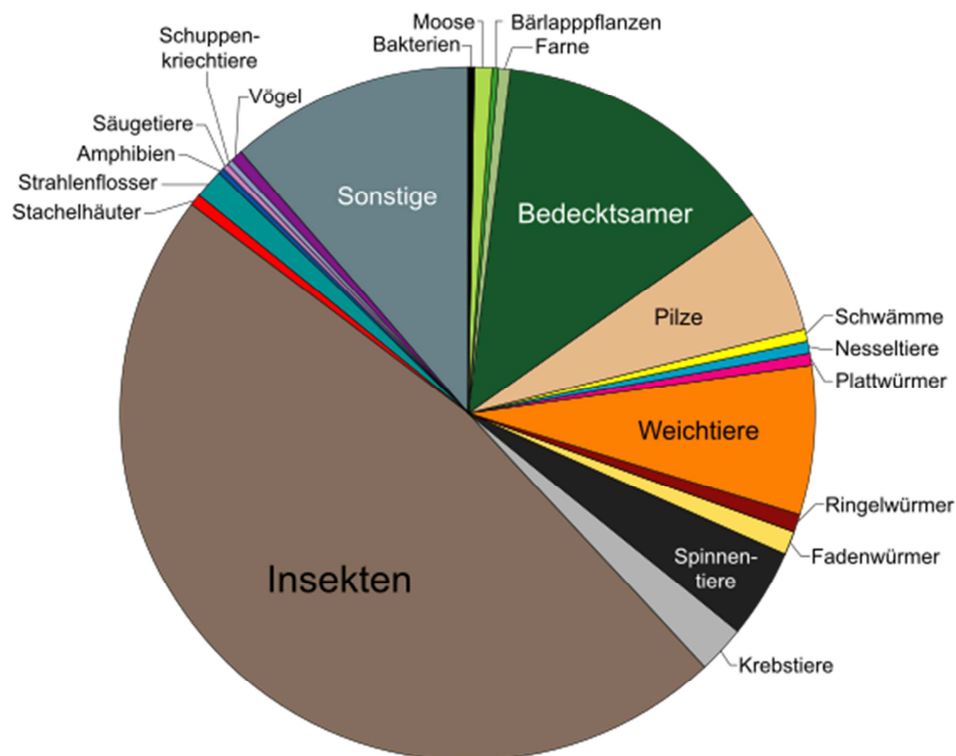


Abb.4-1: Der Anteil von Organismengruppen am globalen Artenreichtum (Grafik: Wikipedia)

Trotz ihrer Artenfülle und ihrer global betrachtet enormen Biomasse macht sich auch bei Insekten ein zunehmend negativer Trend bemerkbar, für den auch der Mensch verantwortlich zeichnet. Es wird diskutiert, wegen unseres globalen Einflusses das „Anthropozän“ als geologische Zeitalter einzuführen (MONASTERSKY 2015). Neben dem Klimawandel sind es vor allem Habitatzerstörung, Umweltverschmutzung und Pestizid-Einsatz (POTTS et al. 2010), wodurch die aktuellen Aussterberaten von Pflanzen- und Tierarten im Vergleich zu natürlichem Hintergrundausterben um den Faktor 100 bis 1000 beschleunigt sind und das größte Massenaussterben seit 66 Millionen Jahren bewirken (DEVOS et al. 2014). Auch in Deutschland ist bei 45% der Rote Liste-Arten über die letzten 50 bis 150 Jahre ein rückläufiger Trend zu beobachten (BfN 2018). Nach einer als „Krefeld-Studie“ bekannt gewordenen Publikation von HALLMANN et al. (2017), bei über 23 Jahre lang an 63 Standorten mit Schutzstatus Insektenmonitoring betrieben wurde, ging die

Biomasse von Insekten in der freien Landschaft teilweise um bis zu 75% zurück. Obwohl in dieser Studie nicht untersucht, können hierfür auch Insektizide wie Neonicotinoide und Glyphosat aus angrenzenden Bereichen verantwortlich sein, die u.a. das Immunsystem von Bienen beeinträchtigen und sie dadurch krankheitsanfälliger machen (MASON et al. 2013, MOTTA et al. 2018). Noch viel empfindlicher als Honigbienen reagieren Solitärbiene oder die kleinen Staaten der Hummeln auf Neonicotinoide (RUNDLÖF et al. 2015) und zeigen u.a. eine starke Reduktion bei der Produktion von Nachkommen (SANDROCK et al. 2013). Bei Eiparasitoiden setzt Imidacloprid das Partner- und Wirtsfindungsvermögen massiv herab; diese kleinen Wespen sind die effektivsten Gegenspieler von Schädlingen (TAPPERT et al. 2017).

Dem Insektenrückgang im ländlichen Raum stehen Studien gegenüber, die urbane Lebensräume als Insektenrefugien erkennen lassen, mit vergleichbarer (SATTLER et al. 2011) oder höherer Artenvielfalt als im Umland (BALDOCK et al. 2015, HALL et al. 2017). Ein Grund dafür könnte sein, dass in Städten keine Pestizide eingesetzt werden dürfen.

4.2 Abundanzen der Baumkronenfauna im Vergleich

Die vorliegende Untersuchung in Würzburg zur Arthropodenvielfalt in den Kronen von heimischen und verwandten gebietsfremden Stadtbaumarten ist die erste ihrer Art und überrascht durch ihre hohe Anzahl an Individuen und Arten, die auf allen Versuchsbaumarten gefunden wurden. Dabei handelt es sich bei den Versuchsbäumen um Jungbäume, die sich erst im achten Standjahr befanden.

Die Abundanzentwicklung der Arthropoden während der Vegetationsperiode folgte bei allen Baumarten dem gleichen Muster, was Ortseffekte bei der Interpretation der Fangdaten weitgehend ausschließt. Auf den heimischen Baumarten wurden mit allen verwendeten Fangmethoden deutlich mehr Insekten gefangen als auf den nahverwandten südosteuropäischen Arten. Zu einem entsprechenden Ergebnis kommen PROCHES et al. (2008) beim Vergleich heimischer und gebietsfremder Waldbäume. Da sich dies aber nicht in den Artenspektren niederschlägt, kann eine Bevorzugung heimischer Baumarten durch abundante phytophage Spezialisten weitgehend ausgeschlossen werden. Hierfür kommen v.a. Blattkauer und Blattsauger in Betracht, die unbekannte Nahrungsquellen meiden, in der Untersuchung aber nicht in den Vordergrund treten. Anstelle biotischer Gründe für diese quantitativen Unterschiede könnten Rindenstrukturen oder abiotische Faktoren wie das Mikroklima im Kronenraum der südosteuropäischen Bäume etc. verantwortlich sein. Die Abundanzen werden stark durch die dominante Insektengruppe der Dipteren geprägt und gelten nicht für alle Tiergruppen oder Baumartenpaare: während bei den heimischen Eschen fast alle Insektengruppen individuenreicher als bei der Blumenesche sind, bestehen bei Hainbuche und Hopfenbuche so gut wie keine Unterschiede – nur die Gruppe der Fliegen und Mücken ist stärker vertreten. Bei den Linden ergeben sich nur bei den Pflanzensaugern und Käfern signifikante Unterschiede, was auf den starken Blattlausbefall der Winterlinden und die entsprechend stärker vertretenen antagonistischen Marienkäfern zurückzuführen ist (3.5).

4.3 α - und β -Diversität in den Baumkronen

Neben hohen Abundanzen wurden in den noch recht jungen Versuchsbäumen auch erstaunlich hohe Familien- und Artenzahlen in den einzelnen Taxa mit z.B. über 40 Käfer- und Zweiflüglerfamilien gefunden. Betrachtet man die α -Diversität der Insekten anhand der Artenzahlen auf den verschiedenen Baumarten, so zeigt sich bei den untersuchten dominanten Taxa, dass sie sich auf den südosteuropäischen Arten nicht von ihren verwandten heimischen Baumarten unterscheiden. Berücksichtigt man zusätzlich die Individuenzahlen und die Ausgewogenheit der Verteilung der Individuen auf die einzelnen Arten anhand des Shannon-Index, so ergeben sich vor allem bei den Hymenopteren relativ hohe Werte zwischen 2 und 3. Bei Biozönosen werden selten Werte über 3,5 gefunden (MÜHLENBERG 1993). Vergleicht man nun die Biodiversität der Schwesternarten anhand der β -Diversität, so ergibt sich kein eindeutiges Bild: bei den Zikaden findet man mit Ausnahme der Eschen eine höhere Biodiversität auf den südosteuropäischen Arten, während bei den Hymenopteren nur ein signifikanter Unterschied zwischen den Schwesternarten, nämlich der Hain- und Hopfenbuche zugunsten der heimischen Art besteht. Das zeigt, wie wichtig eine differenzierte Betrachtung einzelner Insektengruppen und eine umfassende Untersuchung möglichst aller Insekten-Ordnungen bei der Beurteilung der Biodiversität von Insekten ist.

4.4 Baumkrone + Pflanzstreifen = Lebensraum Stadtbaum

In den Baumkronen der Versuchsbäume wurden 57 Arten Wildbienen (ein Zehntel (!) aller Wildbienenarten Deutschlands) nachgewiesen, ebenso viele wie in Stadtbäumen Berlins (HAUSMANN et al. 2016). Warum suchen Wildbienen Bäume auf, die kaum Ressourcen bieten (2017 zeichnete sich durch äußerst geringes oder sogar fehlendes Blühangebot der Bäume aus)? Wir vermuten, dass der Kronenraum von Bäumen gerade im Stadtbereich eine mikroklimatische „Oase“ für Insekten darstellt, die dort Schatten bzw. Feuchtigkeit finden. Bei den meisten Wildbienenarten in unserer Untersuchung handelt es sich wie auch bei HALL et al. (2017) um Pollengeneralisten, die im offenen Boden ihre Nester anlegen. Zum Erhalt ihrer Biodiversität sind Wildbienen wie auch Grabwespen (wie die erstmals für Bayern nachgewiesene Grabwespe *Alysson tricolor*) am urbanen Standort deshalb auf geeignete Bodenflächen unter den Bäumen angewiesen. Dies gilt auch für einen beträchtlichen Anteil der Zikaden, sog. Stratenwechsler (3.4.2.1) und verschiedene Wanzenarten, die von der Krautschicht in den Baum wandern, oder für Käfer wie die Cryptophagiden (Schimmelkäfer, 3.4.1), deren Larven Substratfresser sind. Auch die Larven der zahlreichen Trauermücken (*Bradysia* spp., 3.4.4) sind saprophage Bodenbewohner. Für die Imagines, die keine Nahrung mehr aufnehmen, aber für eine erfolgreiche Fortpflanzung Feuchtigkeit benötigen, sind Baumkronen das entsprechend wichtige Habitat. Biodiversitätsbetrachtungen müssen daher die Biologie aller Entwicklungsstadien berücksichtigen. Für all die genannten Insekten sind Pflanzstreifen unter Bäumen ein lebensnotwendiges Teilhabitat ihres Lebenszyklus und stellen deshalb aus Sicht des Artenschutzes wertvolle Lebensräume dar. Entsprechend plädieren auch BANANSZAK-CIBICKA & ZMIHORSKI (2012) für die Bereitstellung eines breiten Habitatangebots zum Schutz innerstädtischer Wildbienenarten.

4.5 Nicht-heimische Baumarten, eine Gefahr?

Als Argument gegen das Pflanzen nicht-heimischer Baumarten wird immer wieder vor der Gefahr einer Einschleppung von Schädlingen und deren potenzieller Invasivität gewarnt. Dem liegt oft das Missverständnis zu Grunde, dass diese Bäume direkt aus ihrem z.B. südosteuropäischen Verbreitungsgebiet zu uns kommen und sofort eingesetzt werden. Ganz im Gegenteil stammen diese Arten bzw. Sorten aus hiesigen Baumschulen. „Mitgebrachte Schädlinge“ sind somit auszuschließen (dass Schädlinge aber v.a. auch im Zuge von Klimaveränderungen nachwandern können, zeigt das Beispiel der Rosskastanie, eines einstigen Neophyten und der Rosskastanienminiermotte).

In unserer Untersuchung traten weder auf den heimischen noch auf den südosteuropäischen Baumarten Pflanzenschädlinge in Erscheinung, die Kalamitäten verursacht hätten. Entgegen unserer Erwartung spielten z.B. herbivore Blattkäfer (Chrysomelidae und Curculionidae) in den Nahrungsgilden der einzelnen Baumarten eine völlig untergeordnete Rolle (3.4.1), so dass es keinen auffälligen oder baumspezifischen Blattfraß gab. Dies ist möglicherweise auf die hohe und diverse Artenvielfalt der Baumkronengemeinschaften zurückzuführen wie eine umfangreiche Metaanalyse VON JACTEL & BROCKERHOFF (2007) zeigt. Ihre Auswertung von 119 Forststudien ergab, dass Mischwälder einer deutlich geringeren Herbivorenbelastung vor allem durch nicht-spezialisierte oligophage Insekten ausgesetzt sind als Monokulturwälder. Darüber hinaus hat sich eine Zusammensetzung von Mischwäldern mit Baumarten möglichst unterschiedlicher Taxa als besonders vorteilhaft erwiesen, da dies eine Massenentwicklung von phytophagen Spezialisten erschwert. Entsprechend dürften auch im Straßenbereich Mischpflanzungen aus heimischen und gebietsfremden Bäumen die Ausbreitung potenzieller Schädlinge erschweren und das Risiko von Massenentwicklungen reduzieren.

Zur Schädlingsdiskussion liefert unsere Studie belegbare Argumente, dass sowohl heimische als auch gebietsfremde südosteuropäische Stadtbäume Refugien und Nahrungsangebot für Räuber und Parasitoide stellen und essenziell für deren Entwicklung sind. Über die Vegetationsperiode entwickelten sich auf allen Baumarten im Frühjahr aus der Spinnen-Elterngeneration bis Mitte Oktober zunehmend viele Jungspinnen (Abb. 3.5f), bei denen es sich meist um Laufspinnen (Philodromidae) vor allem der Gattung *Philodromus* handeln dürfte (den häufigsten subadulten bzw. adulten Spinnen der Erhebung). Laufspinnen jagen frei meist auf oder unter der Rinde oder auf Ästen und Blättern von Bäumen. Ein weiteres Beispiel soll anhand der heimischen Esche (*F.excelisor*) dargestellt werden. Sie gilt im Forst als relativ artenarme heimische Art (SOUTHWOOD 1961), was sich in unserer Untersuchung nicht bestätigt hat. Neben einer hohen, mit den anderen Baumarten vergleichbaren Artenvielfalt beherbergte sie mit insgesamt 6000 Individuen die meisten Arthropoden aller Baumarten. Es überwogen Dipteren (vor allem Mücken), deren Zahl im Spätsommer anstieg; auch Blattläuse waren auf den Eschen (nach Winterlinden) besonders zahlreich. Den Blattläusen folgten räuberische Marien- und Kurzflügelkäfer sowie parasitoide Wespen (3.5).

Es ist davon auszugehen, dass die genannten Räuber effektive Kontrolleure ihrer Insektenbeute sind und dazu beitragen, potenzielle Schädlinge sowohl auf heimischen wie gebietsfremden Stadtbäumen in Schach zu halten.

4.6 Stadtbäume als Elemente urbaner Ökosysteme

Bei der Interpretation der 2017 erhobenen Daten muss immer berücksichtigt werden, dass sich dieses Jahr durch ein generell geringes Blühangebot auszeichnete und die Linden z.B. kaum blühten (im Gegensatz zum Blütenreichtum 2016). Pollen, Nektar und Honigtau nutzende Insekten könnten 2017 somit unterrepräsentiert erfasst worden sein. Umso bemerkenswerter sind die hohen Individuen- und Artenzahlen vorliegender Studie, die zur Abschätzung der Varianz der Daten mindestens ein weiteres Mal repliziert werden müsste.

Auch die in Unterfranken in immer kürzeren Abständen auftretenden heißen und niederschlagsarmen Phasen während der Vegetationsperiode machen es wahrscheinlich, dass sich Lebensgemeinschaften in den Kronen von Stadtbäumen zu Gunsten thermo- und xerophiler Arten verändern und die Zahl an Neozoen zunehmen wird. Eine aktuelle Bewertung (C. Wegener, mdl. Mitt.) der in unserer Studie erfassten Wanzen belegt dies. Denn darunter befinden sich in oft großer Zahl wenigstens drei von in den letzten fünf bis 30 Jahren aus dem Mittelmeerraum eingewanderten Wanzenarten mit hohem Wärmebedarf sowie zwei weitere Arten, die als besonders xerophil einzustufen sind. Da dies nur ausnahmsweise baumbewohnende Wanzen sind, diskutiert Wegener (mdl. Mitt.), ob Bäume hier nicht vor allem als Schattenspende im sehr warmen und trockenen Stadtmilieu genutzt werden.

Je steiler der Gradient zwischen urbanem Klima und dem Mikroklima in Bäumen wird, umso größer wird dessen Bedeutung für das Überleben der Bewohner im Kronenbereich sein. Sie sind nicht verzichtbares „tierisches Beiwerk“, sondern sie erfüllen auch im Straßenbaum Ökosystemfunktionen wie Bestäubung oder biologische Schädlingsbekämpfung und/oder sind Nahrung für andere Tiere. Gerade unter diesem Aspekt müssen an dieser Stelle die Zweiflügler (Diptera) erwähnt werden, Fliegen und Mücken (3.4.4.2), die essenzielles „Vogelfutter“ während der Brutzeit sind! Hier wie auch in der „Krefeld-Studie“ (HALLMANN et al. 2017) dominieren Dipteren alle Proben (auch die der Gelbtafeln) in ihrer Häufigkeit und Biomasse, auch hinsichtlich ihrer (hier nicht belegbaren) Artenzahl dürften sie eine Hauptkomponente dieser Baumkronen-Gemeinschaften sein. Metabarcoding wäre gerade bei Dipteren eine Methode, zeitraubende und teure Einzelbestimmungsarbeit gegen recht schnell erhältliche Artenlisten einzutauschen. Diese sind für die differenzierte Interpretation ökologischer Erhebungen unerlässlich.

Vergleicht man die Arthropodenvielfalt in den Kronen südosteuropäischer und verwandter heimischer Baumarten, zeigen die bisherigen Auswertungen auf höherer taxonomischer Ebene keine Unterschiede; gleiches ergibt sich bei Betrachtung einzelner Insektenordnungen. Bezieht man alle bisher identifizierten Insektenarten mit ein, werden die Zusammenhänge sehr komplex. Ordinationsverfahren wie die NMDS (nicht-metrische multidimensionale Skalierung) helfen, vieldimensionale Räume mit geeigneten Verfahren zu reduzieren und in ein zweidimensionales Koordinatensystem zu projizieren.

Abb. 4-2 zeigt das Ergebnis einer NMDS zu den Insektengemeinschaften in südosteuropäischen und verwandten heimischen Baumarten, in die insgesamt 200 Insektenarten folgender Taxa eingingen: Zikaden (Auchenorrhyncha), Wanzen (Heteroptera), Blattkäfer (Chrysomelidae),

Rüsselkäfer (Curculionidae) und Bienen (Apidae). Die Verteilung im Achsenraum zeigt trotz der isolierten Lage der Eschen-Gemeinschaft hohe Übereinstimmungen der Muster. Beim Vergleich der Baumartenpaare unterscheiden sich die Insektengemeinschaften nicht signifikant (Paarvergleichstest: $p=0,10-0,66$, n.s.).

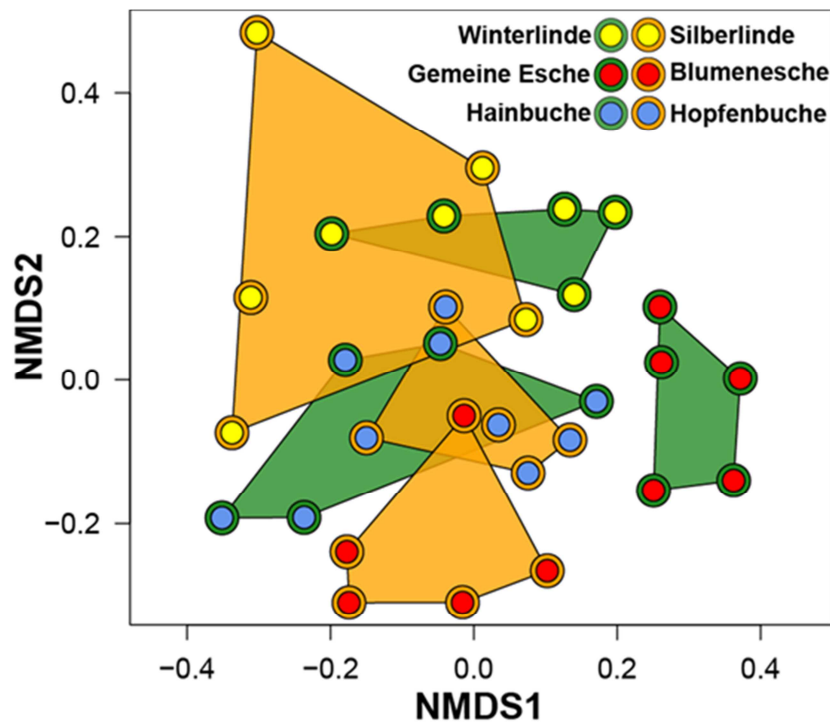


Abb. 4-2: NMDS-Ordinationsanalyse bildet komplexe Zusammenhänge im 2-dimensionalen Raum ab. Berücksichtigte Arten ($n=200$) s. Abb.4-3.

Ordnet man die Insektenarten entsprechend ihres Auftretens nur den heimischen, nur den südosteuropäischen oder beiden Baumartengruppen zu, so zeigt sich, dass die überwiegende Anzahl zur Kronenfauna beider Baumartengruppen gehört (43%), ein Drittel nur auf heimischen Bäumen vorkam und ein Viertel ausschließlich auf den südosteuropäischen Stadtklimabaumarten zu finden war (Abb.4-3).

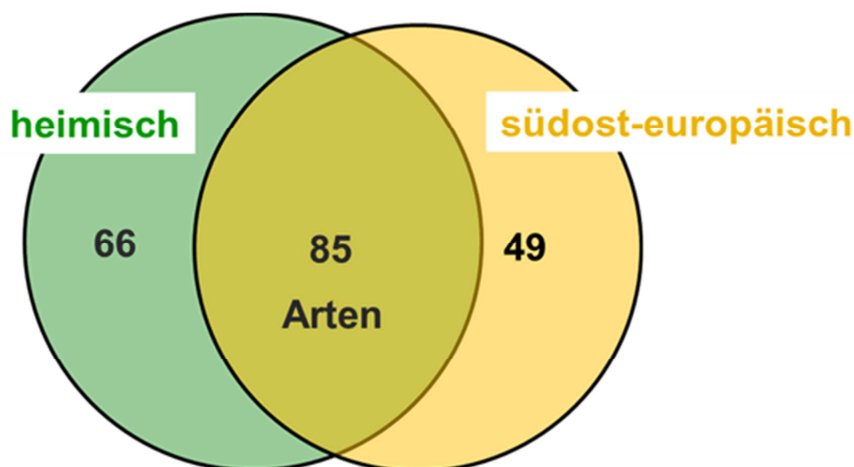


Abb. 4-3: Auftreten der Arten dominanter Taxa* auf heimischen, südosteuropäischen oder beiden Baumartengruppen (* Auchenorrhyncha, Heteroptera, Chrysomelidae, Curculionidae, Apidae)

BUCHHOLZ et al. (2015) haben in einem Berliner Stadtwald eine vergleichende Untersuchung bodenlebender Arthropoden einer heimischen und einer gebietsfremden Baumart (Birke vs. Robinie) durchgeführt. Sie stellten ebenfalls fest, dass sich die beiden Baumarten hinsichtlich der bis zur Art bestimmten Gruppen der Laufkäfer und Spinnen nicht in ihrer Artenvielfalt unterschieden, die Laufkäfer aber eine signifikant andere Artenzusammensetzung zeigten, so dass auch hier eine größere Artenvielfalt unter gemischten Baumbeständen zu finden ist.

Urbane Biodiversität profitiert somit von gemischten Alleen, im Übrigen eine der wichtigsten Maßnahmen, um der Ausbreitung von immer häufigeren neuen Pflanzenkrankheiten und Schädlingen entgegenzuwirken. Auch die südosteuropäischen Baumarten unserer Studie übernehmen dabei eine wesentliche Schutzfunktion und tragen wie ihre nah verwandten heimischen Schwesternarten zur urbanen Artenvielfalt bei. Neben der einem breiteren Spektrum an der Baumarten spielt für die Arthropodenvielfalt die Anlage eines durchgehenden Pflanzstreifens unter den Bäumen (statt einzelner kleiner Baumgruben) eine ganz wesentliche Rolle, so dass die mit Abstand größte Artenvielfalt an der Straße mit gemischten Baumalleen auf Pflanzstreifen erreicht wird.

5 Literaturverzeichnis (im Bericht erwähnte Quellen)

Baldock, K. C. R., Goddard M. A., Hicks, D. M. et al. (2015): Where is the UK's pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower visiting insects. *Proc. R. Soc. B* 282: 20142849.

<http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2014.2849>

Bananszak-Cibicka, W., Zmihorski, M. (2012): Wild bees along an urban gradient: winners and losers. *J. Insect. Conserv.* 16: 331-343.

Böll, S. (2017): 7 Jahre „Stadtgrün 2021“ – Einfluss des regionalen Klimas auf das Baumwachstum an drei bayerischen Standorten. *Jahrbuch der Baumpflege* 2017: 91-114.

Bogacheva, I.A. (2014): Communities of phyllophagous insects in young birch greeneries of northern cities. *Russian Journal of Ecology* 45 (6): 467-472.

Bundesamt für Naturschutz (2018): Insektenrückgang: Daten und Fakten.

<https://www.bfn.de/themen/insektenrueckgang.html>

Buchholz, S., H. Tietze, I. Kowarik, and J. Schirmel (2015): Effects of a Major Tree Invader on Urban Woodland Arthropods. *Plos One* 10:1-15.

Dale, A.G., Frank, S.D. (2014): Urban warming trumps natural enemy regulation of herbivorous pests. *Ecological Application*, 24 (7): 1596-1607.

De Vos, J.M., Joppa, L.N., Gittlemann, J.L., Stephens, P.R., Pimm, S.L. (2014): Estimating the normal background rate of species extinction. *Conserv. Biol.* 29 (2), 452-462.

Fontana, S., T. Sattler, F. Bontadina, and M. Moretti. (2011): How to manage urban green to improve bird diversity and community structure. *Landscape and Urban Planning* 101:278-285.

Gloor, S. (2012): Biodiversität und Ökosystemleistungen von Stadtbäumen. Auftraggeber Grün Stadt Zürich, 28 S.

Gloor, S. (2014): Der ökologische Wert von Stadtbäumen bezüglich ihrer Bedeutung für die Biodiversität. Auftraggeber Grün Stadt Zürich, 28 S.

Goßner, M., A. Gruppe, and U. Simon. (2005): Aphidophagous insect communities in tree crowns of the neophyte Doug-las-fir [*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco] and Norway spruce (*Picea abies* L.). *Journal of Applied Entomology* 129:81-88.

Hall, D. M., Camilo, G. R., Tonietto, R. K. et al. (2017): The city as refuge for insect pollinators. *Conserv. Biol.* 31: 24-29.

Hallmann, C.A, Sorg, M., Jongejans, E. et al. (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PlosOne* . DOI: [org/10.1371/journal.pone.0185809](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809)

IUCN (2019): The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2019-1. URL <<https://www.iucnredlist.org>> [letzter Aufruf 21.04.2019]

Jactel, H., Brockerhoff, E. G. (2007): Tree diversity reduces herbivory by forest insects. *Ecology Letters* 10: 835-848.

Jäckel, B., Schreiner, M. & Feilhaber, I. (2016): Pflanzenfressende Organismen und deren Gegenspieler an ausgewählten stadtklimatoleranten Baumarten. *Jahrbuch der Baumpflege* 2016: 254-262.

- Keller, A., Grimmer, G., Sickel, W. et al. (2016): DNA-Metabarcoding – ein neuer Blick auf organismische Diversität. *bioSpektrum*: 147-150. DOI: 10.1007/s12268-016-0669-0
- Mason, R., Tennekes, H., Sánchez-Bayo, F., Jepsen, P.U. (2013): Immune suppression by neonicotinoid insecticides at the root of global wildlife declines. *J. Environ. Immunology and Toxicology* 1: 3-12.
- Monastersky, R. (2015): The human age. *Nature* 159: 144-147.
- Meineke, E.K., Dunn, R.R., Sexton, J.O., Frank, S.D. (2013): Urban warming drives insect pest abundance on street trees. *Plos One* 8 (3): e59687.
- Motta, E. V. S., Raymann, K., Moran, N. A. (2018): Glyphosate perturbs the gut microbiota of honey bees. *PNAS* 115: 10305-10310.
- Mühlenberg, M. 1993. *Freilandökologie*, 3.Auflage, Quelle & Meyer.
- Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C. et al. (2010): Global pollinator declines: trend, impacts and drivers. *TREE* 25: 345-353.
- Rundlöf, M., Andersson, G. K. S., Bommarco, R. et al. (2015): Seed coating with a neonicotinoid insecticide negatively affects wild bees. *Nature* 521:77–80.
- Sandrock, C. Tanadini, L.G., Pettis, J. S. et al. (2013): Sublethal neonicotinoid insecticide exposure reduces solitary bee reproductive success. *Agricultural and Forest Entomology* 16: 119-128.
- Sattler, T., Obrist, M. K., Duelli, P., Moretti, M. (2011): Urban arthropod communities: added value or just a blend of surrounding biodiversity? *Landscape Urban Plan.* 103(3):347-361.
- Southwood, T. R. E. (1961): The number of species of insects associated with various trees. *Journal of Animal Ecology* 30:1-8.
- Tappert, L., Pokorny, T., Hofferberth, J., Ruther, J. (2017): Sublethal doses of imidacloprid disrupt sexual communication and host finding in a parasitoid wasp. *Scientific Reports* 7:42756 DOI:10.1038/srep42756

Danksagung

Zum erfolgreichen Abschluss dieses Projekts haben viele Personen und Einrichtungen beigetragen, bei denen sich die Teilprojektleiter Dr. Böll (TP5-1) und Dr. Mahsberg (TP5-2) herzlich bedanken - allen voran bei M. Sc. Rosa Albrecht für die Durchführung der Freilandarbeiten und die Bereitstellung von Daten ihrer Masterarbeit. Für die Finanzierung von TP5 danken wir dem Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz (BStMUV), namentlich Frau Prof. Dr. Tanja Gschlößl und Herrn Dr. Helmut Theiler.

Unser Dank geht an das Zentrum für Stadtnatur und Klimaanpassung (ZSK) an der TU München mit den Herren Prof. Dr. Stephan Pauleit, Prof. Dr. Werner Lang, PD Dr. Thomas Rötzer sowie an die Koordinatorinnen Dr. Astrid Reischl und M.Sc. Emily Rall.

Norbert Schneider (Biozentrums-Werkstatt) baute die Eklektoren, Michaela Jäger (Zool. III) verwaltete TP5-2.

Folgende Hilfskräfte erledigten Sortier- und Bestimmungsarbeiten: M.Sc. Bastian Häfner, M. Sc. Jonathan Heinze und Christian Staib; M. Sc. Leo Hock (Programmierung 'Particle Analyzer').

PD Dr. Marcell Peters führte NMDS-Analysen aus.

Folgende externe Taxonomen determinierten Arten: Dipl.-Biol. Hans-Jürgen Beck (Spinnen), Dr. Herbert Nickel (Zikaden), M. Sc. Sebastian Hopfenmüller (Bienen und Wespen), Dipl.-Biol. Ludger Schmidt (Blatt-, Rüsselkäfer) und Prof. Dr. Christian Wegener (Wanzen).

Dank auch an Prof. Dr. Ingolf Steffan-Dewenter (Zool. III) für seine Diskussionsbereitschaft und die Bereitstellung eines Arbeitsplatzes an seinem Lehrstuhl im Biozentrum der Universität Würzburg.

Für die gute Zusammenarbeit bedanken wir uns beim Gartenamt der Stadt Würzburg, für die naturschutzrechtliche Genehmigung bei der Höheren Naturschutzbehörde an der Regierung von Unterfranken.

Anhang A: Literaturverzeichnis zum Gesamtthema

- Agosta, S. J. 2006. On ecological fitting, plant–insect associations, herbivore host shifts, and host plant selection. *Oikos* **114**:556-565.
- Agrawal, A. A., and P. M. Kotanen. 2003. Herbivores and the success of exotic plants: a phylogenetically controlled experiment. *Ecology Letters* **6**:712-715.
- Alavipanah, S., M. Wegmann, S. Qureshi, Q. Weng, and T. Koellner. 2015. The Role of Vegetation in Mitigating Urban Land Surface Temperatures: A Case Study of Munich, Germany during the Warm Season. *Sustainability* **7**:4689-4706.
- Alexander, K., J. Butler, and T. Green. 2006. The value of different tree and shrub species to wildlife. *British Wildlife* **18**:18-28.
- Allen, J. R. M., T. Hickler, J. S. Singarayer, M. T. Sykes, P. J. Valdes, and B. Huntley. 2010. Last glacial vegetation of northern Eurasia. *Quaternary Science Reviews* **29**:2604-2618.
- Ammer, U., and H. Schubert. 1999. Arten- Prozeß- und Ressourcenschutz vor dem Hintergrund faunistischer Untersuchungen im Kronenraum des Waldes. *Forstwissenschaftliches Centralblatt vereinigt mit Tharandter forstliches Jahrbuch* **118**:70-87.
- Andow, D. A., and O. Imura. 1994. Specialization of Phytophagous Arthropod Communities on Introduced Plants. *Ecology* **75**:296-300.
- Angold, P. G., J. P. Sadler, M. O. Hill, A. Pullin, S. Rushton, K. Austin, E. Small, B. Wood, R. Wadsworth, R. Sanderson, and K. Thompson. 2006. Biodiversity in urban habitat patches. *Science of the Total Environment* **360**:196-204.
- Ashbourne, S. R. C., and R. J. Putman. 1987. COMPETITION, RESOURCE PARTITIONING AND SPECIES RICHNESS IN THE PHYTOPHAGOUS INSECTS OF RED OAK AND ASPEN IN CANADA AND THE UK. *Acta Oecologica-Oecologia Generalis* **8**:43-56.
- Bacci, P., and M. Maugeri. 1992. THE URBAN HEAT-ISLAND OF MILAN. *Nuovo Cimento Della Societa Italiana Di Fisica C-Geophysics and Space Physics* **15**:417-424.
- Baker, M. E., and R. S. King. 2010. A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds. *Methods in Ecology and Evolution* **1**:25-37.
- Balder, H., B. Jäckel, and K. Hasselmann. 2004. Untersuchungen zum Vorkommen von Nützlingen an Stadtbäumen. *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.* **56**:252-259.
- Balder, H., B. Jäckel, and B. Pradel. 1999. INVESTIGATIONS ON THE EXISTENCE OF BENEFICIAL ORGANISMS ON URBAN TREES IN BERLIN. Pages 189-196. *International Society for Horticultural Science (ISHS)*, Leuven, Belgium.
- Barannik, A. P. 1979. ECOLOGICAL FAUNISTIC CHARACTERISTICS OF DENDROPHILOUS ENTOMOFAUNA OF GREEN PLANTINGS IN INDUSTRIAL CITIES OF KEMEROVO PROVINCE. *Soviet Journal of Ecology* **10**:56-59.
- Barona, C. O. 2015. Adopting public values and climate change adaptation strategies in urban forest management: A review and analysis of the relevant literature. *Journal of Environmental Management* **164**:215-221.
- Bellard, C., W. Thuiller, B. Leroy, P. Genovesi, M. Bakkenes, and F. Courchamp. 2013. Will climate change promote future invasions? *Global Change Biology* **19**:3740-3748.
- Berrang, P., D. F. Karnosky, and B. J. Stanton. 1985. Environmental factors affecting tree health in New York City. *Journal of Arboriculture* **11**:185-189.
- Bezemer, T. M., J. A. Harvey, and J. T. Cronin. 2014. Response of Native Insect Communities to Invasive Plants. Pages 119-U740 *in* M. R. Berenbaum, editor. *Annual Review of Entomology*, Vol 59, 2014. *Annual Reviews*, Palo Alto.
- Bhattacharya, M., R. B. Primack, and J. Gerwein. 2003. Are roads and railroads barriers to bumblebee movement in a temperate suburban conservation area? *Biological Conservation* **109**:37-45.
- Bhullar, S., and J. Majer. 2000. Arthropods on street trees: a food resource for wildlife. *Pacific Conservation Biology* **6**:171-173.
- Bigsby, K. M., M. R. McHale, and G. R. Hess. 2014. Urban Morphology Drives the Homogenization of Tree Cover in Baltimore, MD, and Raleigh, NC. *Ecosystems* **17**:212-227.
- Blank, S. M., H. Hara, J. Mikulás, G. Csóka, C. Ciornei, R. Constantineanu, I. Constantineanu, L. Roller, E. Altenhofer, T. Huflejt, and G. Véték. 2010. *Aproceros leucopoda* (Hymenoptera: Argidae): An East Asian pest of elms (*Ulmus* spp.) invading Europe. *European Journal of Entomology* **107**:357-367.
- Böcker, R., H. Gebhardt, W. Konold, B. Alberternst, M. Bauer, M. Diaz, W. Hagemann, E. Hartmann, B. Hayen, and K. Hürle. 1995. Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. *Kontrollmöglichkeiten und Management*.
- Bodnaruk, E. W., C. N. Kroll, Y. Yang, S. Hirabayashi, D. J. Nowak, and T. A. Endreny. 2017. Where to plant urban trees? A spatially explicit methodology to explore ecosystem service tradeoffs. *Landscape and Urban Planning* **157**:457-467.
- Bogacheva, I. A. 2014. Communities of phyllophagous insects in young birch greeneries of northern cities. *Russian Journal of Ecology* **45**:467-472.
- Bogenschütz, H. 1996. Die Bedeutung eingeschleppter Insektenarten für die Forstwirtschaft Süddeutschlands. *Gebietsfremde Tierarten*. Ecomed-Verlag, Landsberg:187-197.
- Bolger, D. T., A. V. Suarez, K. R. Crooks, S. A. Morrison, and T. J. Case. 2000. Arthropods in urban habitat fragments in southern California: Area, age, and edge effects. *Ecological Applications* **10**:1230-1248.
- Böll, S., P. Schönfeld, K. Körber, and J. V. Herrmann. 2014. Stadtbäume unter Stress - Projekt "Stadtgrün 2021" untersucht Stadtbäume im Zeichen des Klimawandels. *LWF aktuell* **98**:4-8.

- Bolund, P., and S. Hunhammar. 1999. Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics* **29**:293-301.
- Botkin, D. B., and C. E. Beveridge. 1997. Cities as environments. *Urban Ecosystems* **1**:3-19.
- Brändle, M., and R. Brandl. 2001. Species richness of insects and mites on trees: expanding Southwood. *Journal of Animal Ecology* **70**:491-504.
- Brändle, M., I. Kuhn, S. Klotz, C. Belle, and R. Brandl. 2008. Species richness of herbivores on exotic host plants increases with time since introduction of the host. *Diversity and Distributions* **14**:905-912.
- Briem, F., A. Eben, J. Gross, and H. Vogt. 2016. An invader supported by a parasite: mistletoe berries as food and reproduction host for *Drosophila suzukii* in early spring in Germany.
- Bringmann, H.-D. 2001. Die nordamerikanische Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) als Entwicklungsstätte für heimische Bockkäfer (Col., Cerambycidae). *Entomologische Nachrichten und Berichte* **45**:97-104.
- Brown, J. H., S. K. M. Ernest, J. M. Parody, and J. P. Haskell. 2001. Regulation of diversity: maintenance of species richness in changing environments. *Oecologia* **126**:321-332.
- Buchholz, S., H. Tietze, I. Kowarik, and J. Schirmel. 2015. Effects of a Major Tree Invader on Urban Woodland Arthropods. *Plos One* **10**:1-15.
- BUND. 2015. Standpunkt 7 - Neobiota. Anregungen für eine Neubewertung. Bund für Naturschutz Deutschland e. V.
- Burghardt, K. T., D. W. Tallamy, and W. G. Shriver. 2008. Impact of Native Plants on Bird and Butterfly Biodiversity in Suburban Landscapes. *Conservation Biology* **23**:219-224.
- Ceplova, N., Z. Lososova, D. Zeleny, M. Chytry, J. Danihelka, K. Fajmon, D. Lanikova, Z. Preislerova, V. Rehorek, and L. Tichy. 2015. Phylogenetic diversity of central-European urban plant communities: effects of alien species and habitat types. *Preslia* **87**:1-16.
- Christie, F. J., and D. F. Hochuli. 2005. Elevated Levels of Herbivory in Urban Landscapes: Are Declines in Tree Health More Than an Edge Effect? *Ecology and Society* **10**.
- Claassen, P. W. 1933. The Influence of Civilization on the Insect Fauna in Regions of Industrial Activity. *Annals of the Entomological Society of America* **26**:503-510.
- Colautti, R. I., S. A. Bailey, C. D. A. van Overdijk, K. Amundsen, and H. J. MacIsaac. 2006. Characterised and projected costs of nonindigenous species in Canada. *Biological Invasions* **8**:45-59.
- Concepción, E. D., M. Moretti, F. Altermatt, M. P. Nobis, and M. K. Obrist. 2015. Impacts of urbanisation on biodiversity: the role of species mobility, degree of specialisation and spatial scale. *Oikos* **124**:1571-1582.
- Connor, E. F., S. H. Faeth, D. Simberloff, and P. A. Opler. 1980. Taxonomic isolation and the accumulation of herbivorous insects: a comparison of introduced and native trees. *Ecological Entomology* **5**:205-211.
- Connor, E. F., J. Hafernik, J. Levy, V. L. Moore, and J. K. Rickman. 2002. Insect conservation in an urban biodiversity hotspot: The San Francisco Bay Area. *Journal of Insect Conservation* **6**:247-259.
- Daehler, C. C. 2003. Performance comparisons of co-occurring native and alien invasive plants: Implications for conservation and restoration. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* **34**:183-211.
- Dale, A. G., and S. D. Frank. 2014. The Effects of Urban Warming on Herbivore Abundance and Street Tree Condition. *Plos One* **9**:10.
- Dale, A. G., and S. D. Frank. 2014. Urban warming trumps natural enemy regulation of herbivorous pests. *Ecological Applications* **24**:1596-1607.
- Davis, B. 1978. Urbanisation and the diversity of insects. *Diversity of Insect Faunas*. Blackwell Scientific, Oxford:126-138.
- Davis, M., M. K. Chew, R. J. Hobbs, A. E. Lugo, J. J. Ewel, G. J. Vermeij, J. H. Brown, M. L. Rosenzweig, M. R. Gardener, S. P. Carroll, K. Thompson, S. T. A. Pickett, J. C. Stromberg, P. Del Tredici, K. N. Suding, J. G. Ehrenfeld, J. P. Grime, J. Mascaro, and J. C. Briggs. 2011. Don't judge species on their origins. *Nature* **474**:153-154.
- Dawe, G. F. M. 2011. Street trees and the urban environment.
- Dehnen-Schmutz, K. 2011. Determining non-invasiveness in ornamental plants to build green lists. *Journal of Applied Ecology* **48**:1374-1380.
- Dietz, H., L. R. Wirth, and H. Buschmann. 2004. Variation in Herbivore Damage to Invasive and Native Woody Plant Species in Open Forest Vegetation on Mahé, Seychelles. *Biological Invasions* **6**:511-521.
- Dreistadt, S. H., D. L. Dahlsten, and G. W. Frankie. 1990. URBAN FORESTS AND INSECT ECOLOGY. *BioScience* **40**:192-198.
- Dullinger, I., J. Wessely, O. Bossdorf, W. Dawson, F. Essl, A. Gattringer, G. Klonner, H. Kreft, M. Kuttner, D. Moser, J. Pergl, P. Pyšek, W. Thuiller, M. van Kleunen, P. Weigelt, M. Winter, and S. Dullinger. 2016. Climate change will increase the naturalization risk from garden plants in Europe. *Global Ecology and Biogeography*:n/a-n/a.
- Eber, S., and R. Brandl. 1994. Ecological and Genetic Spatial Patterns of *Urophora cardui* (Diptera: Tephritidae) as Evidence for Population Structure and Biogeographical Processes. *Journal of Animal Ecology* **63**:187-199.
- Engelkes, T., B. Wouters, T. M. Bezemer, J. A. Harvey, and W. H. van der Putten. 2012. Contrasting patterns of herbivore and predator pressure on invasive and native plants. *Basic and Applied Ecology* **13**:725-734.
- Espinar, J. L., M. Hejda, J. Maron, and Y. Sun. 2011. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters* **14**:702-708.
- Everett, R. A. 2000. Patterns and pathways of biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* **15**:177-178.
- Faeth, S. H., P. S. Warren, E. Shochat, and W. A. Marussich. 2005. Trophic dynamics in urban communities. *BioScience* **55**:399-407.
- Fellhölter, G., M. Schreiner, M. Zander, and C. Ulrichs. 2015. Stresstest an Straßenbäumen in Berlin-Neukölln - Baumsortimente der Zukunft. *Pro Baum* **2**:22-24.
- Fontana, S., T. Sattler, F. Bontadina, and M. Moretti. 2011. How to manage urban green to improve bird diversity and community structure. *Landscape and Urban Planning* **101**:278-285.
- Frankie, G. W., and L. E. Ehler. 1978. ECOLOGY OF INSECTS IN URBAN ENVIRONMENTS. *Annual Review of Entomology* **23**:367-387.
- Franks, E. C., and J. W. Reeves. 1988. A formula for assessing the ecological value of trees. *Journal of Arboriculture* **14**:255-259.

- Free, J. B., D. Gennard, J. H. Stevenson, and I. H. Williams. 1975. Beneficial insects present on a motorway verge. *Biological Conservation* **8**:61-72.
- Frenzel, M., and R. Brandl. 1997. The structure of the phytophagous fauna on neophytic Brassicaceae. *Mitt. Deutsch. Ges. allgem. angew. Entomol* **11**:891-894.
- Frenzel, M., and R. Brandl. 1998. Diversity and composition of phytophagous insect guilds on Brassicaceae. *Oecologia* **113**:391-399.
- Frenzel, M., and R. Brandl. 2000. Phytophagous insect assemblages and the regional species pool: patterns and asymmetries. *Global Ecology and Biogeography* **9**:293-303.
- Frenzel, M., and R. Brandl. 2001. Hosts as habitats: faunal similarity of phytophagous insects between host plants. *Ecological Entomology* **26**:594-601.
- Frenzel, M., and R. Brandl. 2003. Diversity and abundance patterns of phytophagous insect communities on alien and native host plant in the Brassicaceae.
- Frenzel, M., M. Brändle, and R. Brandl. 2000. The colonization of alien plants by native phytophagous insects. Pages 223-225 in *Proceedings of the 41th IAVS Symposium*, Uppsala Sweden.
- Galvin, F. M. 1999. A methodology for assessing and managing biodiversity in street tree populations: a case study. *Journal of Arboriculture* **25**:124 - 128.
- Gerber, E., C. Krebs, C. Murrell, M. Moretti, R. Rocklin, and U. Schaffner. 2008. Exotic invasive knotweeds (*Fallopia* spp.) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats. *Biological Conservation* **141**:646-654.
- Gillner, S. 2012. Stadtbäume im Klimawandel – Dendrochronologische und physiologische Untersuchungen zur Identifikation der Trockenstressempfindlichkeit häufig verwendeter Stadtbaumarten in Dresden. Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades
- Ginner, S., J. Vogt, A. Tharang, S. Dettmann, and A. Roloff. 2015. Role of street trees in mitigating effects of heat and drought at highly sealed urban sites. *Landscape and Urban Planning* **143**:33-42.
- Goßner, M. 2004. Diversität und Struktur arborikoler Arthropodenzönosen fremdländischer und einheimischer Baumarten. Technische Universität München.
- Goßner, M. 2004. Diversität und Struktur arborikoler Arthropodenzönosen fremdländischer und einheimischer Baumarten.
- Goßner, M., and U. Ammer. 2006. The effects of Douglas-fir on tree-specific arthropod communities in mixed species stands with European beech and Norway spruce. *European Journal of Forest Research* **125**:221-235.
- Goßner, M., and M. Bräu. 2004. Die Wanzen der Neophyten Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) und Amerikanischer Roteiche (*Quercus rubra*) im Vergleich zur Fichte und Tanne bzw. Stieleiche und Buche in südbayerischen Wäldern-Schwerpunkt arborikole Zönosen.
- Goßner, M., A. Gruppe, and U. Simon. 2005. Aphidophagous insect communities in tree crowns of the neophyte Douglas-fir [*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco] and Norway spruce (*Picea abies* L.). *Journal of Applied Entomology* **129**:81-88.
- Goßner, M., and U. Simon. 2002. Introduced Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) affects community structure of tree-crown dwelling beetles in a managed European forest.
- Goßner M., Chao A., Bailey R. I., P. A., B. H. Associate Editor: Stephen, and A. G. Editor: Monica. 2009. Native Fauna on Exotic Trees: Phylogenetic Conservatism and Geographic Contingency in Two Lineages of Phytophages on Two Lineages of Trees. *The American Naturalist* **173**:599-614.
- Goßner, M. M., A. Chao, R. Bailey, and A. Prinzing. 2009. Native Fauna on Exotic Trees: Phylogenetic Conservatism and Geographic Contingency in Two Lineages of Phytophages on Two Lineages of Trees. *The American Naturalist* **173**:599-614.
- Grabenweger, G. 2004. Poor control of the horse chestnut leafminer, *Cameraria ohridella* (Lepidoptera: Gracillariidae), by native European parasitoids: a synchronisation problem. *European Journal of Entomology* **101**:189-192.
- Grabenweger, G., H. Balder, H. Hopp, S. Schmolling, and B. Jäckel. 2005. Possibilities to control the horse chestnut leaf miner (*Cameraria ohridella*) in Berlin.
- Graves, S. D., and A. M. Shapiro. 2003. Exotics as host plants of the California butterfly fauna. *Biological Conservation* **110**:413-433.
- Guenard, B., A. Cardinal-De Casas, and R. Dunn. 2015. High diversity in an urban habitat: are some animal assemblages resilient to long-term anthropogenic change? *Urban Ecosystems* **18**:449-463.
- Gunnarsson, B., and L. M. Federsel. 2014. Bumblebees in the city: abundance, species richness and diversity in two urban habitats. *Journal of Insect Conservation* **18**:1185-1191.
- Haase, D. 2014. Urbane Ökosysteme. Handbuch der Umweltwissenschaften. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.
- Hain, F. P. 1987. Interactions of insects, trees and air pollutants. *Tree Physiology* **3**:93-102.
- Hanks, L. M., and R. F. Denno. 1993. Natural Enemies and Plant Water Relations Influence the Distribution of an Armored Scale Insect. *Ecology* **74**:1081-1091.
- Hansen, S. O., J. Hattendorf, R. Wittenberg, S. Y. Reznik, C. Nielsen, H. P. Ravn, and W. Nentwig. 2006. Phytophagous insects of giant hogweed *Heracleum mantegazzianum* (Apiaceae) in invaded areas of Europe and in its native area of the Caucasus. *European Journal of Entomology* **103**:387-395.
- Harlan, S. L., A. J. Brazel, L. Prasad, W. L. Stefanov, and L. Larsen. 2006. Neighborhood microclimates and vulnerability to heat stress. *Social Science & Medicine* **63**:2847-2863.
- Hartley, M. K., S. DeWalt, W. E. Rogers, and E. Siemann. 2004. Characterization of arthropod assemblage supported by the Chinese Tallow tree (*Sapium sebiferum*) in southeast Texas. *Texas Journal of Science* **56**:369-382.
- Hartley, M. K., W. E. Rogers, and E. Siemann. 2010. Comparisons of arthropod assemblages on an invasive and native trees: abundance, diversity and damage. *Arthropod-Plant Interactions* **4**:237-245.
- Harvey, K. J., D. R. Britton, and T. E. Minchinton. 2014. Detecting impacts of non-native species on associated invertebrate assemblages depends on microhabitat. *Austral Ecology* **39**:511-521.

- Hasselmann, K., H. Balder, and B. Jäckel. 2001. Populationsdynamische Untersuchungen zu ausgewählten Schädlingen und deren Gegenspielern an Straßenbäumen. *Mitt. Deutsch. Ges. allgem. angew. Entomol* **13**:173-178.
- Hawkins, B. A., N. J. Mills, M. A. Jervis, and P. W. Price. 1999. Is the Biological Control of Insects a Natural Phenomenon? *Oikos* **86**:493-506.
- Hitchmough, J. 2011. Exotic plants and plantings in the sustainable, designed urban landscape. *Landscape and Urban Planning* **100**:380-382.
- Hochuli, D. F., F. J. Christie, and B. Lomov. 2009. Invertebrate biodiversity in urban landscapes: assessing remnant habitat and its restoration. Pages 215-232 in M. J. McDonnell, A. K. Hahs, and J. H. Breuste, editors. *Ecology of Cities and Towns: A Comparative Approach*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hope, D., C. Gries, W. X. Zhu, W. F. Fagan, C. L. Redman, N. B. Grimm, A. L. Nelson, C. Martin, and A. Kinzig. 2003. Socioeconomics drive urban plant diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **100**:8788-8792.
- Jäckel, B., H. Balder, and K. Hasselmann. 2002. Möglichkeiten zur Förderung und zum Einsatz von Nützlingen an Stadtbäumen. *Gesunde Pflanzen* **54**:218-226.
- Jäckel, B., G. Grabenweger, H. Hopp, T. Koch, S. Schmolling, and H. Balder. 2005. Spectrum of hymenopterous parasitoids on urban stands of horse chestnut trees. Pages 237-238. British Crop Protection Council, Alton.
- Jäckel, B., M. Schreiner, and I. Feilhaber. 2016. Pflanzenfressende Organismen und deren Gegenspieler an ausgewählten stadtklimatoleranten Baumarten. *Jahrbuch der Baumpflege* 2016:254-262.
- Jenerette, G. D., S. L. Harlan, W. L. Stefanov, and C. A. Martin. 2011. Ecosystem services and urban heat riskscape moderation: water, green spaces, and social inequality in Phoenix, USA. *Ecological Applications* **21**:2637-2651.
- Jeschke, J. M., S. Bacher, T. M. Blackburn, J. T. A. Dick, F. Essl, T. Evans, M. Gaertner, P. E. Hulme, I. Kuhn, A. Mrugala, J. Pergl, P. Pysek, W. Rabitsch, A. Ricciardi, D. M. Richardson, A. Sendek, M. Vila, M. Winter, and S. Kumschick. 2014. Defining the Impact of Non-Native Species. *Conservation Biology* **28**:1188-1194.
- Jobin, A., U. Schaffner, and W. Nentwig. 1996. The structure of the phytophagous insect fauna on the introduced weed *Solidago altissima* in Switzerland. *Entomologia Experimentalis et Applicata* **79**:33-42.
- Jochner, S. C., I. Beck, H. Behrendt, C. Traidl-Hoffmann, and A. Menzel. 2011. Effects of extreme spring temperatures on urban phenology and pollen production: a case study in Munich and Ingolstadt. *Climate Research* **49**:101-112.
- Jones, E. L., and S. R. Leather. 2012. Invertebrates in urban areas: A review. *European Journal of Entomology* **109**:463-478.
- Kaiser, T., and J. Purps. 1991. Der Anbau fremdlaendischer Baumarten aus der Sicht des Naturschutzes-diskutiert am Beispiel der Douglasie. *Forst und Holz*.
- Kasak, J., M. Mazalova, J. Sipos, and T. Kuras. 2015. Dwarf pine: invasive plant threatens biodiversity of alpine beetles. *Biodiversity and Conservation* **24**:2399-2415.
- Kätzel, R., F. Becker, J. Schröder, J. Glatthorn, A. Höltnen, and S. Löffler. 2012. Flaum- und Zerr-Eiche in Brandenburg - Alternative Baumarten im Klimawandel?
- Kehr, R., L. Pehl, A. Wulf, T. Schröder, and K. Kaminski. 2004. Introduced pests and diseases as risks to trees and forest ecosystems. *Nachrichtenblatt des deutschen Pflanzenschutzdienstes* **56**:217-238.
- Kehr, R., and S. Rust. 2007. Auswirkungen der Klima Erwärmung auf die Baumphysiologie und das Auftreten von Krankheiten und Schädlingen. *ProBaum* **4**:2-10.
- Kenis, M., M. A. Auger-Rozenberg, A. Roques, L. Timms, C. Pere, M. Cock, J. Settele, S. Augustin, and C. Lopez-Vaamonde. 2009. Ecological effects of invasive alien insects. *Biological Invasions* **11**:21-45.
- Kennedy, C. E. J., and T. R. E. Southwood. 1984. THE NUMBER OF SPECIES OF INSECTS ASSOCIATED WITH BRITISH TREES - A RE-ANALYSIS. *Journal of Animal Ecology* **53**:455-478.
- Kim, H. H. 1992. Urban heat island. *International Journal of Remote Sensing* **13**:2319-2336.
- Klausnitzer, B. 1987. Ökologie der Großstadtf fauna. Gustav Fischer.
- Klingenstein, F., P. M. Kornacker, H. Martens, and U. Schippmann. 2005. Gebietsfremde Arten. Positionspapier des Bundesamt für Naturschutz. BfN-Skripten 128.
- Klipfel, S., and T. Tschamtké. 1997. Die Besiedlung von Neophyten durch phytophage Insekten und ihre Gegenspieler. *Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent* **11**:735-738.
- Knapp, S., I. Kühn, O. Schweiger, and S. Klotz. 2008. Challenging urban species diversity: contrasting phylogenetic patterns across plant functional groups in Germany. *Ecology Letters* **11**:1054-1064.
- Koricheva, J., S. Larsson, and E. Haukioja. 1998. Insect performance on experimentally stressed woody plants: a meta-analysis.
- Korn, H., K. Bockmühl, and R. Schliep. 2015. Biodiversität und Klima – Vernetzung der Akteure in Deutschland XI. BfN-Skripten **389**:87.
- Krebs, C.J. 1999. *Ecological methodology*. 2nd Edition. Addison Wesley Longman, Menlo Park California.
- Krebs, H. 2012. Comparison of herbivore communities on the native Field Maple *Acer campestre* (L.) and the neophyte Box Elder *Acer negundo* (L.). Masterarbeit. Universität Wien.
- Kuhn, I., R. Brandl, and S. Klotz. 2004. The flora of German cities is naturally species rich. *Evolutionary Ecology Research* **6**:749-764.
- Kumschick, S., S. Bacher, T. Evans, Z. Markova, J. Pergl, P. Pysek, S. Vaes-Petignat, G. van der Veer, M. Vila, and W. Nentwig. 2015. Comparing impacts of alien plants and animals in Europe using a standard scoring system. *Journal of Applied Ecology* **52**:552-561.
- Laćan, I., and J. R. McBride. 2008. Pest Vulnerability Matrix (PVM): A graphic model for assessing the interaction between tree species diversity and urban forest susceptibility to insects and diseases. *Urban Forestry & Urban Greening* **7**:291-300.
- Lamarre, G. P. A., Q. Molto, P. V. A. Fine, and C. Baraloto. 2012. A comparison of two common flight interception traps to survey tropical arthropods. *ZooKeys* **216**:43-55.
- Lankau, R. A., W. E. Rogers, and E. Siemann. 2004. Constraints on the utilisation of the invasive Chinese tallow tree *Sapium sebiferum* by generalist native herbivores in coastal prairies. *Ecological Entomology* **29**:66-75.

- Lau, J. A. 2013. Trophic consequences of a biological invasion: do plant invasions increase predator abundance? *Oikos* **122**:474-480.
- Li, J. H. 2008. Sequences of low-copy nuclear gene support the monophyly of *Ostrya* and paraphyly of *Carpinus* (Betulaceae). *Journal of Systematics and Evolution* **46**:333-340.
- Litt, A. R., E. E. Cord, T. E. Fulbright, and G. L. Schuster. 2014. Effects of Invasive Plants on Arthropods. *Conservation Biology* **28**:1532-1549.
- Longardt, B., and H. Balder. 1991. Milben als Schaedlinge und Nuetzlinge an Strassenbaeumen. *Taspo Magazin*.
- Lososova, Z., M. Chytrý, L. Tichý, J. Danihelka, K. Fajmon, O. Hajek, K. Kintrova, I. Kuhn, D. Lanikova, Z. Otypkova, and V. Rehorek. 2012. Native and alien floras in urban habitats: a comparison across 32 cities of central Europe. *Global Ecology and Biogeography* **21**:545-555.
- Louda, S. M., P. M. Dixon, and N. J. Huntly. 1987. Herbivory in sun versus shade at a natural meadow-woodland ecotone in the Rocky Mountains. *Vegetatio* **72**:141-149.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton NJ.
- Mattson, W. J. 1980. Herbivory in relation to plant nitrogen content. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* **11**, 119 - 161.
- Mattson, W. J., and R. A. Haack. 1987. The Role of Drought in Outbreaks of Plant-Eating Insects. *BioScience* **37**:110-118.
- McCarthy, M. P., M. J. Best, and R. A. Betts. 2010. Climate change in cities due to global warming and urban effects. *Geophysical Research Letters* **37**.
- McIntyre, N. E. 2000. Ecology of urban arthropods: A review and a call to action. *Annals of the Entomological Society of America* **93**:825-835.
- McKinney, M. L. 2008. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems* **11**:161-176.
- Meineke, E. K., R. R. Dunn, J. O. Sexton, and S. D. Frank. 2013. Urban Warming Drives Insect Pest Abundance on Street Trees. *Plos One* **8**.
- Metcalf, J. L., and S. M. Emery. 2015. Non-native grass invasion associated with increases in insect diversity in temperate forest understory. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology* **69**:105-112.
- Moran, V. C., and T. R. E. Southwood. 1982. THE GUILD COMPOSITION OF ARTHROPOD COMMUNITIES IN TREES. *Journal of Animal Ecology* **51**:289-306.
- Muff, F. 2012. Keine Bäume mehr am Straßenrand? *Umweltpraxis* **69**.
- Muskett, C. J., and M. P. Jones. 1980. The dispersal of lead, cadmium and nickel from motor vehicles and effects on roadside invertebrate macrofauna. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological* **23**:231-242.
- Musolin, D. L., and A. K. Saulich. 2012. Responses of insects to the current climate changes: From physiology and behavior to range shifts. *Entomological Review* **92**:715-740.
- Nagendra, H., and D. Gopal. 2010. Street trees in Bangalore: Density, diversity, composition and distribution. *Urban Forestry & Urban Greening* **9**:129-137.
- Nakamura, A., R. L. Kitching, M. Cao, T. J. Creedy, T. M. Fayle, M. Freiberg, C. N. Hewitt, T. Itioka, L. P. Koh, K. Ma, Y. Malhi, A. Mitchell, V. Novotny, C. M. P. Ozanne, L. Song, H. Wang, and L. A. Ashton. 2017. Forests and Their Canopies: Achievements and Horizons in Canopy Science. *Trends in Ecology & Evolution* **32**:438-451.
- Naumann, S., and T. Kaphengst. 2015. Erfolgsfaktoren bei der Planung und Umsetzung naturbasierter Ansätze zum Klimaschutz und zur Anpassung an den Klimawandel BfN-Skripten **406**:22.
- Neuvonen, S., and P. Niemela. 1983. SPECIES RICHNESS AND FAUNAL SIMILARITY OF ARBOREAL INSECT HERBIVORES. *Oikos* **40**:452-459.
- Nowak, D. J., and J. F. Dwyer. 2007. Understanding the Benefits and Costs of Urban Forest Ecosystems. Pages 25-46 in J. E. Kuser, editor. *Urban and Community Forestry in the Northeast*. Springer Netherlands, Dordrecht.
- Nuckols, M. S., and E. F. Connor. 1995. Do trees in urban or ornamental plantings receive more damage by insects than trees in natural forests? *Ecological Entomology* **20**:253-260.
- Obrist, M. K., T. Sattler, R. Home, S. Gloor, F. Bontadina, M. Nobis, S. Braaker, P. Duelli, N. Bauer, P. Della Bruna, M. Hunziker, and M. Moretti. 2012. Biodiversität in der Stadt - für Mensch und Natur. Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL.
- Palmer, M., M. Linde, and G. X. Pons. 2004. Correlational patterns between invertebrate species composition and the presence of an invasive plant. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology* **26**:219-226.
- Peeters, P. J. 2002. Correlations between leaf structural traits and the densities of herbivorous insect guilds. *Biological Journal of the Linnean Society* **77**:43-65.
- Pejchar, L., and H. A. Mooney. 2009. Invasive species, ecosystem services and human well-being. *Trends in Ecology & Evolution* **24**:497-504.
- Perre, P., R. D. Loyola, T. M. Lewinsohn, and M. Almeida-Neto. 2011. Insects on urban plants: contrasting the flower head feeding assemblages on native and exotic hosts. *Urban Ecosystems* **14**:711-722.
- Peterken, G. F. 2001. Ecological effects of introduced tree species in Britain. *Forest Ecology and Management* **141**:31-42.
- Proches, S., J. R. U. Wilson, D. M. Richardson, and S. L. Chown. 2008. Herbivores, but not other insects, are scarce on alien plants. *Austral Ecology* **33**:691-700.
- Pyle, R. M. 1983. Urbanization and endangered insect populations. *Urban entomology: interdisciplinary perspectives*. Praeger, New York:367-394.
- Rahman, M. A., A. Moser, T. Rötzer, and S. Pauleit. 2017. Microclimatic differences and their influence on transpirational cooling of *Tilia cordata* in two contrasting street canyons in Munich, Germany. *Agricultural and Forest Meteorology* **232**:443-456.
- Raupp, M. J., A. Buckelew Cumming, and E. C. Raupp. 2006. Street Tree Diversity in Eastern North America and Its Potential for Tree Loss to Exotic Borers. *Arboriculture & Urban Forestry* **32**:297-304.
- Raupp, M. J., P. M. Shrewsbury, and D. A. Herms. 2010. Ecology of Herbivorous Arthropods in Urban Landscapes. *Annual Review of Entomology* **55**:19-38.

- Richard, N. A. 1983. Diversity and stability in a street tree population. *Urban Ecology* **7**:159-171.
- Richter, M. 2016. Urban climate change-related effects on extreme heat events in Rostock, Germany. *Urban Ecosystems* **19**:849-866.
- Roloff, A. 2010. Urbane Baumartenwahl im Klimawandel.16.
- Roloff, A. 2013. Trockenstress-Toleranz bei Stadtbäumen - Anpassungs- und Schutzstrategien / Arteneignung. *Jahrbuch der Baumpflege* 2013.
- Roloff, A., S. Gillner, and S. Bonn. 2008. Gehölzartenwahl im urbanen Raum unter dem Aspekt des Klimawandels. *Grün ist Leben Sonderausgabe*:30-43.
- Roques, A., M. A. Auger-Rozenberg, and S. Boivin. 2006. A lack of native congeners may limit colonization of introduced conifers by indigenous insects in Europe. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* **36**:299-313.
- Roy, S., J. Byrne, and C. Pickering. 2012. A systematic quantitative review of urban tree benefits, costs, and assessment methods across cities in different climatic zones. *Urban Forestry & Urban Greening* **11**:351-363.
- Rudgers, J. A., and K. Clay. 2008. An invasive plant-fungal mutualism reduces arthropod diversity. *Ecology Letters* **11**:831-840.
- Rust, S. 2010. Stadtbäume – Überleben trotz häufigerer Trockenphasen in der Vegetationsperiode. *Jahrbuch der Baumpflege*:38-49.
- Rust, S., and A. Roloff. 2008. Die Auswirkungen des Klimawandels auf die Stadtbäume. *Jahrbuch der Baumpflege* 2008:40-48.
- Salisbury, A., J. Armitage, H. Bostock, J. Perry, M. Tatchell, and K. Thompson. 2015. EDITOR'S CHOICE: Enhancing gardens as habitats for flower-visiting aerial insects (pollinators): should we plant native or exotic species? *Journal of Applied Ecology* **52**:1156-1164.
- Salmond, J. A., M. Tadaki, S. Vardoulakis, K. Arbuthnott, A. Coutts, M. Demuzere, K. N. Dirks, C. Heaviside, S. Lim, H. Macintyre, R. N. McInnes, and B. W. Wheeler. 2016. Health and climate related ecosystem services provided by street trees in the urban environment. *Environmental Health* **15(Suppl 1)**:95-110.
- Sattler, T., D. Borcard, R. Arlettaz, F. Bontadina, P. Legendre, M. K. Obrist, and M. Moretti. 2010. Spider, bee, and bird communities in cities are shaped by environmental control and high stochasticity. *Ecology* **91**:3343-3353.
- Sattler, T., P. Duelli, M. K. Obrist, R. Arlettaz, and M. Moretti. 2010. Response of arthropod species richness and functional groups to urban habitat structure and management. *Landscape Ecology* **25**:941-954.
- Sattler, T., M. K. Obrist, P. Duelli, and M. Moretti. 2011. Urban arthropod communities: Added value or just a blend of surrounding biodiversity? *Landscape and Urban Planning* **103**:347-361.
- Saumel, I., F. Weber, and I. Kowarik. 2016. Toward livable and healthy urban streets: Roadside vegetation provides ecosystem services where people live and move. *Environmental Science & Policy* **62**:24-33.
- Säumel, I., F. Weber, and I. Kowarik. 2016. Toward livable and healthy urban streets: Roadside vegetation provides ecosystem services where people live and move. *Environmental Science & Policy* **62**:24-33.
- Schirmel, J., M. Bundschuh, M. H. Entling, I. Kowarik, and S. Buchholz. 2016. Impacts of invasive plants on resident animals across ecosystems, taxa, and feeding types: a global assessment. *Global Change Biology* **22**:594-603.
- Schlaepfer, M. A., D. F. Sax, and J. D. Olden. 2010. The Potential Conservation Value of Non-Native Species. *Conservation Biology* **25**:428-437.
- Schmidt, O., and H. Bußler. 2016. Die Winterlinde als Lebensraum für Tierarten. LWF Wissen.
- Schmitz, G. 1991. Nutzung der Neophyten *Impatiens glandulifera* ROYLE und *I. parviflora* D. C. durch phytophage Insekten im Raum Bonn. *Entomologische Nachrichten und Berichte* **35**:260 - 264.
- Schmitz, G. 1992. Nitidulidae in Blüten des Neophyten *Impatiens glandulifera* Royle (Coleoptera: Nitidulidae; Balsaminaceae). *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Rheinischer Koleopterologen* **2**:117-129.
- Schmitz, G. 1995. Neophyten und Fauna—ein Vergleich neophytischer und indigener *Impatiens*-Arten. *Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope*:195-204.
- Schmitz, G. 1998. Alien plant-herbivore systems and their importance for predatory and parasitic arthropods: The example of *Impatiens parviflora* DC (Balsaminaceae) and *Impatiens asiaticum* Nevsky (Hom.: Aphididae). *Plant Invasions: Ecological Mechanisms and Human Responses*:335-345.
- Scholz, T., S. Ronchi, and A. Hof. 2016. Ökosystemdienstleistungen von Stadtbäumen in urban-industriellen Stadtlandschaften – Analyse, Bewertung und Kartierung mit Baumkatastern. *Journal für Angewandte Geoinformatik* **462 - 471**.
- Shapiro, A. M. 2002. The Californian urban butterfly fauna is dependent on alien plants. *Diversity and Distributions* **8**:31-40.
- Shrewsbury, P. M., and M. J. Raupp. 2006. Do top-down or bottom-up forces determine *Stephanitis pyrioides* abundance in urban landscapes? *Ecological Applications* **16**:262-272.
- Siemann, E., W. E. Rogers, and S. J. Dewalt. 2006. Rapid adaptation of insect herbivores to an invasive plant. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* **273**:2763-2769.
- Simao, M. C. M., S. L. Flory, and J. A. Rudgers. 2010. Experimental plant invasion reduces arthropod abundance and richness across multiple trophic levels. *Oikos* **119**:1553-1562.
- Sjömann, H., A. Gunnarsson, S. Pauleit, and R. Bothmer. 2012. Selection approach of urban trees for inner-city environments: learning from nature. *Arboriculture & Urban Forestry* **38**:194 - 204.
- Somme, L., L. Moquet, M. Quinet, M. Vanderplanck, D. Michez, G. Lognay, and A. L. Jacquemart. 2016. Food in a row: urban trees offer valuable floral resources to pollinating insects. *Urban Ecosystems* **19**:1149-1161.
- Southwood, T. R. E. 1961. THE NUMBER OF SPECIES OF INSECT ASSOCIATED WITH VARIOUS TREES. *Journal of Animal Ecology* **30**:1-8.
- Southwood, T. R. E., V. C. Moran, and C. E. J. Kennedy. 1982. The richness, abundance and biomass of the arthropod communities on trees. *Journal of Animal Ecology* **51**:635-649.
- Speight, M. R., R. S. Hails, M. Gilbert, and A. Foggo. 1998. Horse chestnut scale (*Pulvinaria regalis*) (Homoptera: Coccidae) and urban host tree environment. *Ecology* **79**:1503-1513.

- Starý, P., and P. Láška. 1999. Adaptation of native syrphid flies to new exotic plant (*Impatiens* spp.)-aphidant associations in Central Europe (Dipt. Syrphidae; Hom., Aphididae; Hym., Formicidae). *Anzeiger für Schädlingkunde = Journal of pest science* **72**:72-75.
- Strayer, D. L., V. T. Eviner, J. M. Jeschke, and M. L. Pace. 2006. Understanding the long-term effects of species invasions. *Trends in Ecology & Evolution* **21**:645-651.
- Stumpf, T. 1994. Totholzkäfer in Köln - Ein Beitrag zur Stadtökologie. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Rheinischer Koleopterologen* **4**:217 - 234.
- Tallamy, D. W. 2004. Do Alien Plants Reduce Insect Biomass? *Conservation Biology* **18**:1689-1692.
- Tallamy, D. W., and K. J. Shropshire. 2009. Ranking Lepidopteran Use of Native Versus Introduced Plants. *Conservation Biology* **23**:941-947.
- Tanner, R. A., S. Varia, R. Eschen, S. Wood, S. T. Murphy, and A. C. Gange. 2013. Impacts of an Invasive Non-Native Annual Weed, *Impatiens glandulifera*, on Above- and Below-Ground Invertebrate Communities in the United Kingdom. *Plos One* **8**.
- Thomas, C. D. 2013. The Anthropocene could raise biological diversity. *Nature* **502**:7-7.
- Thomas, J. A., R. G. Snazell, and L. K. Ward. 2002. Are Roads Harmful Or Potentially Beneficial to Butterflies and Other Insects?
- Thomson, D. 2004. Competitive interactions between the invasive European honey bee and native bumble bees. *Ecology* **85**:458-470.
- Tischew, S., A. Baasch, H. Grunert, and A. Kirmer. 2014. How to develop native plant communities in heavily altered ecosystems: examples from large-scale surface mining in Germany. *Applied Vegetation Science* **17**:288-301.
- Tooker, J. F., and L. M. Hanks. 2000. Influence of plant community structure on natural enemies of pine needle scale (Homoptera : Diaspididae) in urban landscapes. *Environmental Entomology* **29**:1305-1311.
- Torchin, M. E., K. D. Lafferty, A. P. Dobson, V. J. McKenzie, and A. M. Kuris. 2003. Introduced species and their missing parasites. *Nature* **421**:628-630.
- Trentanovi, G., M. von der Lippe, T. Sitzia, U. Ziechmann, I. Kowarik, and A. Cierjacks. 2013. Biotic homogenization at the community scale: disentangling the roles of urbanization and plant invasion. *Diversity and Distributions* **19**:738-748.
- van Hengstum, T., D. A. P. Hooftman, J. G. B. Oostermeijer, and P. H. van Tienderen. 2014. Impact of plant invasions on local arthropod communities: a meta-analysis. *Journal of Ecology* **102**:4-11.
- Vogt, J., S. Gillner, M. Hofmann, A. Tharang, S. Dettmann, T. Gerstenberg, C. Schmidt, H. Gebauer, K. Van de Riet, U. Berger, and A. Roloff. 2017. Citree: A database supporting tree selection for urban areas in temperate climate. *Landscape and Urban Planning* **157**:14-25.
- Vor, T., H. Spellmann, A. Bolte, and C. Ammer. 2015. Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten - Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung.
- Ward, K., S. Lauf, B. Kleinschmit, and W. Endlicher. 2016. Heat waves and urban heat islands in Europe: A review of relevant drivers. *Science of the Total Environment* **569**:527-539.
- Werner, P. 2016. Biologische Vielfalt im urbanen Raum: Zusammensetzung, Entwicklung und Einflussfaktoren auf Flora und Fauna. *NATUR UND LANDSCHAFT* **91**: 314-321.
- Wittig, R., and M. Niekisch. 2014. Biodiversität: Grundlagen, Gefährdung, Schutz. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Woodruff, D. R. 2014. The impacts of water stress on phloem transport in Douglas-fir trees. *Tree Physiology* **34**:5-14.
- Wrede, A. 2015. Baumsortimente der Zukunft. "Klimabäume" sind jetzt in Hamburg im Stresstest. *Deutsche Baumschule* **2**:14-16.
- Wrede, A. 2015. "Klimabäume" ziehen von Ellerhoop nach Hamburg um - Stresstest der Pflanzen in der Großstadt.
- Youngsteadt, E., A. G. Dale, A. J. Terando, R. R. Dunn, and S. D. Frank. 2015. Do cities simulate climate change? A comparison of herbivore response to urban and global warming. *Global Change Biology* **21**:97-105.
- Zapparoli, M. 1997. Urban development and insect biodiversity of the Rome area, Italy. *Landscape and Urban Planning* **38**:77-86.
- Zimmermann, K., and W. Topp. 1991. Anpassungserscheinungen von Insekten an Neophyten der Gattung *Reynoutria* (Polygonaceae) in Zentraleuropa. Fischer, Jena, ALLEMAGNE.
- Zisenis, M. 2015. Alien plant species: A real fear for urban ecosystems in Europe? *Urban Ecosystems* **18**:355-370.
- Ziter, C. 2016. The biodiversity-ecosystem service relationship in urban areas: a quantitative review. *Oikos* **125**:761-768.

Anhang B: Flugzeiten und Abundanzen der Wildbienenarten

Hymenopterenart	Flugzeiten (Monat)	Cbet	Ocar	Fexc	Forn	Tcor	Ttom
<i>Andrena chrysosceles</i>				1			
<i>Andrena cineraria</i>	3-5	28	179	58	73	114	81
<i>Andrena dorsata</i>	4-5					3	2
<i>Andrena flavipes</i>	3-9	5	2	5		2	4
<i>Andrena fucata</i>							2
<i>Andrena fulva</i>	3-5	10	14	1	14		
<i>Andrena gravida</i>	3-5	2	10	2	6	10	2
<i>Andrena haemorrhoa</i>	3-6	8	5		27	5	4
<i>Andrena jacobii</i>		5	10		2	1	4
<i>Andrena labialis</i>	4-6				1		
<i>Andrena minutula</i>		2	1	1	1		1
<i>Andrena mitis</i>		1	1	1	10		1
<i>Andrena nigroaenea</i>	3-7	19	32	13	13	18	16
<i>Andrena nitida</i>	3-5				3	1	1
<i>Andrena ovatula</i>	3-8					1	
<i>Andrena praecox</i>							2
<i>Andrena tibialis</i>			1				2
<i>Andrena vaga</i>	3-6		3	1	2	1	
<i>Andrena varians</i>			1		1		
<i>Apis mellifera</i>		3	5	18	2	9	4
<i>Bombus bohemicus</i>						1	
<i>Bombus hortorum</i>					1		
<i>Bombus hypnorum</i>		2				1	
<i>Bombus lapidarius</i>			3	15	13		
<i>Bombus pascuorum</i>		4	18	5	2	3	5
<i>Bombus pratorum</i>		19	16	10	25	6	11
<i>Bombus rupestris</i>					1		
<i>Bombus sylvarum</i>						1	
<i>Bombus terrestris</i>		16	78	37	26	39	17
<i>Colletes cunicularius</i>	3-4		1	1	1		2
<i>Eucera nigrescens</i>	5-7			1			
<i>Halictus maculatus</i>	6-9				1		
<i>Halictus scabiosae</i>	4-9	2	23	60	15	8	2
<i>Halictus simplex</i>	6-10 (7-10)		2	4	3		
<i>Halictus subauratus</i>	6-10			3		2	1
<i>Halictus tumulorum</i>	6-10	5	12	22	1	23	14
<i>Heriades truncorum</i>	6-9		1				
<i>Hylaeus communis</i>	5-10					1	
<i>Hylaeus gredleri</i>			1				
<i>Lasioglossum calceatum</i>	3-10 (6-10)	2	9	2	2	7	2
<i>Lasioglossum glabriusculum</i>		1	15	102	3		4
<i>Lasioglossum interruptum</i>		1					
<i>Lasioglossum laticeps</i>			5	4		17	1
<i>Lasioglossum lativentre</i>			1	4	3	2	
<i>Lasioglossum leucozonium</i>				3			
<i>Lasioglossum cf lineare</i>			1				
<i>Lasioglossum malachurum</i>	3-10 (7-10)	3	55	37	11	3	4
<i>Lasioglossum morio</i>		2	5	21	3	3	3
<i>Lasioglossum nitidulum</i>	4-10				1		
<i>Lasioglossum pauxillum</i>		3	76	137	15	22	4
<i>Lasioglossum politum</i>		3	3	63	5	7	3
<i>Lasioglossum pygmaeum</i>							2
<i>Lasioglossum xanthopus</i>	4-10			1			
<i>Osmia bicornis</i>	3-7	2	1	10			
<i>Osmia cornuta</i>	3-5	1					
<i>Sphecodes ephippius</i>							1
<i>Sphecodes ferruginatus</i>	5-7					1	

Anhang C: Abundanzen der Zikaden auf den Versuchsbäumen

Nr.	Art	C bet	O car	F exc	F orn	T cor	T tom	Σ
1	Acanthodelphax spinosa (Fieb.)	1						1
2	Acericerus ribauti Nick. & Rem.			3		4		7
3	Agalmatium spec.			1				1
4	Alebra neglecta W.Wg.	7						7
5	Alebra viridis R.		1					1
6	Alebra wahlbergi (Boh.)					8	2	10
7	Allygidius atomarius (F.)	1						1
8	Allygus communis (Ferr.)	9	10	5	31		10	65
9	Allygus mixtus (F.)	2			1		1	4
10	Allygus modestus Scott	8	7	10	18		2	45
11	Aphrodes bicincta (Schrk.)		1	3		1		5
12	Aphrophora alni (Fall.)		1					1
13	Arboridia ribauti (Oss.)	1						1
14	Cixius nervosus (L.)				1			1
15	Dicranotropis hamata (Boh.)			2				2
16	Dryodurgades reticulatus (H.-S.)	4	3		5	2	1	15
17	Edwardsiana flavescens (F.)	11						11
18	Edwardsiana lethierryi (Edw.)					19	3	22
19	Edwardsiana prunicola (Edw.)					1		1
20	Elymana sulphurella (Zett.)						1	1
21	Empoasca cf. pteridis (Dhlb.)	1	1				1	3
22	Empoasca vitis (Göthe)				1			1
23	Eupteryx notata Curt.			1				1
24	Eurhadina cf. ribauti W.Wg.						1	1
25	Eurhadina concinna (Germ.)	1						1
26	Eurysella brunnea (Mel.)		1					1
27	Fagocyba cruenta (H.-S.)	13	21	2				36
28	Fieberiella florii (Stal)		7				1	8
29	Fruticidia bisignata (M. & R.)		1		1			2
30	Hardya tenuis (Germ.)	19	13	5	16	4	8	65
31	Hyledelphax elegantula (Boh.)			1	1			2
32	lassus lanio (L.)			1				1
33	Issus coleoptratus (F.)	5	3			1	11	20
34	Javesella pellucida (F.)	1	1	2	2			6
35	Kybos lindbergi (Lnv.)					1		1
36	Lindbergina aurovittata (Dgl.)		1					1
37	Macrosteles laevis (Rib.)			1				1
38	Megophthalmus scanicus (Fall.)	1	2	7	1	1	1	13
39	Mocytia crocea (H.-S.)	1						1
40	Neoliturus fenestratus (H.-S.)			2				2
41	Neophilaenus campestris (Fall.)		2	1	2			5
42	Oncopsis carpini (J. Shlb.)	60		1				61
43	Oncopsis spec.		2					2
44	Orientus ishidae (Mats.)	5	23	7	5	4	3	47
45	Penestrangia apicalis (Osb. & Ball)				1			1
46	Philaenus spumarius (L.)		6		1			7
47	Psammotettix alienus (Dhlb.)		1	1				2
48	Reptalus quinquecostatus (Duf.)		2		1	1		4
49	Ribautiana debilis (Dgl.)		1		1		3	5
50	Ribautodelphax albostrata (Fieb.)						1	1
51	Ribautodelphax imitans (Rib.)			1		1		2
52	Trigonocranus emmeae Fieb.						1	1
53	Typhlocyba quercus (F.)		1		1			2
54	Zonocyba bifasciata (Boh.)	9			2	1	2	14
55	Zygina griseombra Rem.	1						1

Nr.	Art	C bet	O car	F exc	F orn	T cor	T tom	Σ
56	Zygina spec.		1			13	2	16
57	Zyginella pulchra P. Löw	5	4	2				11
58	Zyginidia scutellaris (H.-S.)		1	2	1			4
	Summe Individuen	166	118	61	93	62	55	555
	Summe Arten	22	27	22	20	15	19	58