

Endbericht zum Forschungsvorhaben Nr. KL/21/01

„Lebensraum Stadtbaum – ein Refugium für Biene & Co.“

Projektlaufzeit:
01.03.2021 bis 31.12.2023

Endbericht zum Forschungsvorhaben KL/21/01

„Lebensraum Stadtbaum – ein Refugium für Biene & Co.“

Projektlaufzeit: 01.03.2021 bis 31.12.2023

Projektleiter: Jürgen Eppel

Projektbearbeiter: Dr. Susanne Böll



Gefördert durch

Bayerisches Staatsministerium für
Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Tourismus



Veitshöchheim, 21.12.2023

Zuwendungsempfänger:

Bayerische Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau
Institut für Stadtgrün und Landschaftsbau (ISL), An der Steige 15, 97209 Veitshöchheim
www.lwg.bayern.de, poststelle@lwg.bayern.de

Inhaltsverzeichnis

1	Kurzfassung	5
2	Zielsetzung	8
3	Methodik	10
3.1	Baumarten und Versuchsstandort 2021	10
3.2	Baumarten und Versuchsstandort 2022	11
3.3	Untersuchungszeitraum und Erfassungsmethoden	14
3.4	Probenbehandlung, taxonomische Bestimmung	17
4	Ergebnisse.....	18
4.1	Abundanz von Arthropoden im Kronenraum	18
4.2	Untersuchungsjahr 2021	21
4.2.1	Araneae - Spinnen	21
4.2.2	Heteroptera - Wanzen	23
4.2.3	Auchenorrhyncha - Zikaden	26
4.2.4	Chrysomelidae/ Curculionidae – phytophage Käfer	28
4.2.5	Apidae - Bienen	30
4.2.6	Rote Liste Arten 2021	32
4.3	Untersuchungsjahr 2022	32
4.3.1	Araneae - Spinnen	32
4.3.2	Heteroptera – Wanzen	34
4.3.3	Auchenorrhyncha – Zikaden	37
4.3.4	Chrysomelidae/ Curculionidae – phytophage Käfer	39
4.3.5	Apidae – Bienen	41
4.3.6	Rote Liste Arten 2022	42
5	Diskussion.....	43
5.1	Insekten im ländlichen und urbanen Raum	43
5.2	Abundanzen der Baumkronenfauna im Vergleich	45
5.3	Artenvielfalt und Biodiversität der Baumkronenfauna im Vergleich	48
5.4	Urbane Insektenvielfalt durch Artenreichtum der Stadtbaumarten	57
6	Fazit.....	63
7	Vorträge im Berichtszeitraum	64
8	Literatur	66

1 Kurzfassung

Allgemein gelten nicht-heimische Baumarten artenärmer als heimische Baumarten, zumindest was Herbivorengemeinschaften in Wäldern betrifft. Dies gilt umso mehr, je weiter heimische und nicht-heimische Baumarten verwandtschaftlich und/oder geografisch voneinander entfernt sind (Gloor 2021). Untersuchungen aus dem Forst lassen sich jedoch nur bedingt auf Straßenbäume übertragen, die aufgrund vielfältiger Umweltbelastungen unter härtesten Stressbedingungen existieren. Vor allem heimische Baumarten leiden dank des fortschreitenden Klimawandels immer stärker unter den immer intensiver auftretenden Hitze- und Dürreperioden und kommen zusehends häufiger an ihr Limit. Kontinental geprägte, nicht-heimische Baumarten zeigen dagegen auf Grund ihrer Herkunft eine wesentlich höhere Resilienz gegenüber klimatischen Stresssituationen wie frühere Untersuchungen aus dem Projekt „Stadtgrün 2021“ ergeben haben (Böll 2022). In einer vergleichenden Vorstudie, in der die Arthropodenvielfalt in den Kronen dreier heimischer und dreier nahverwandter südost-europäischer Baumarten untersucht wurde, ergaben sich hinsichtlich der Artenvielfalt bis auf eine signifikant höhere Zikadenartenzahl auf der südost-europäischen Hopfenbuche im Vergleich zur heimischen Winterlinde keine weiteren Unterschiede in den anderen untersuchten Taxa (Böll et al. 2019).

Im Rahmen des Forschungsprojekts „Stadtgrün 2021“ wurden 2021/ 2022 insgesamt vier heimische und acht nicht-heimische Baumarten an zwei Standorten in Würzburg in je 5-facher Wiederholung über eine gesamte Vegetationsperiode auf ihre Kronenfauna untersucht (Tab.1). Zum Fang fliegender Insekten wurden pro Baumart je fünf Bäume mit zwei Fensterfallen im inneren Kronenraum ausgestattet. Zur Erfassung von Spinnen und Insektenlarven wurden 14-tägig Klopfproben durchgeführt. Insgesamt wurde in beiden Jahren in den jeweils 30 untersuchten Bäumen eine sehr ähnliche Anzahl von Arthropoden gefangen: 2021: n=23.802, 2022: n=23.662. Die individuenstärksten und funktional wichtigsten Arthropodengruppen wurden bis zur Art bestimmt (Wildbienen, phytophage Käfer, Zikaden, Wanzen, Spinnen).

Tabelle 1: Versuchsbaumarten 2021/ 2022. NA – Nordamerika. SO-EU – Südosteuropa, S-EU – Südeuropa, AS - Asien

	heimisch	nicht-heimisch
2021	<i>Fraxinus excelsior</i> 'Westhofs Glorie'	<i>Alnus x spaethii</i> (AS)
	<i>Ulmus</i> 'Lobel'	<i>Fraxinus pennsylvanica</i> 'Summit' (NA)
		<i>Liquidambar styraciflua</i> (NA)
		<i>Quercus frainetto</i> 'Trump' (SO-EU)
2022	<i>Acer platanoides</i> 'Emerald Queen'	<i>Acer opalus</i> (S-EU)
	<i>Sorbus latifolia</i> 'Henk Vink'	<i>Eucommia ulmoides</i> (AS)
		<i>Tilia americana</i> 'Redmond' (NA)
		<i>Ulmus</i> 'Rebona' (AS)

Insgesamt zeigten die Ergebnisse im Einklang mit der Vorstudie, wie wichtig eine differenzierte Betrachtung einzelner Insektengruppen und eine umfassende Untersuchung möglichst vieler Insektenordnungen bei der Beurteilung der Biodiversität von Arthropoden auf verschiedenen Baumarten ist. Es ergibt sich kein einheitliches Bild, dass heimische Baumarten grundsätzlich ein besseres Habitat als die untersuchten nicht-heimischen Baumarten darstellen. Während es 2021 keinen statistischen Unterschied zwischen der Anzahl gefangener Individuen auf den verschiedenen Baumarten gab, war 2022 die Gesamtzahl gefangener Tiere in den Kronen des heimischen Spitz-Ahorns mit Ausnahme der Amerikanischen Linde signifikant höher als auf allen anderen Baumarten, inklusive der heimischen Breitblättrigen Mehlbeere. Das lag größtenteils an dem hohen Blattlausbefall. Hinsichtlich der Abundanzen in den einzelnen Taxa stachen 2021 die heimische Stadtulme und Esche sowie die asiatische Purpur-Erle, 2022 der heimische Spitz-Ahorn, der südeuropäische Italienische Ahorn, die Amerikanische Linde und die asiatische Resista-Ulme hervor.

Betrachtet man die Artenvielfalt, so ergaben sich folgende Ergebnisse:

- Verschiedene Taxa zeigten keine Präferenzen für eine der Baumarten, unabhängig davon, ob heimisch oder nicht-heimisch (phytophage Käfer, Wildbienen (bis auf *Acer opalus*, 2022, der signifikant weniger Arten beherbergte))
- bei den saugenden Insekten waren die deutlichsten Unterschiede zwischen einzelnen Baumarten zu finden. Wanzen bevorzugten die heimische Esche, Stadt-Ulme und den Spitz-Ahorn sowie die nicht-heimische -E Amerikanische Linde und die asiatische Resista-Ulme. Sie mieden dagegen die heimische Breitblättrige Mehlbeere, den amerikanischen Amberbaum, die amerikanische Rot-Esche, die südosteuropäische Ungarische Eiche und Italienischen Ahorn sowie den asiatischen monotypischen Guttaperchabaum. Die meisten Zikadenarten fanden sich auf der heimischen und der nicht-heimischen Ulme, gefolgt von den beiden heimischen Arten Spitz-Ahorn und Breitblättrige Mehlbeere und der asiatischen Purpur-Erle. Im Einklang mit der Einstufung einer geringen Attraktivität von heimischen Eschen und Linden für Zikaden (Nickel 2008) wurden signifikant am wenigsten Arten auf der heimischen Esche und der Amerikanischen Linde gefunden.
- die Attraktivität nicht-heimischer Baumarten für Herbivoren unterschied sich je nach Baumgattung deutlich, was auf geringe bzw. stärkere Unterschiede in den Blattinhaltsstoffen hindeutet. Während Erlen- und Ulmenspezialisten auf den asiatischen Hybriden zu finden waren, wurden auf der nordamerikanischen Esche kaum Eschenspezialisten gefangen. Auch wenn einige Eichenspezialisten auf der südosteuropäischen Ungarischen Eiche gefunden wurden, war sie, anders als die heimische Stieleiche, ausgesprochen artenarm.

- außer Nistplatz und Nahrungsangebot scheinen noch andere Faktoren eine wichtige Rolle zu spielen: das legt die Tatsache nahe, dass sich 2021 60 und 2022 55 Wildbienenarten (gut ein Zehntel aller Wildbienenarten Deutschlands) auch außerhalb der Blütezeit in den Kronen der untersuchten Baumarten aufhielten, ebenso wie verschiedene Wanzen- und Zikadenarten, die sonst auf Trocken- oder Sandrasen zu finden sind, darunter verschollene und extrem seltene Rote Listarten. Untersuchungen zur kritischen Maximaltemperatur (CT_{max}) verschiedener Arthropoden haben gezeigt, dass bei allen Taxa die CT_{max} Werte deutlich unter 50°C liegen, während die Temperaturen auf besonnten Grünstreifen während Hitzeperioden über 60°C ansteigen und damit letale Temperaturen erreichen können. Frühere Untersuchungen im Projekt „Stadtgrün 2021+“ haben ergeben, dass Temperaturen in den Baumkronen während der Tagestemperaturmaxima um bis zu 8°C unter den Temperaturen besonnter Blätter liegen können, so dass offensichtlich auch primär bodenlebende Insekten Baumkronen als Refugium nutzen, um dem Hitzetod zu entgehen.

Das spiegelt sich auch in der Artenzusammensetzung der Baumkronengemeinschaften wider: ordnet man die Insekten- und Spinnenarten entsprechend ihres Auftretens den heimischen, nicht-heimischen oder beiden Baumartengruppen zu, so zeigt sich, dass in beiden Jahren fast die Hälfte der untersuchten Arthropodenarten auf beiden Baumgruppen zu finden war, während entsprechend des Verhältnisses der heimischen: nicht-heimischen Baumarten von 1:2 18% bzw. 17% der Arthropodenarten nur auf heimischen Bäumen, sowie 38% bzw. 35% ausschließlich auf den nicht-heimischen Baumarten vorkamen. Dies zeigt deutlich, dass nicht-heimische Baumarten durchaus artenreich sein können und dass gemischte Baumalleen insgesamt eine deutlich höhere Artenvielfalt aufweisen als reine Mono-Alleen. Das wirkt auch der ungezügelten Ausbreitung neuer Krankheiten und Schädlinge entgegen.

Viele der untersuchten Insektenarten leben jedoch nicht ausschließlich in den Baumkronen und sind zwingend auf zusätzliche Teillebensräume angewiesen. Entsprechend spielte der Grünstreifen, in dem die Bäume stehen, eine wesentliche Rolle für die hohe Biodiversität der Insekten, wie sich aus der Ökologie vieler Insektenarten ergab. Er dient als wichtiger Teillebensraum (Nistplatz, Nahrungsangebot) für eine große Anzahl der erfassten Wildbienen, die Hälfte aller Zikaden- und Wanzenarten, die eigentlich in der Krautschicht leben oder als Stratenwechsler in die Baumkronen wandern, sowie für viele andere Insektenarten.

Bäume sind zunehmend ein wesentlicher Bestandteil von Klimaanpassungs- und Vorsorgemaßnahmen der Städte, da sie einen positiven Einfluss auf das urbane Mikroklima haben und der thermischen Belastung am effektivsten entgegenwirken können. Voraussetzung für diese Ökosystemleistungen ist jedoch ihre

Pflanzengesundheit und Vitalität. Grünstreifen und die standortgerechte Verwendung einer möglichst breiten Palette von heimischen und nicht-heimischen Baumarten sind die beste Voraussetzung für eine nachhaltige Pflanzung von Straßenbäumen, die auch der urbanen Artenvielfalt dient.

2 Zielsetzung

Wie die Krefelder Studie (Hallmann et al. 2017) gezeigt hat, ging die Biomasse von Insekten in den letzten Jahrzehnten in der freien Landschaft drastisch zurück. Darüber hinaus ist für verschiedene Insektentaxa ein dramatischer Artenschwund in der Agrarlandschaft belegt (Habel et al. 2019, Sánchez-Bayo et al. 2019). 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). Als Gründe dafür wird diskutiert, dass in Städten keine Pestizide eingesetzt werden dürfen und urbane Habitate eine hohe Heterogenität an ungleichmäßig verteilten, kleinräumigen Lebensräumen („urban mosaic“) aufweisen (Sattler et al. 2011). Allerdings wurden bei den Untersuchungen keine Bäume berücksichtigt, die auf Grund ihrer Größe, Dreidimensionalität und Langlebigkeit eine besondere Bedeutung für die urbane Fauna haben. Heimische Stadtbaumarten leiden zunehmend unter Trockenschäden und Krankheiten und können ihre Ökosystemleistungen häufig nur noch eingeschränkt erbringen. Gebietsfremde Baumarten, wie sie seit 2010 im Projekt „Stadtgrün 2021“ getestet werden, zeigen eine wesentlich höhere Resilienz gegenüber klimatischen Stresssituationen (Böll 2022). Dennoch wird seitens der Naturschutzverbände und Umweltbehörden immer wieder gefordert, dass auch in Zeiten des Klimawandels im städtischen Bereich nur heimische Baumarten verwendet werden sollen. Gebietsfremde Baumarten, so wird oft argumentiert, seien artenärmer und böten der heimischen Tierwelt keinen geeigneten Lebensraum. Allerdings gibt es keine vergleichenden stadtoökologischen Untersuchungen, die das belegen.

In einer Vorstudie (finanziert vom Bayerischen StMUV) wurde 2017 die Arthropodenvielfalt in den Baumkronen drei heimischer und drei verwandter südosteuropäischer Stadtbaumarten vergleichend untersucht (Böll et al. 2019). Alle Baumarten wiesen einen unerwartet hohen Individuen- und Artenreichtum auf. In der Insektenvielfalt unterschieden sich die heimischen Baumarten nicht von den südosteuropäischen Schwesternarten. Unterschiede wurden aber in der Zusammensetzung der Artengemeinschaften zwischen verschiedenen Baumarten festgestellt, so dass gemischte Alleen aller Baumarten die urbane Artenvielfalt am stärksten fördern (Böll et al. 2019). Dieses Ergebnis lässt sich jedoch nicht ohne Weiteres auf andere fremdländische Baumarten übertragen. Deshalb sollten die Untersuchungen

in dieser Studie mit weiteren „Stadtklimabaumarten“ (s. Projekt „Stadtgrün 2021+“, LWG; Tab.2) fortgesetzt werden und in eine Empfehlungsliste für kommunale Grünämter münden, die die ökologische Wertigkeit der untersuchten Baumarten abbildet. Die Ergebnisse sollten zu einer differenzierten Betrachtung und einer Versachlichung der häufig emotional geführten Debatte über den ökologischen Wert gebietsfremder Baumarten beitragen und den Kommunen, insbesondere Gartenämtern und Bauhöfen, die Möglichkeit eröffnen, bei der dringend notwendigen Erweiterung des Stadtbaumsortiments mit klimaresilienten Arten bei der Auswahl der Baumarten die ökologische Wertigkeit mit einzubeziehen.

Tabelle 2: Versuchsbaumarten 2021/ 2022. NA – Nordamerika. SO-EU – Südosteuropa, S-EU – Südeuropa, AS - Asien

	heimisch	nicht-heimisch
2021	<i>Fraxinus excelsior</i> 'Westhofs Glorie'	<i>Alnus x spaethii</i> (AS)
	<i>Ulmus</i> 'Lobel'	<i>Fraxinus pennsylvanica</i> 'Summit' (NA)
		<i>Liquidambar styraciflua</i> (NA)
		<i>Quercus frainetto</i> 'Trump' (SO-EU)
2022	<i>Acer platanoides</i> 'Emerald Queen'	<i>Acer opalus</i> (S-EU)
	<i>Sorbus latifolia</i> 'Henk Vink'	<i>Eucommia ulmoides</i> (AS)
		<i>Tilia americana</i> 'Redmond' (NA)
		<i>Ulmus</i> 'Rebona' (AS)

3 Methodik

3.1 Baumarten und Versuchsstandort 2021



Abbildung 1: Lageskizze des Versuchsstandorts 2021 in einem Gewerbegebiet in Würzburg. Bis auf *F. excelsior* 'Westhofs Glorie' sind alle Versuchs­bäume aus dem Forschungsvorhaben „Stadtgrün 2021“. Baumarten: As: *Alnus x spaethii*, Fe: *Fraxinus excelsior* ‚Westhofs Glorie‘, Fp: *Fraxinus pennsylvanica* ‚Summit‘, Ls: *Liquidambar styraciflua*, Qf: *Quercus frainetto* ‚Trumpf‘, Ul: *Ulmus* ‚Lobel‘

2021 wurden die Kronenfaunen von zwei heimischen und vier nicht-heimischen Stadtbaumarten in Würzburg untersucht, die unter vergleichbaren klimatischen Bedingungen in unmittelbarer Nachbarschaft im Gewerbegebiet Heuchelhof stehen (Abb.1, Bild 1-6). Fünf der Baumarten sind Teil des Projekts „Stadtgrün 2021+“ der LWG und wurden 2010 in vergleichbarer Größe mit je 8 Exemplaren an derselben Straße aufgepflanzt. Bei der sechsten Art handelt es sich um die heimische Esche *Fraxinus excelsior* ‚Westhofs Glorie‘ einer benachbarten Eschenallee (Abb.1). Diese Art fiel in der Fallstudie 2017 durch besonders hohe Individuenzahlen der Kronenfauna auf (Böll et al. 2019). Als zweite heimische Art diente *Ulmus* ‚Lobel‘, eine Kreuzung aus den heimischen Ulmen *Ulmus glabra* x *Ulmus hollandica* (*U. glabra* x *U. minor*) und einer asiatischen Ulme (*U. wallichiana*), die für die relativ hohe Resistenz gegen den Pilzerreger des Ulmensterbens verantwortlich ist. Alle Versuchs­bäume haben seit der Pflanzung umfangreiche, arttypische Kronen entwickelt, die Arthropoden einen geeigneten Lebensraum mit entsprechender Phytomasse bieten.



Bild 1: *Alnus x spaethii* – Purpur-Erle



Bild 2: *Fraxinus excelsior* ‚Westhofs Glorie‘ – Heimische Esche



Bild 3: *Fraxinus pennsylvanica* ‚Summit‘ – Nordamerikanische Rot-Esche



Bild 6: *Liquidambar styraciflua* - Amberbaum



Bild 4: *Quercus frainetto* ‚Trumpf‘ – Ungarische Eiche



Bild 5: *Ulmus* ‚Lobel‘ - Stadtulme

3.2 Baumarten und Versuchsstandort 2022

2022 wurden die Kronenfaunen von zwei weiteren heimischen und vier nicht-heimischen Stadtbaumarten in Würzburg untersucht, die unter vergleichbaren klimatischen Bedingungen in unmittelbarer Nachbarschaft ca. 1 km entfernt von dem Standort 2021 im Stadtteil Heuchelhof stehen (Abb.2, Bild 7-12).



Abbildung 2: Lageskizze des Versuchsstandorts 2022 im Stadtteil Heuchelhof in Würzburg. Baumarten: Ao: *Acer opalus*, Ap: *Acer platanoides* ‚Emerald Queen‘, Eu: *Eucommia ulmoides*, Sl: *Sorbus latifolia* ‚Henk Vink‘, Ta: *Tilia americana* ‚Redmond‘, Ur: *Ulmus* ‚Rebona

Fünf der Baumarten sind Teil des Projekts „Stadtgrün 2021+“ der LWG und wurden 2015 in vergleichbarer Größe mit je 6-8 Exemplaren an derselben Straße aufgepflanzt. Bei der sechsten Art handelt es sich um den Spitz-Ahorn *Acer platanoides* ‚Emerald Queen‘ einer angrenzenden Ahornallee (Abb.2), eine heimische Art, die bei der Straßenbaumbewertung von Gloor (2021) als attraktiv für die Kronenfauna beschrieben wird und einen entsprechend hohen Biodiversitätsindex aufweist. Als zweite heimische Art diente *Sorbus latifolia* ‚Henk Vink‘, eine Kreuzung aus den heimischen *Sorbus*-Arten *Sorbus aria* x *Sorbus torminalis*. Alle Versuchsbäume haben seit der Pflanzung umfangreiche, arttypische Kronen entwickelt, die Arthropoden einen geeigneten Lebensraum mit entsprechender Phytomasse bieten (Bild 7-12).



Bild 7: Acer opalus – Italienischer Ahorn



Bild 8 Acer platanoides ‚Emerald Queen‘ – Spitz-Ahorn



Bild 9: Eucommia ulmoides - Guttaperchabaum



Bild 10: Sorbus latifolia ‚Henk Vink‘ Breitblättrige Mehlbeere



Bild 11: Tilia americana ‚Redmond‘– Amerikanische Linde



Bild 12: Ulmus ‚Rebona‘– Resista-Ulme ‚Rebona‘

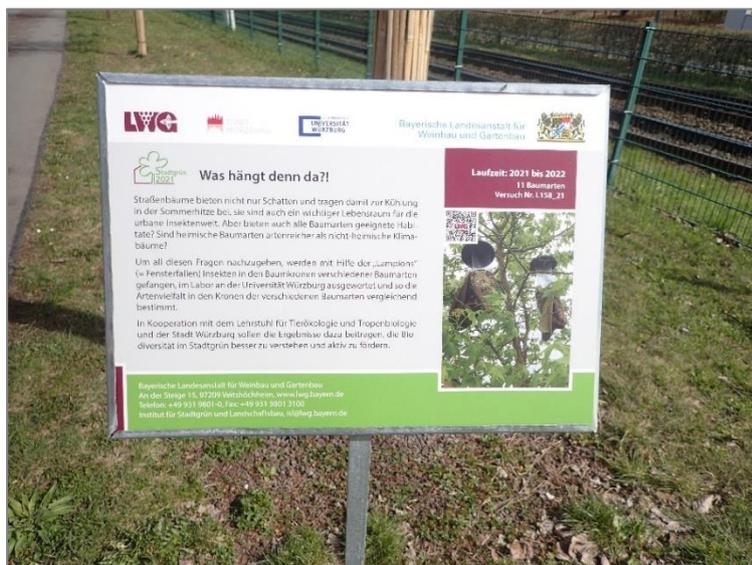


Bild 13: Info-Tafel

Sechs Info-Tafeln entlang der Versuchsbäume klärten den interessierten Bürger über das Projekt und die Funktion der Fensterfallen in den Bäumen auf, die bis zum vollen Laubaustrieb in den Kronen der Bäume sichtbar waren.

3.3 Untersuchungszeitraum und Erfassungsmethoden

Die Probenahmen wurden vom 27.04. - 26.10.2021 und auf Grund der frühen Blüte der Ahornarten vom 12.4. – 11.10.2022 über die gesamte Vegetationsperiode durchgeführt. Um die Artenvielfalt und Gildenstruktur in den Baumkronen abbilden zu können, wurden ökologische Standardmethoden zum Fang von Insekten und Spinnentieren verwendet (Bild 15+17). Für den Zugang in die 30 Baumkronen musste bei jedem Probenentnahmeterrain ein hierfür gemieteter Hubsteiger eingesetzt werden (Bild 14). Pro Baumart wurden 5 Bäume beprobt, um eine belastbare statistische Auswertung zu gewährleisten.

Luftelektoren

Fensterfallen (Eklektoren) werden zum Fang von Fluginsekten, insbesondere Blattkauer und -sauger eingesetzt (Bild 14). 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 (Blumentopfuntersetzer 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.



Bild 14: Aufhängen der Eklektoren in den Versuchsbäumen, 13.4.2021

Pro Baum wurden zwei Eklektoren (Nord- und Südausrichtung) im mittleren Kronenbereich aufgehängt (Bild 15). Die Fallen wurden kurz vor dem Blattaustrieb der ersten Baumarten am 13.4.2021 bzw. am 29.3.2022 ausgebracht, in zweiwöchigen Abständen gewechselt und mit dem Blattfall zum Ende der Vegetationsperiode am 26.10.2021 bzw. 11.10.2022 endgültig abgehängt. Die Fallen waren nach dem Blattaustrieb von außen nicht sichtbar (Bild 16).



Bild 15: Eklektoren in der Krone von *F. pennsylvanica* ‚Summit‘ vor dem Blattaustrieb

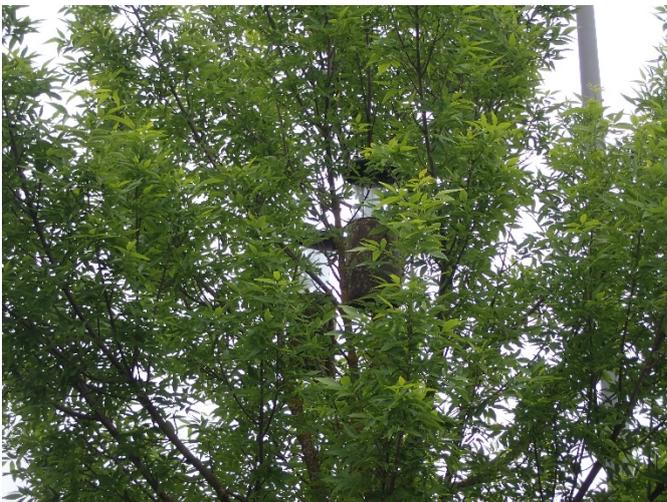


Bild 16: Eklektoren in der Krone von *F. pennsylvanica* ‚Summit‘ nach dem Blattaustrieb

Klopfproben

Zum Einsatz kamen Klopfschirme (Fa. Bioform, Nürnberg) zum Fang v.a. von Insektenlarven (Blattkauer, -sauger, Räuber) und Spinnen (Bild. 17). An jedem Probenstermin wurden in jedem Baum jeweils drei Äste im mittleren Kronenbereich beklopft; die herabfallenden Arthropoden wurden im Klopfschirm aufgefangen und vor Ort in etikettierten Gefäßen mit 75%igem Ethanol konserviert.



Bild 17: Klopfschirmeinsatz

Auf **Gelbfallen** wurde auf Grund der Erfahrungen aus der Vorstudie 2017 wegen der hohen Fängigkeit bei gleichzeitig geringer Auswertbarkeit (Mahsberg et al. 2021) verzichtet.

3.4 Probenbehandlung, taxonomische Bestimmung

Über den gesamten Untersuchungszeitraum gingen 2021 14 von insgesamt 840 Eklektorenproben durch Starkwind verloren. Für einzelne Bäume betragen die Verluste zwischen 0 und 3 von insgesamt 28 Proben. Da die Verluste von Proben insgesamt und auch pro Baum relativ gering ausfielen und das Ergebnis nur marginal verändern würden, wurde für diesen Bericht keine spezielle Sensitivitätsanalyse bezüglich des Einflusses ungleicher Probezahlen durchgeführt. Für geplante Publikationen der Endergebnisse ist aber eine solche eingeplant.

Das Probenmaterial der Eklektoren und Klopfproben wurde am Tag der jeweiligen Entnahme ins Bestimmungslabor im Biozentrum gebracht und in 75%igem-Ethanol konserviert. Dort wurden die gefangenen Arthropoden für jeden Einzelbaum getrennt gezählt und nach Tiergruppen vorsortiert. Wenn keine Artzuordnung möglich war, wurden höhere Taxa-Ebenen angegeben. Folgende ausgewählte, ökologisch bedeutsamen Taxa wurden zur Bestimmung bis auf Artniveau an Spezialisten verschickt: Räuber (Araneae, Apocrita), Pflanzenfresser (Coleoptera (Curculionidae, Chrysomelidae), Pflanzensauger (Auchenorrhyncha, Heteroptera), Bestäuber (Apidae).

Im Rahmen dieser Untersuchung entstanden am Lehrstuhl für Tierökologie und Tropenbiologie der Universität Würzburg vier Bachelor- und eine Masterarbeit, die Ende März 2024 abgeschlossen sein wird.

4 Ergebnisse

4.1 Abundanz von Arthropoden im Kronenraum

Ähnlich wie in der Vorstudie 2017 (n=23.883) wurden während den Vegetationsperioden in den Eklektoren und Klopfproben 2021 insgesamt 23.802 Arthropoden und 2022 23.662 Arthropoden in den Kronen der jeweils 30 Versuchsbäume gefangen (Abb.3). Erwartungsgemäß dominierten die Dipteren in den Jahren 2017 und 2021 mit 41% bzw. 28%, aber nicht im Jahr 2022 (12%). Hier waren die Hemipteren mit 33% am stärksten vertreten (davon 18% Blattläuse). Weitere dominante Taxa stellten die Hymenopteren und Coleopteren dar. Alle weiteren Taxa waren mit maximal 10% der Individuen vertreten. In den Klopfproben wurden vor allem Arachniden (Araneae, Acari), aber auch Psocoptera erfasst (Bsp. 2021, Abb.4), die in der Anzahl gegenüber Individuenfängen aus Eklektorproben unterrepräsentiert sind, da sie nur zeitlich punktuell 14-tägig an den jeweiligen Fallenwechsellagen gefangen wurden.

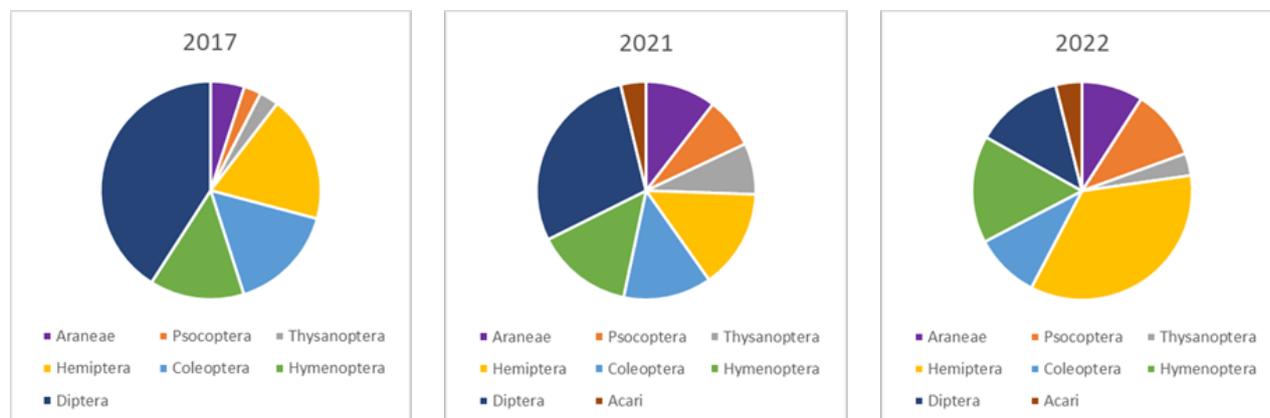


Abbildung 3: Prozentualer Anteil verschiedener Taxa in den Klopfproben- und Eklektorfängen 2017, 2021, 2022

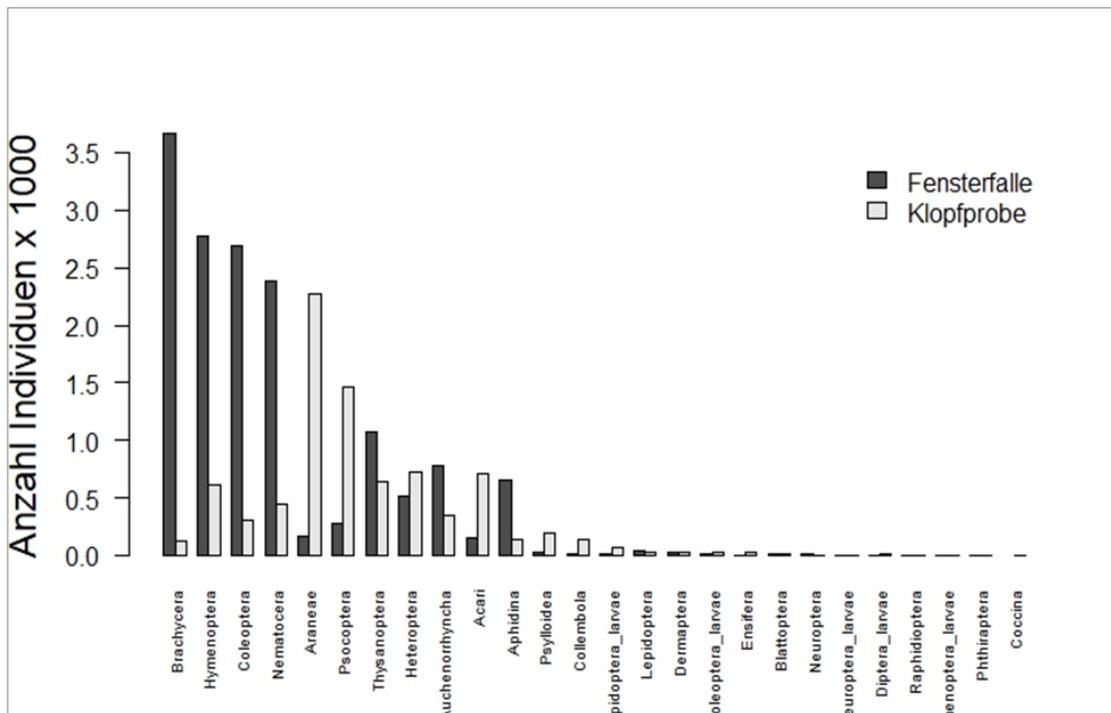


Abbildung 4: Individuenzahlen/ Ordnung der 2021 in Eklektoren (schwarz) und Klopfragen (grau) gefangenen Arthropoden (Stör 2022).

Alle Baumarten wiesen 2021 hohe Arthropodenabundanzen auf. „Spitzenreiter“ mit über 4.000 Individuen waren die nordamerikanische *Fraxinus pennsylvanica* ‚Summit‘, die heimische Esche *Fraxinus excelsior* ‚Westhofs Glorie‘ und die heimische *Ulmus* ‚Lobel‘, während auf *Quercus frainetto* ‚Trump‘ am wenigsten Arthropoden gefangen wurden (Tab.3). Allerdings war die Gesamtzahl der Arthropoden auf *Fraxinus excelsior* ‚Westhofs Glorie‘ im Vergleich zu 2017 (n=7075) um fast die Hälfte geringer.

Tabelle 3: Anzahl der Arthropoden auf den verschiedenen Versuchsbaumarten (Summe der 5 Replikate) 2021

<i>Fraxinus excelsior</i> ‚Westhofs Glorie‘	4004
<i>Ulmus</i> ‚Lobel‘	4378
<i>Alnus x spaethii</i>	3999
<i>Fraxinus pennsylvanica</i> ‚Summit‘	4413
<i>Liquidambar styraciflua</i>	3716
<i>Quercus frainetto</i> ‚Trump‘	3292

In der mittleren Anzahl gefangener Arthropoden, die mindestens bis zur Ordnung bestimmt wurden, unterschieden sich die einzelnen Baumarten jedoch nicht (Abb. 5, ANOVA, F=1.1, p = 0.39).

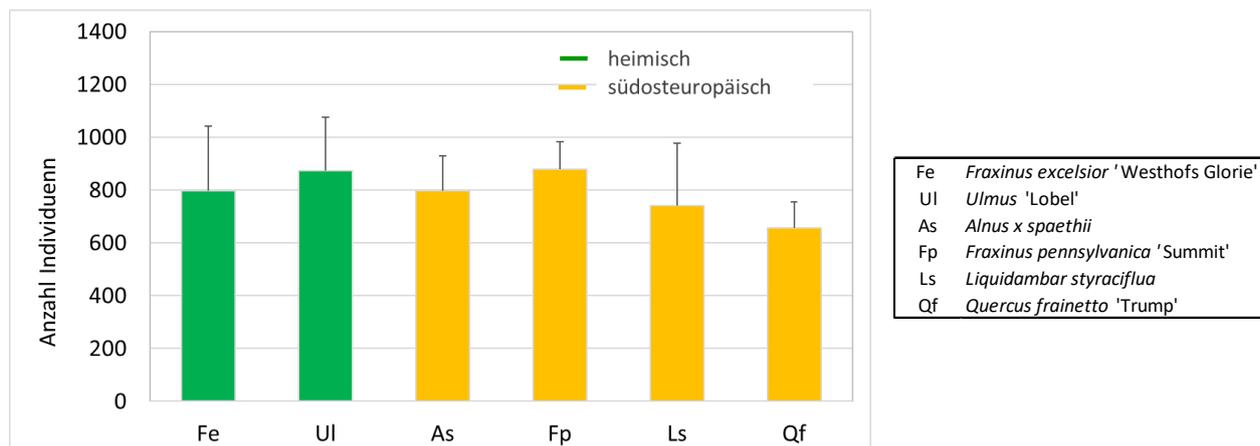


Abbildung 5: Anzahl gefangener Arthropoden (+SD) auf den verschiedenen Baumarten 2021.

2022 hatten der heimische Spitz-Ahorn ‚Emerald Queen‘ mit Abstand die höchsten Arthropodenzahlen, gefolgt von der Amerikanischen Linde ‚Redmond‘, während die heimische Breitblättrige Mehlbeere ‚Henk Vink‘ neben der asiatischen Hybride *Ulmus* ‚Rebona‘ das Schlusslicht bildeten (Tab.4).

Tabelle 4: Anzahl der Arthropoden auf den verschiedenen Versuchsbaumarten (Summe der 5 Replikate) 2022

<i>Acer platanoides</i> 'Emerald Queen'	6229
<i>Sorbus latifolia</i> 'Henk Vink'	2191
<i>Acer opalus</i>	4475
<i>Eucommia ulmoides</i>	2930
<i>Tilia americana</i> 'Redmond'	5461
<i>Ulmus</i> 'Rebona'	2378

Der heimische Spitz-Ahorn unterschied sich, abgesehen von der Amerikanischen Linde, signifikant von allen anderen Baumarten in der mittleren Anzahl der mindestens bis zur Ordnung bestimmten Arthropoden, während die heimische Breitblättrige Mehlbeere und die beiden nicht-heimischen Arten, Guttaperchabaum und Resista-Ulme, die statistisch geringsten Abundanzen aufwiesen (Abb. 6, ANOVA, $F=27.2$, $p < 0.001$).

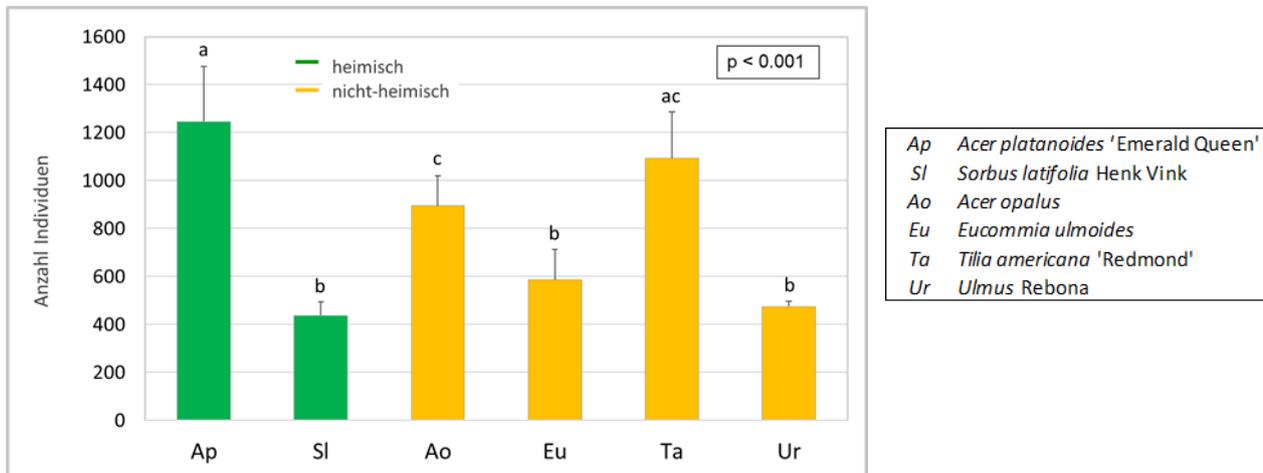


Abbildung 6: Anzahl gefangener Arthropoden ($\pm SD$) auf den verschiedenen Baumarten 2022

Im Weiteren werden die Abundanzen und die Artenvielfalt in den dominanten Arthropodengruppen auf den verschiedenen Baumarten näher beleuchtet.

4.2 Untersuchungsjahr 2021

4.2.1 Araneae - Spinnen

Insgesamt wurden 2021 auf den Versuchsbäumen 2436 Spinnen gefangen, die sich auf 37 Arten verteilen. Ein Großteil der Individuen, vor allem im späteren Verlauf der Saison, konnte nicht bis zur Art bestimmt werden, da es sich um Juveniltiere handelte.

Die sechs Baumarten zeigten signifikante Unterschiede im Mittelwert der Spinnenabundanz (ANOVA, $F=4.9$, $p=0.01$) mit signifikant höheren Abundanzen auf *Ulmus* ‚Lobel‘ im Vergleich zu *Alnus x spaethii* und *Quercus frainetto* ‚Trumpf‘ (Tukey posthoc test: $p < 0.05$, Abb.7). Die anderen paarweisen Vergleiche ergaben hingegen keine signifikanten Unterschiede in der Abundanz.

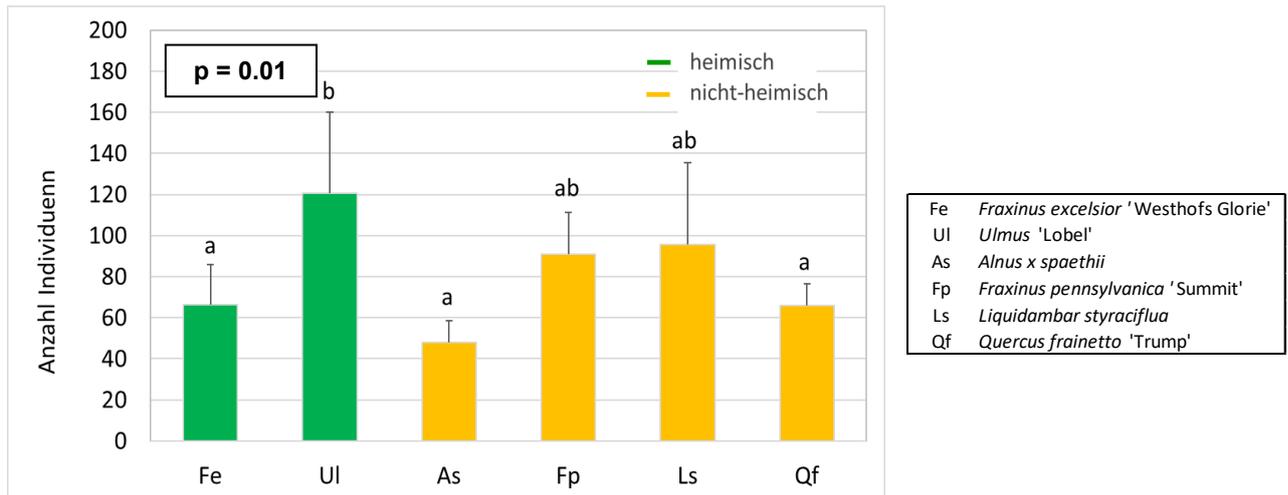


Abbildung 7: Individuenzahlen (+/- SD) der Spinnen auf den verschiedenen Baumarten

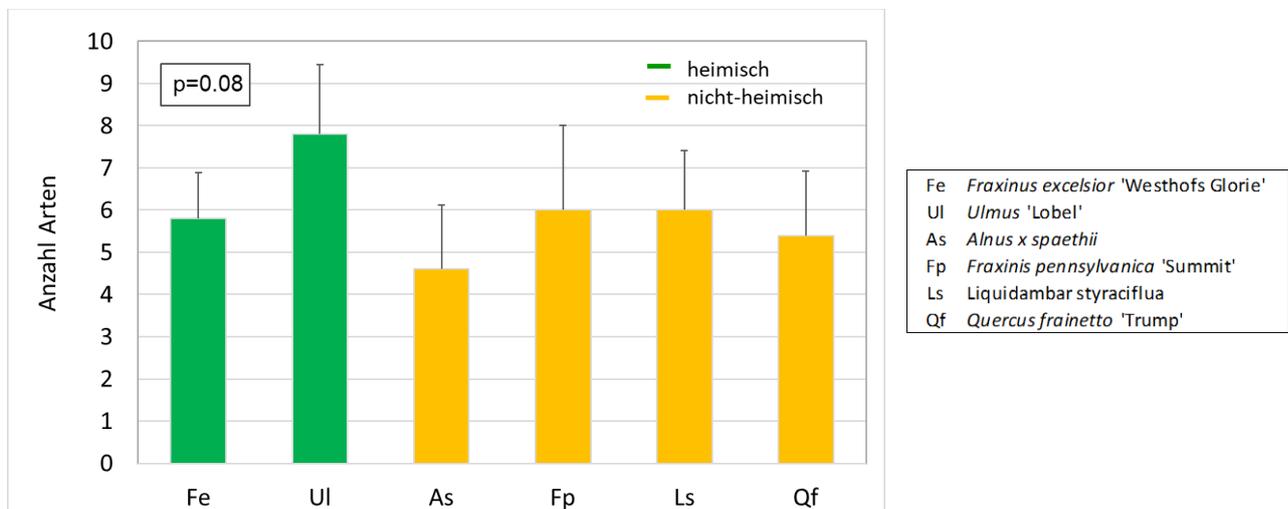


Abbildung 8: Artenzahl (+/- SD) der Spinnen auf den verschiedenen Baumarten

In der Artenvielfalt (Abb.8, ANOVA, $F=2.3$, $p = 0.08$) und der Biodiversität von Spinnen (Abb.9, ANOVA, $F=1.6$, $p = 0.21$) unterschieden sich die untersuchten Baumarten nicht.

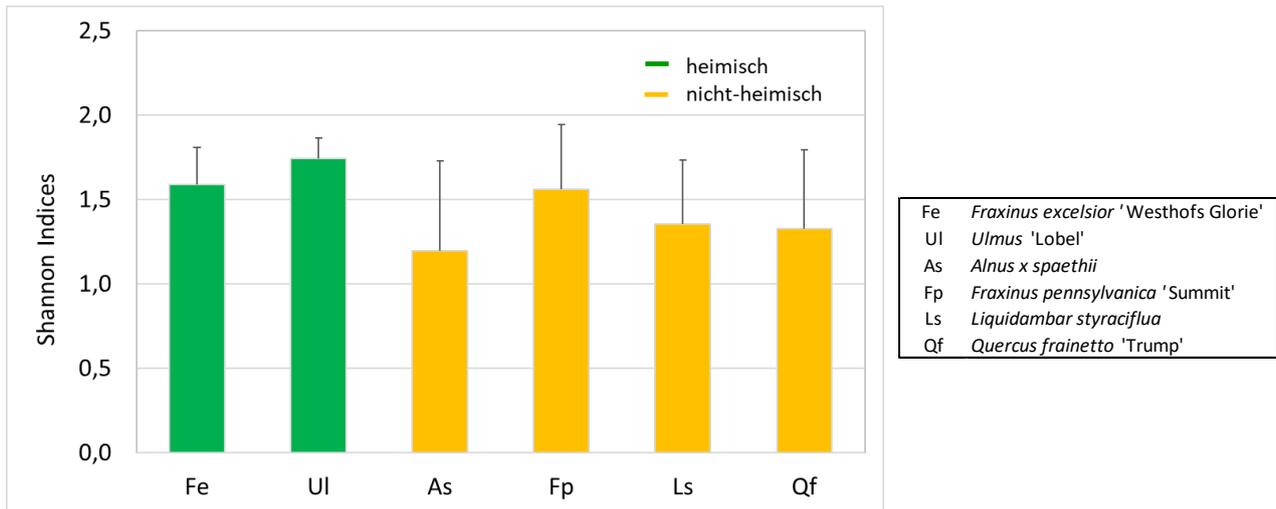


Abbildung 9: Shannon-Indices (+/- SD) der Spinnen auf den verschiedenen Baumarten

4.2.2 Heteroptera - Wanzen

Insgesamt wurden 2021 auf den Versuchsbäumen 1260 Wanzen gefangen, die sich auf 79 Arten verteilen. Die Hälfte aller Wanzenarten ist baumlebend, während 39% bodenlebend oder Krautschichtbewohner sind (Abb.10). Nur ein Viertel der Wanzen ist rein zoophag (Abb.11). Fünf Wanzenarten sind Neuankömmlinge, die teilweise seit den 1970ern, überwiegend aber seit den 2000ern aus dem Süden oder Osten Europas eingewandert sind. Zwei Arten sind Neozoen, *Corythucha ciliata* und *Halyomorpha halys*, wobei es sich bei letzterer um einen Schädling an Obstbäumen handelt. Die Marmorierte Baumwanze (*H. halys*) hat sich seit 2011 in ganz Deutschland ausgebreitet. Während sie bis auf die Ungarische Eiche auf allen Versuchsbäumarten gefunden wurde, wurde *C. ciliata* nur auf der heimischen Esche gefangen.

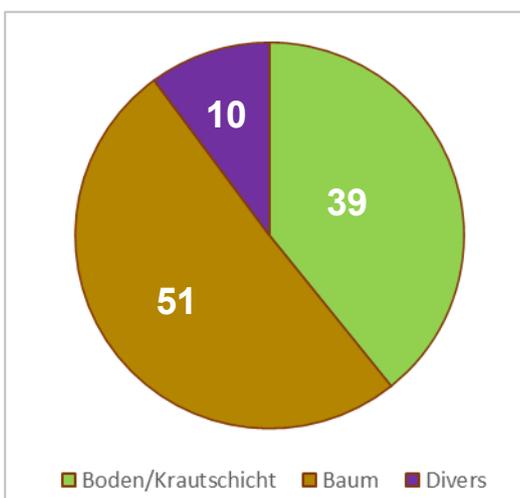


Abbildung 10: Prozentualer Anteil der Wanzenarten in den verschiedenen Habitaten

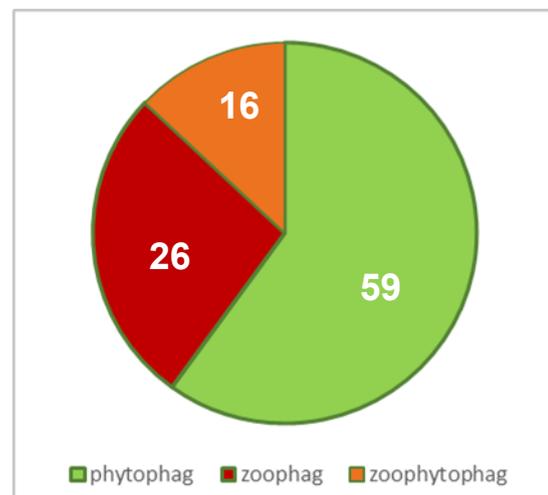


Abbildung 11: Prozentualer Anteil der Wanzenarten mit verschiedenen Ernährungsweisen

Auf *Alnus x spaethii* und *Fraxinus excelsior* ‚Westhofs Glorie‘ wurden signifikant mehr Wanzen gefangen als auf den restlichen Baumarten (Abb.12, ANOVA, $F=34.7$, $p < 0.001$).

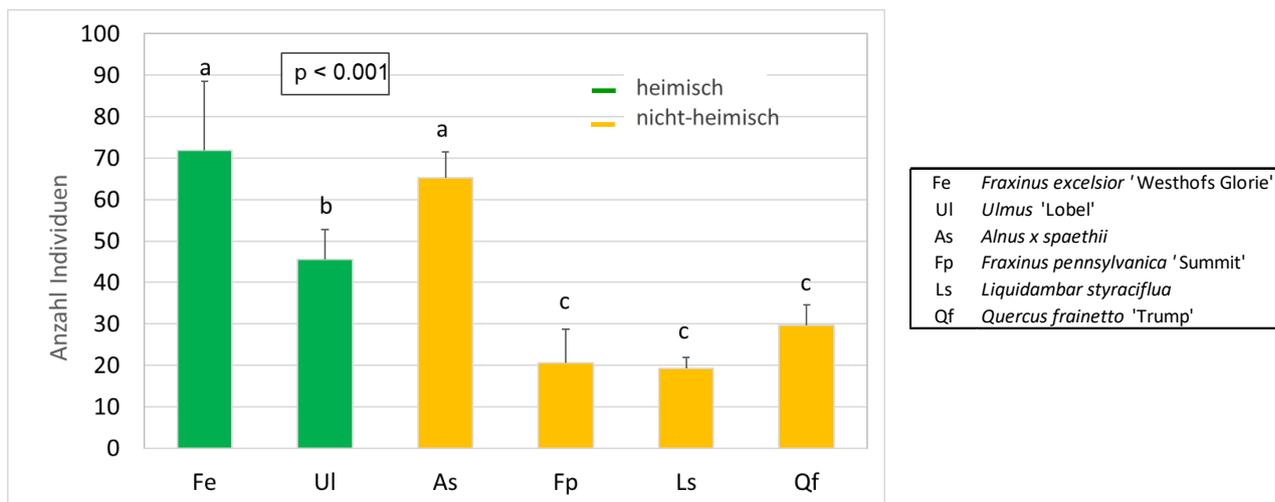


Abbildung 12: Individuenzahlen (+/- Standardabweichung SD) der Wanzen auf den verschiedenen Baumarten

Die beiden heimischen Baumarten beherbergten signifikant mehr Wanzenarten als die nicht-heimischen Baumarten, bis auf *Alnus x spaethii*, die sich in der Artenzahl statistisch weder von den heimischen noch den anderen nicht-heimischen Arten unterschied (Abb.13, ANOVA, $F=8.4$, $p < 0.01$).

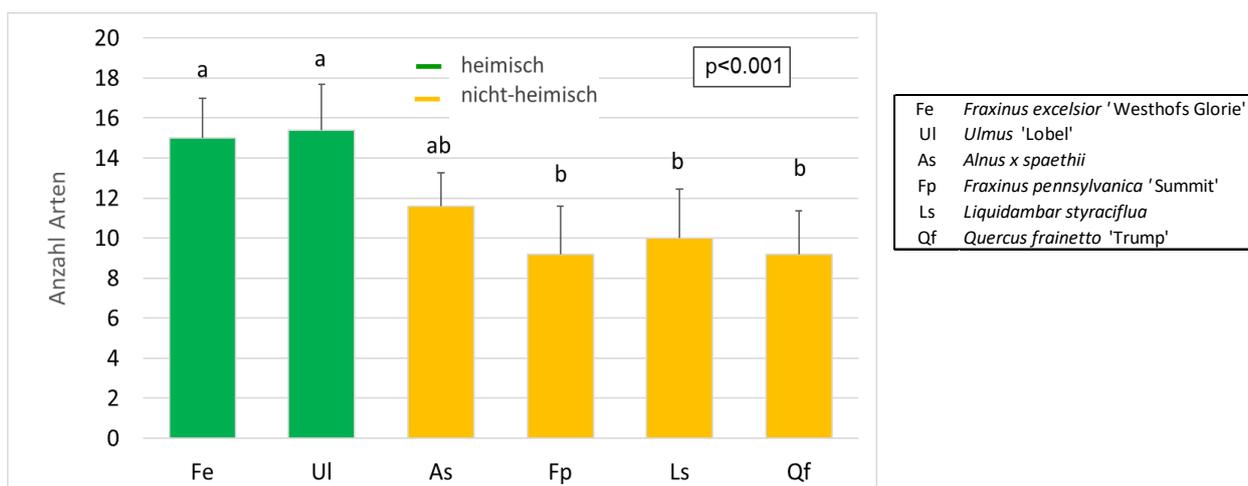


Abbildung 13: Artenzahl (+/- SD) der Wanzen auf den verschiedenen Baumarten

Betrachtet man nur die phytophagen und zoo-phytophagen Arten, die als Pflanzensauger auf den ersten Blick stärker von ihren Wirtsbaumarten abhängig sein sollten, so bestehen keine signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Baumarten (Abb.14, $F=2.1$, $p=0.10$). D.h., die Unterschiede über alle Arten (Abb.13) gehen auf die zoophagen Arten zurück. So hält sich z.B. die RL-Art *Anthocoros gallarulmi* vorwiegend auf der Ulme auf,

weil sie dort ihre Hauptbeute findet, die Blattrandgallen-erzeugenden Blattläuse der Gattungen *Eriosoma* bzw. *Schizoneura*. Sie kann aber seltener auch auf *Fraxinus* vorkommen, wo sie wohl den Eschenblattfloh *Psyllopsis fraxini* jagt, der ebenfalls Blattrandgallen bildet. Die zoophage *Brachynotocoris puncticornis*, die in Bayern als verschollen gilt (Bayerische RL 0), aber auf *Fraxinus excelsior* ‚Westhofs Glorie‘ sowohl 2017 mit 110 (!) als auch 2021 mit 27 Exemplaren gefangen wurde, war nicht auf *Fraxinus pennsylvanica* ‚Summit‘ vertreten. In vielen Fällen sind die genauen Räuber – Beute Beziehungen nicht bekannt (Wegener, mdl. Mttlg.).

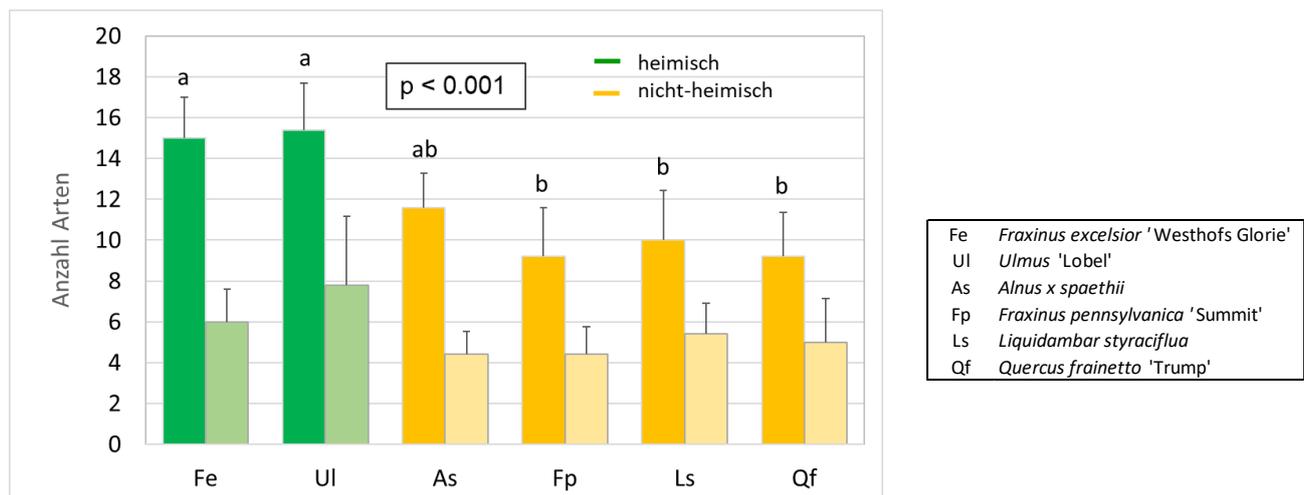


Abbildung 14: Artenzahl (+/- SD) der Wanzen auf den verschiedenen Baumarten; dunkle Balken: alle Arten, helle Balken: phyto- / zoo-phytophage Arten

Nur zwei von sieben Wanzenarten, die bevorzugt auf der heimischen Esche vorkommen, wurden auch auf der nordamerikanischen Esche *F. pennsylvanica* ‚Summit‘ gefangen. Da *F. pennsylvanica* für ihr invasives Ausbreitungsverhalten bekannt ist, wurde hier die rein männliche Sorte ‚Summit‘ verwendet. Acht Arten, die häufig auf der heimischen Erle zu finden sind, kamen auf dem asiatischen Hybriden *Alnus x spaethii* vor. Die dominanten Individuenzahlen zeigen, dass die Spaeth’sche Erle als Wirtsbaum akzeptiert wird. Fünf Ulmen-spezifische Arten wurden auf der *Ulmus* ‚Lobel‘ gefunden.

Deutliche Unterschiede in der Biodiversität zeigten sich nur zwischen den heimischen Arten *Ulmus* ‚Lobel‘ sowie *Fraxinus excelsior* ‚WG‘ und dem asiatischen Hybriden *Alnus x spaethii* (Abb.15, ANOVA, F=6.8, p < 0.001). Der vergleichsweise niedrige Shannon-Wert für *Alnus x spaethii* geht auf die hohen Individuenzahlen zweier typischer Erlenbewohnenden Arten, *Kleidocerys resedae* und *Pantilius tunicatus*, zurück.

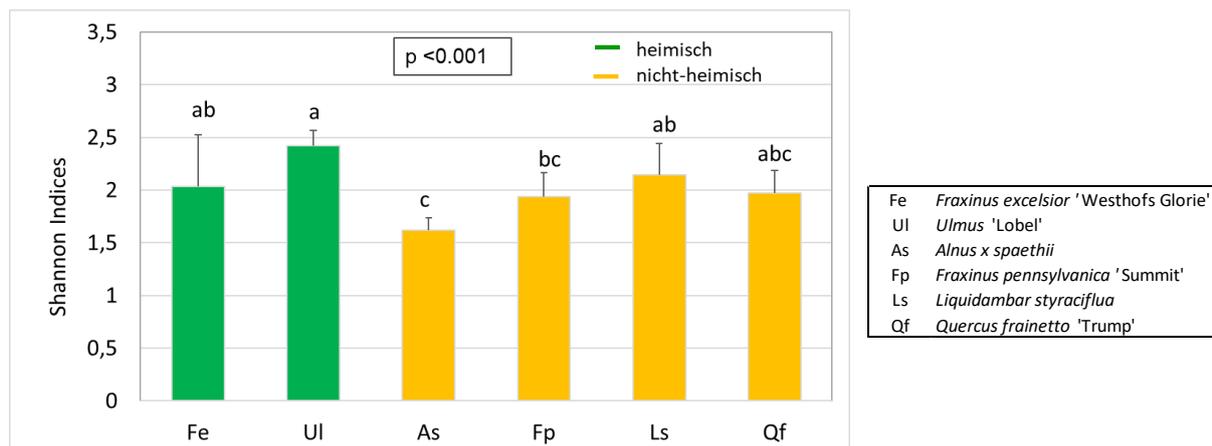


Abbildung 15: Shannon-Indices (+/- SD) der Wanzen auf den verschiedenen Baumarten

4.2.3 Auchenorrhyncha - Zikaden

Insgesamt wurden 2021 auf den Versuchsbäumen 1128 Zikaden gefangen, die sich auf 50 Arten verteilen. Über die Hälfte aller Zikadenarten sind typische Baumbewohner (n=26), 40% sind typische Krautschichtbewohner oder Stratenwechsler (n=18; Abb.16), die restlichen arten sind polyphag. Ein Neozoe, *Orientus ishidae*, der sich seit 2002 in großen Teilen Deutschlands ausgebreitet hat, wurde auf allen Versuchsbaumarten gefunden.

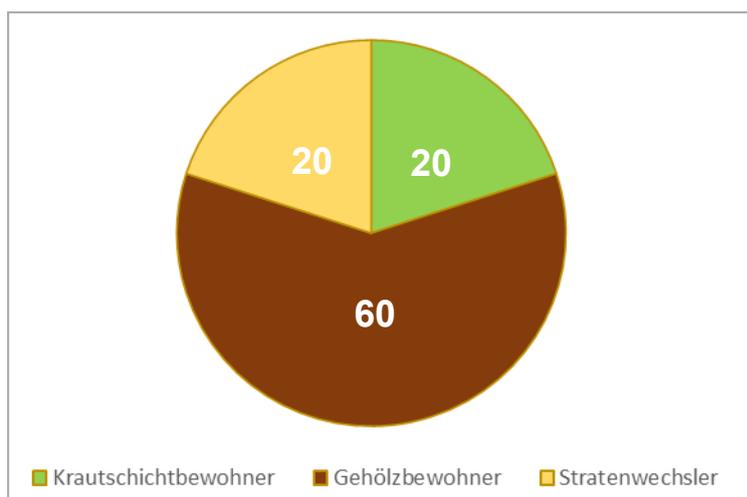


Abbildung 16: Prozentualer Anteil der Zikadenarten in den verschiedenen Lebensräumen

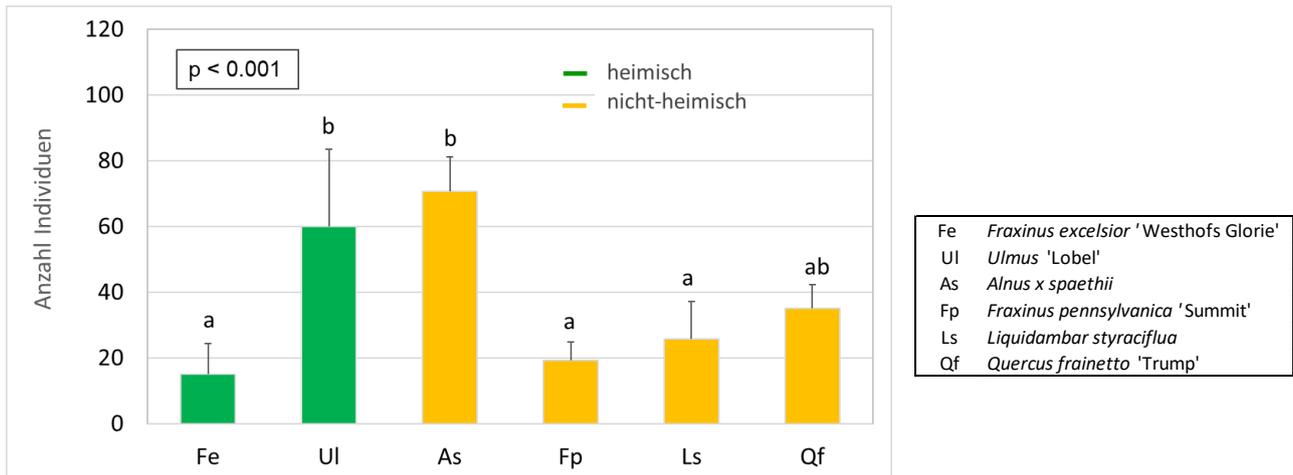


Abbildung 17: Individuenzahlen (+/- SD) der Zikaden auf den verschiedenen Baumarten

Quercus frainetto ‚Trump‘ und *Alnus x spaethii* zeigten signifikant höhere Individuenzahlen als die beiden Eschen und *Liquidambar styraciflua*. (Abb.17, ANOVA, $F=14.6$, $p<0.001$).

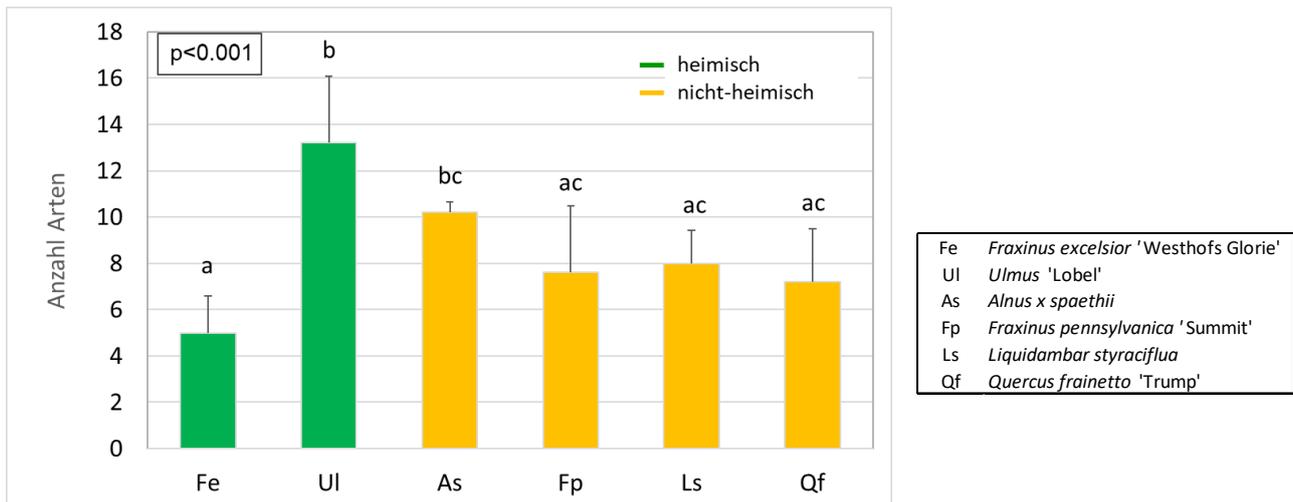


Abbildung 18: Artenzahl (+/- SD) der Zikaden auf den verschiedenen Baumarten

Ulmus Lobel wies bis auf *Alnus x spaethii* eine signifikant höhere Anzahl Zikadenarten auf als alle anderen Baumarten (Abb.18, ANOVA, $F=9.7$, $p<0.001$). Hier waren sechs typische Ulmen-bewohnende Arten zu finden. Fünf typische Eichen-Zikadenarten wurden auch auf der südosteuropäischen *Quercus frainetto* ‚Trump‘ gefangen, während drei weitere Eichenbewohner auf anderen, teils nicht-heimischen Versuchsbaumarten, aber nicht auf der Ungarischen Eiche gefangen wurden. Auf den Eschen waren keine spezialisierten Arten vertreten.

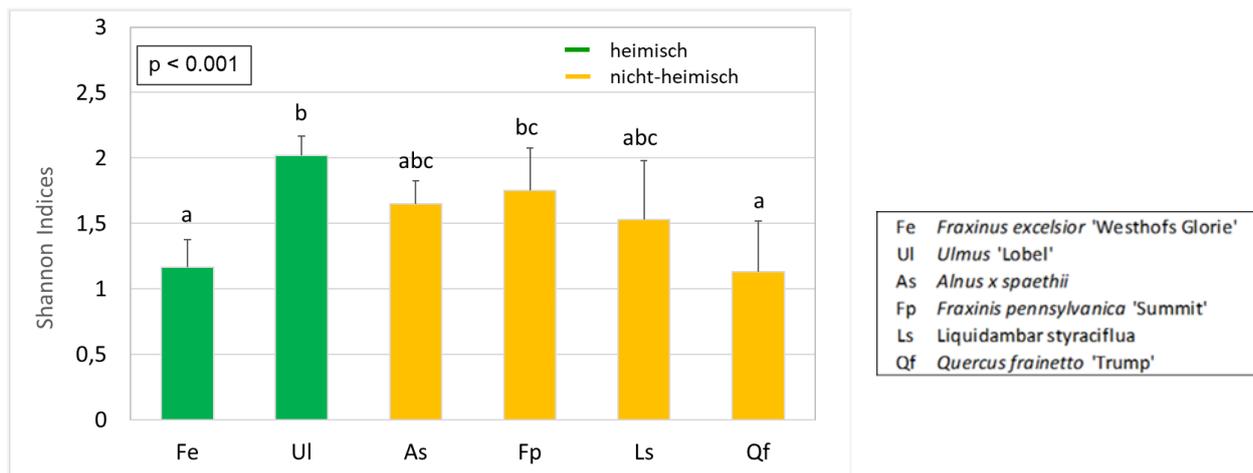


Abbildung 19: Shannon-Indices (+/- SD) der Zikaden auf den verschiedenen Baumarten

In der Biodiversität unterschied sich *Ulmus* ‚Lobel‘ signifikant von *Quercus frainetto* ‚Trump‘ und *Fraxinus excelsior* ‚WG‘, die einen deutlich niedrigeren Shannon-Index hatten (Abb.19, ANOVA, $F=6.4$, $p<0.001$).

4.2.4 Chrysomelidae/ Curculionidae – phytophage Käfer

Insgesamt wurden 2021 auf den Versuchsbäumen 3043 Käfer gefangen, davon 81 Arten, die zu den phytophagen Familien der Chrysomelidae ($n=22$) und Curculionidae ($n=59$) gehören.

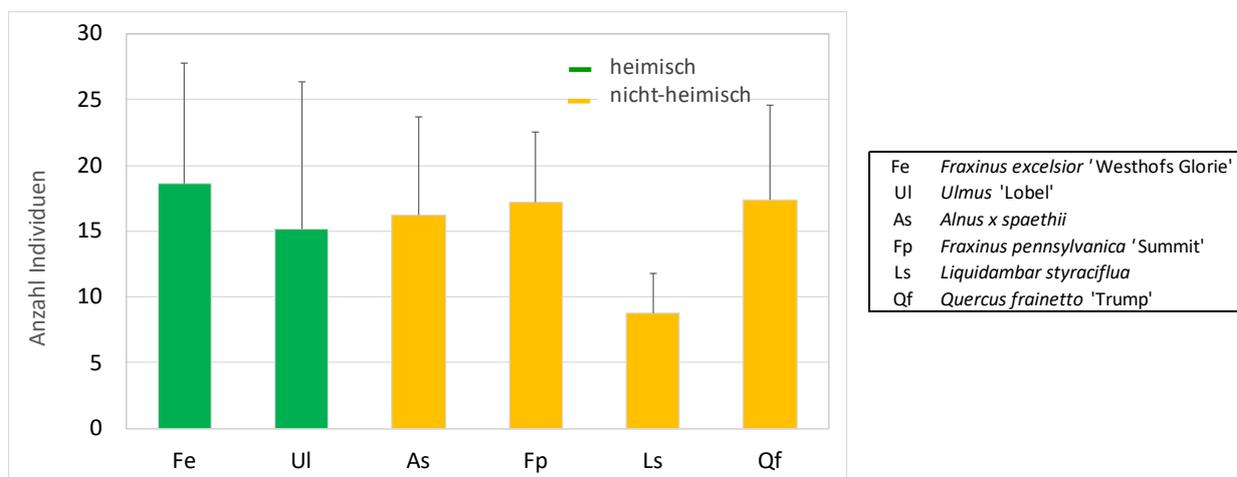


Abbildung 20: Individuenzahlen (+/- SD) der phytophagen Käfer auf den verschiedenen Baumarten

Die Baumarten unterschieden sich nicht in der Anzahl gefangener phytophager Käfer (Abb.20, ANOVA, $F=1.0$, $p=0.42$).

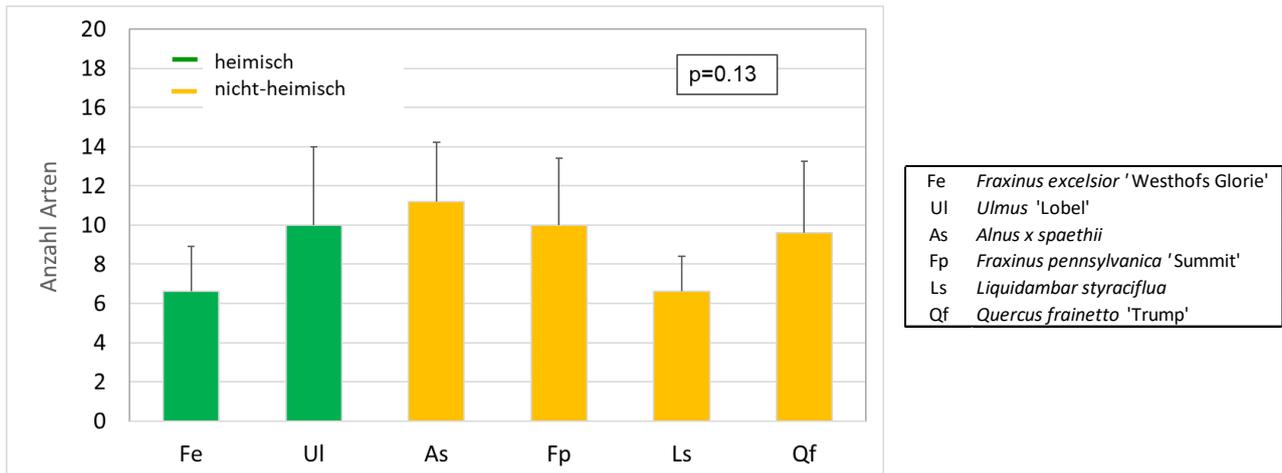


Abbildung 21: Artenzahl (+/- SD) der phytophagen Käfer auf den verschiedenen Baumarten

Die Baumarten, ob heimisch oder nicht-heimischen Ursprungs, unterschieden sich nicht in der Anzahl der phytophagen Käferarten (Abb.21, ANOVA, $F=1.9$, $p=0.13$).

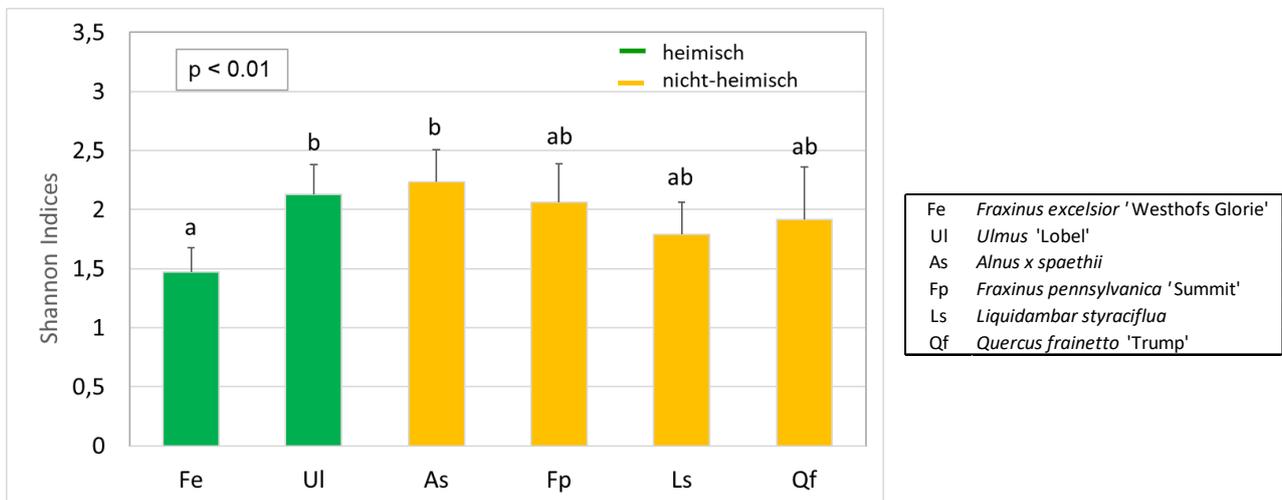


Abbildung 22: Shannon-Indices (+/- SD) der phytophagen Käfer auf den verschiedenen Baumarten

Die heimische Esche hatte eine signifikant niedrigere Biodiversität bezüglich der phytophagen Käfer als die heimische Stadtulme oder die asiatische Purpur-Erle. Alle anderen Baumarten unterschieden sich nicht in der Biodiversität (Abb.22, ANOVA, $F=4.1$, $p<0.01$).

4.2.5 Apidae - Bienen

Insgesamt wurden 2021 auf den Versuchsbäumen 1392 Bienen gefangen, die sich auf 72 Arten verteilen. In der Anzahl (Abb.23, ANOVA, $F=0.50$, $p=0.89$) und der Artenvielfalt (Abb.24, ANOVA, $F=1.2$, $p=0.33$) der gefangenen Bienen unterschieden sich die Baumarten nicht.

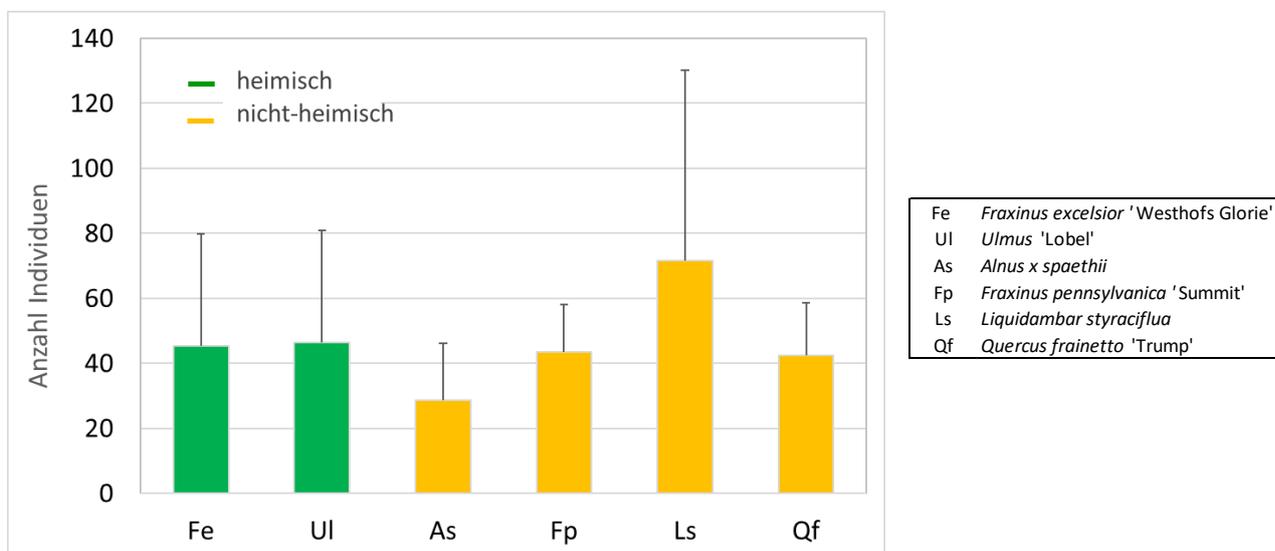


Abbildung 23: Individuenzahlen (+/- SD) der Bienen auf den verschiedenen Baumarten

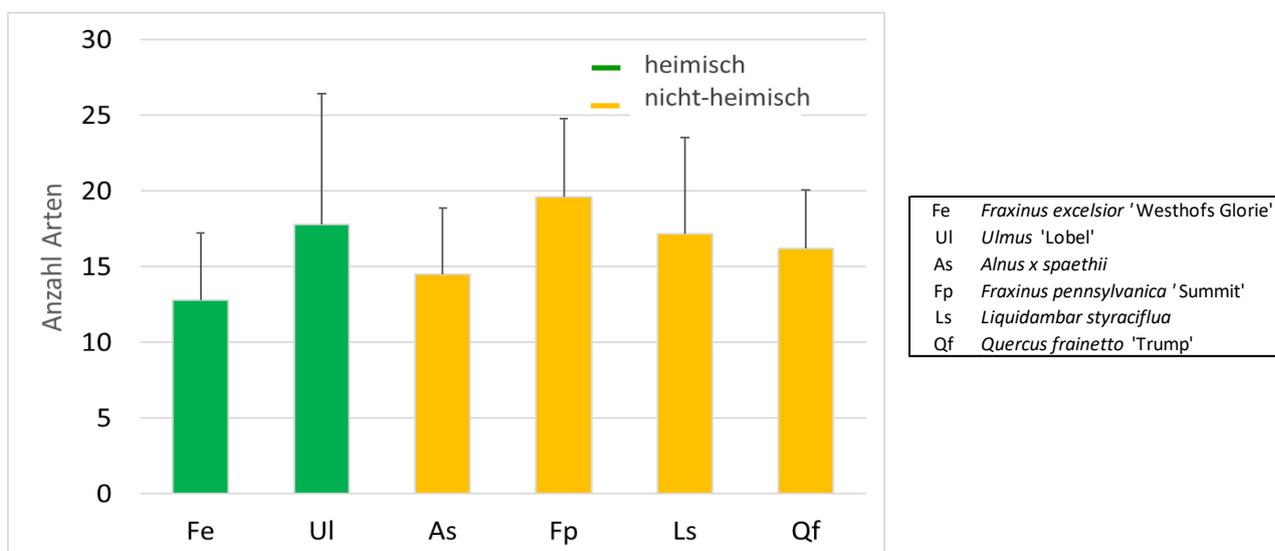


Abbildung 24: Artenzahl (+/- SD) der Bienen auf den verschiedenen Baumarten

Auch in der Biodiversität der Bienen unterschieden sich die Baumarten nicht (Abb.25, ANOVA $p=0.06$, $F=2.5$).

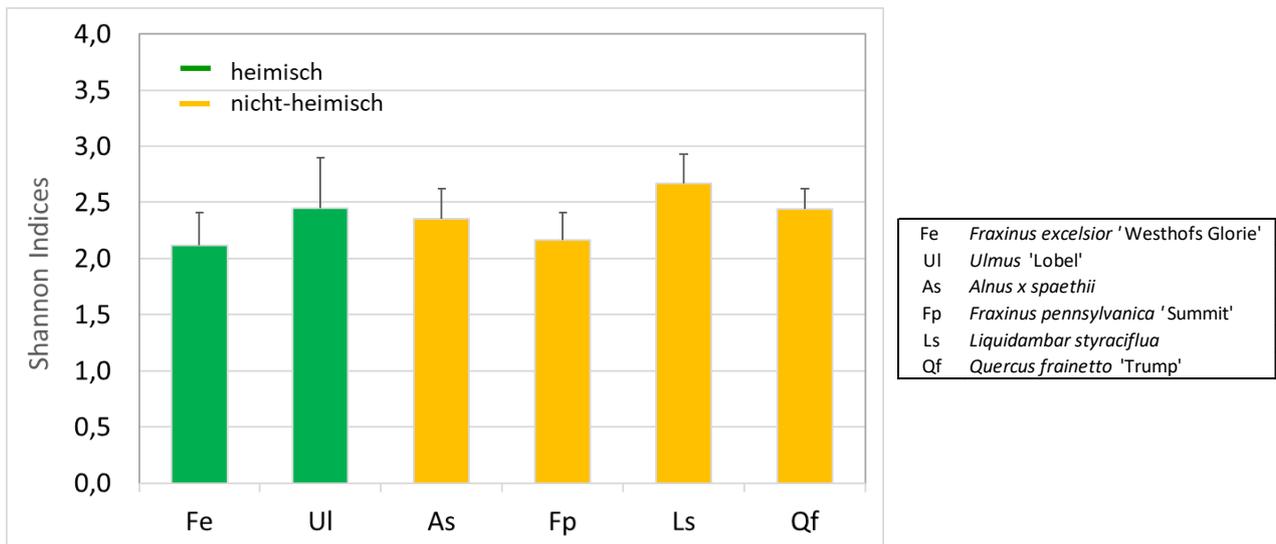


Abbildung 25: Shannon-Indices (+/- SD) der Bienen auf den verschiedenen Baumarten

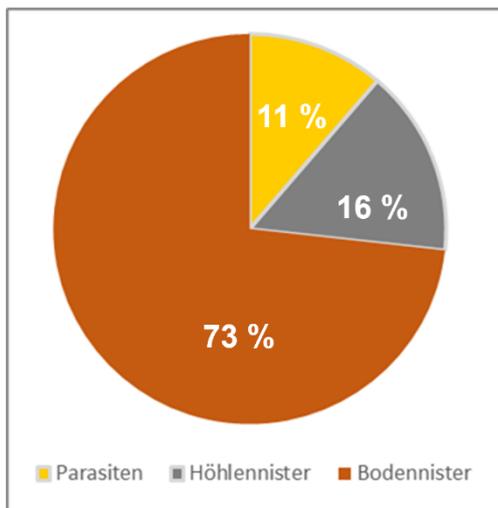


Abbildung 26: Prozentualer Anteil der Wildbienen mit verschiedenen Lebensweisen

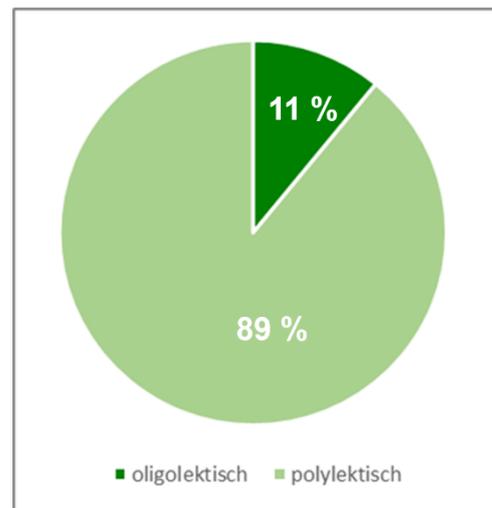


Abbildung 27: Prozentualer Anteil der Wildbienen mit unterschiedlichem Pollenspezialisierungsgrad

Acht der Bienenarten sind Brutparasiten. Der überwiegende Anteil der Wildbienenarten sind Bodennister (Abb.26). Sieben Arten sind oligolektisch, während alle anderen Arten ihre Brut mit Pollen aus verschiedenen Pflanzenfamilien versorgen (Abb.27).

4.2.6 Rote Liste Arten 2021

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.5). Mit etwa einem Drittel der determinierten Arten war der Anteil dieser seltenen bzw. gefährdeten Arten bei den Zikaden besonders hoch. Bei den Wanzen wurden eine in Bayern verschollene Art (*Brachynotocoris puncticornis*) gefunden.

Auf den nicht-heimischen Baumarten wurden teils deutlich mehr Rote-Liste Arten gefunden als auf den heimischen Baumarten, was durch die höhere Anzahl nicht-heimischer als heimischer Bäume bedingt sein dürfte.

Tabelle 5: Rote Liste Arten auf heimischen und nicht-heimischen Straßenbäumen; RL Bay= Rote Liste Bayern, RL BRD= Rote Liste Deutschland; * Chrysomelidae / Curculinoidea

Tiergruppe Taxonom		Determinierte Anzahl Arten	RL Bay/ RL BRD bzw. gefährdet	% RL Arten	Anzahl auf heimischen Baumarten	Anzahl auf nicht- heimischen Baumarten
Heteroptera C. Wegener	Wanzen	79	15	19	9	11
Auchenorrhyncha H. Nickel	Zikaden	50	17	34	8	13
Coleoptera L. Schmidt	Käfer *	57	8	14	2	8
Apoidea P. Geisendörfer	Bienen	72	13	18	7	11
Araneae J. L. Stör	Spinnen	37	1	3	0	1

4.3 Untersuchungsjahr 2022

4.3.1 Araneae - Spinnen

Insgesamt wurden 2022 auf den Versuchsbäumen 2011 Spinnen gefangen, die sich auf 42 Arten verteilen. Ein Großteil der Individuen, vor allem im späteren Verlauf der Saison, konnte nicht bis zur Art bestimmt werden, da es sich um Juveniltiere handelte.

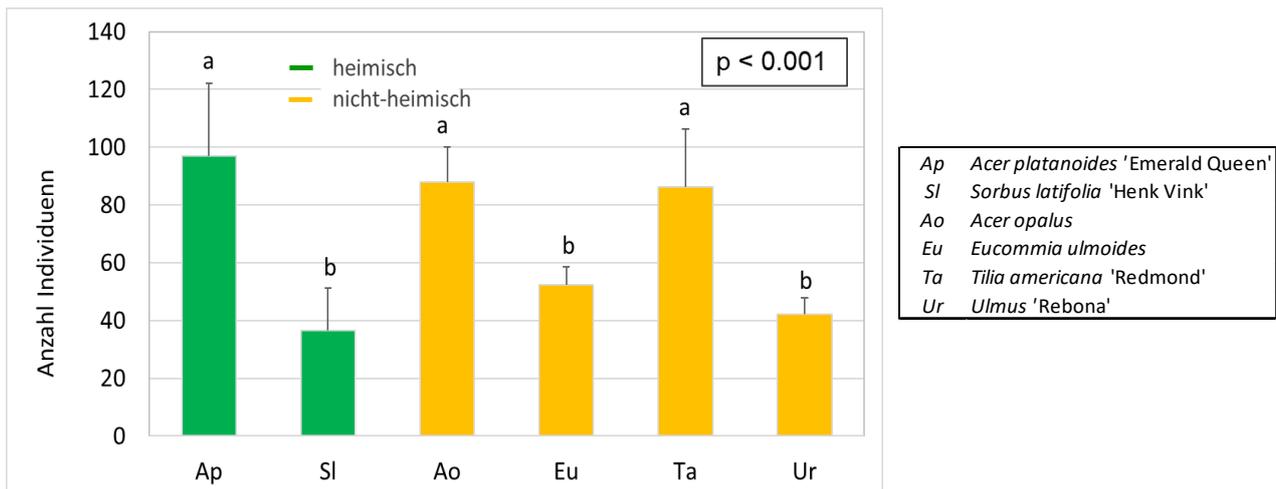


Abbildung 28: Individuenzahlen (+/- SD) der Spinnen auf den verschiedenen Baumarten

Der heimische Spitz-Ahorn, aber auch der Italienische Ahorn und die Amerikanische Linde zeigten eine signifikant höhere Spinnenabundanz als die heimische Breitblättrige Mehlbeere, der asiatische Guttaperchabaum und die asiatische Resista-Ulme (ANOVA, $F=14.2$, $p < 0.001$; Abb.28).

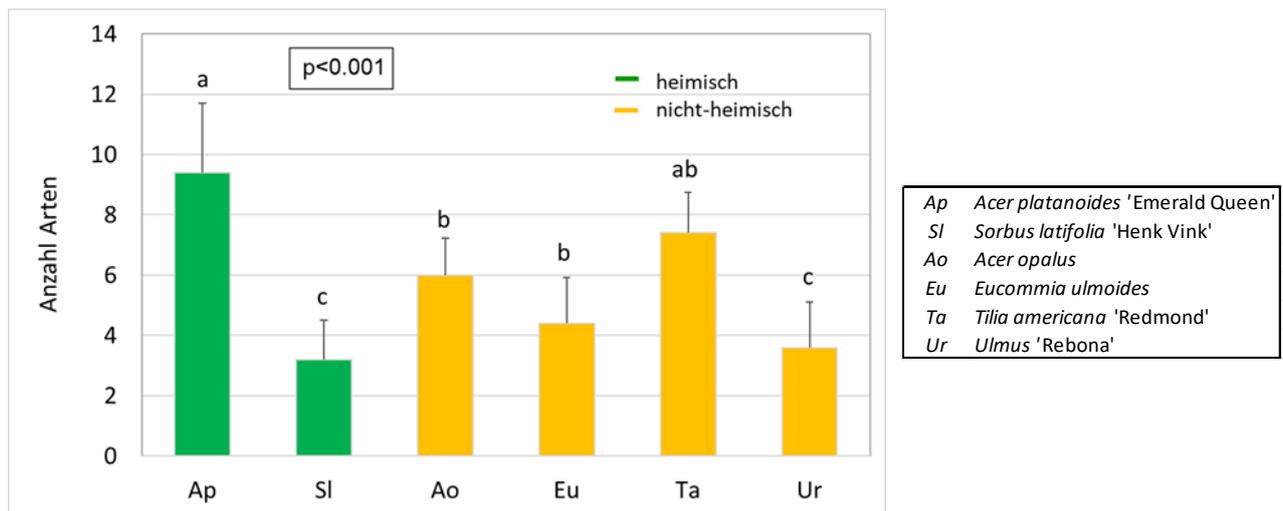


Abbildung 29: Artenzahl (+/- SD) der Spinnen auf den verschiedenen Baumarten

Der heimische Spitz-Ahorn und die Amerikanische Linde zeigten eine höhere Artenvielfalt als die meisten anderen Baumarten. Auf der Resista-Ulme und der heimischen Breitblättrigen Mehlbeere waren signifikant am wenigsten Spinnenarten zu finden (Abb.29, ANOVA, $F = 11.7$, $p = 0.001$).

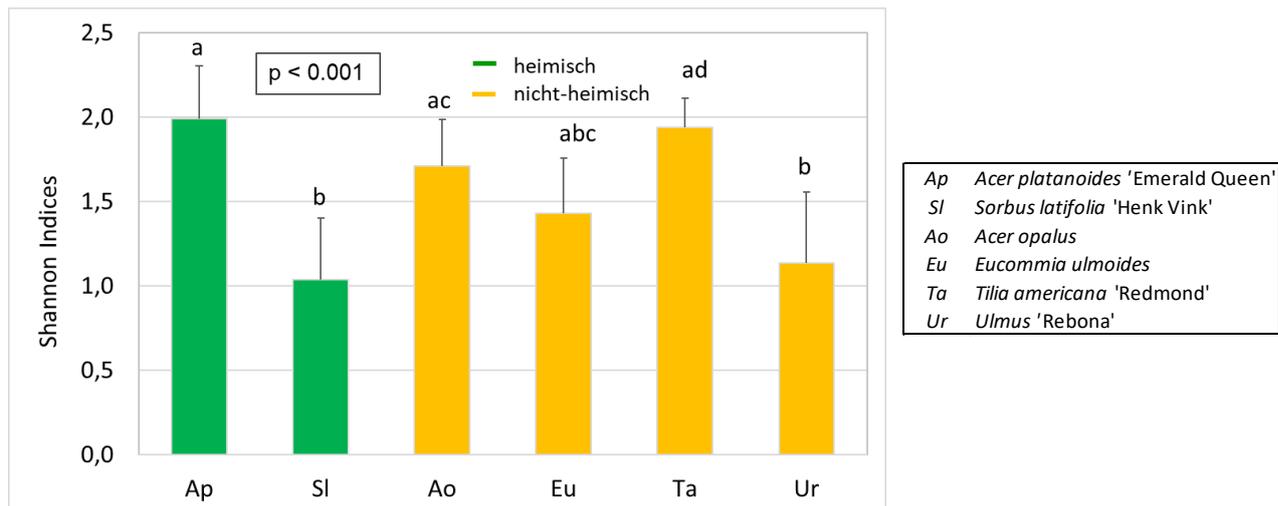


Abbildung 30: Shannon-Indices (+/- SD) der Spinnen auf den verschiedenen Baumarten

Ulmus x Rebona und *Sorbus latifolia* ‚Henk Vink‘ zeigten eine signifikant geringere Biodiversität als der Spitz-Ahorn, während sich die übrigen nicht-heimischen Baumarten von keiner der anderen Baumarten unterschieden (Abb.30, ANOVA, $F=7.91$, $p<0.001$).

4.3.2 Heteroptera – Wanzen

Insgesamt wurden 2022 auf den Versuchsbäumen 2620 Wanzen gefangen, die sich auf 65 Arten verteilen. Die Hälfte aller Wanzenarten ist baumlebend, während 32% bodenlebend oder Krautschichtbewohner sind (Abb.31). Nur 22% der Wanzen ist rein zoophag, die überwiegende Mehrheit ernährt sich phytophag (Abb.32). Zwei Wanzenarten sind Einwanderer aus dem Mittelmeerraum (*Orsillus depressus*, *Oxycarenus lavaterae*). Die Lindenwanze (*O. lavaterae*) wurde fast ausschließlich und in hohen Zahlen auf der Amerikanischen Linde gefangen. Bei einer weiteren Art handelt es sich wie 2021 um den weit verbreiteten Neozoen, *Halyomorpha halys*, einem Obstbaumschädling. Die Marmorierte Baumwanze (*H. halys*) wurde auf allen Versuchsbäumarten gefunden.

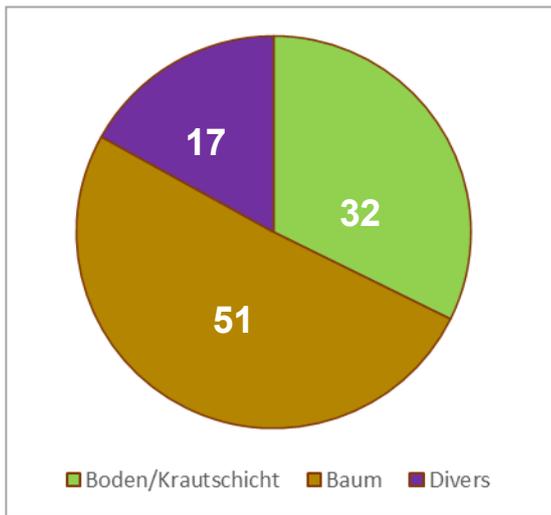


Abbildung 31: Prozentualer Anteil der Wanzenarten in den verschiedenen Habitaten

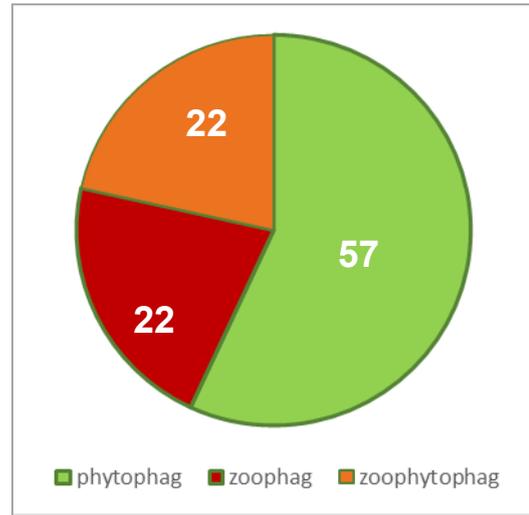
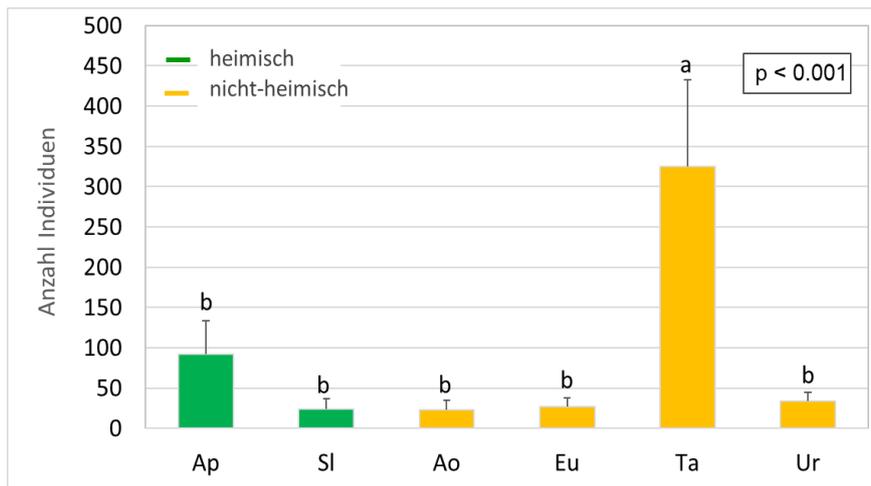


Abbildung 32: Prozentualer Anteil der Wanzenarten mit verschiedenen Ernährungsweisen

Auf *Tilia americana* ‚Redmond‘ wurden mit Abstand die meisten Wanzen gefangen, was auf die hohen Abundanzen der Lindenwanzen (*Oxycarenus lavaterae*) und Feuerwanzen (*Pyrrhocoris apterus*) zurückzuführen ist (Abb.33, ANOVA, $F=30.7$, $p < 0.001$). Die restlichen Baumarten unterschieden sich nicht in ihren Individuenzahlen.



Ap	<i>Acer platanoides</i> 'Emerald Queen'
Sl	<i>Sorbus latifolia</i> 'Henk Vink'
Ao	<i>Acer opalus</i>
Eu	<i>Eucommia ulmoides</i>
Ta	<i>Tilia americana</i> 'Redmond'
Ur	<i>Ulmus</i> 'Rebona'

Abbildung 33: Individuenzahlen (+/- Standardabweichung SD) der Wanzen auf den verschiedenen Baumarten

Acer platanoides ‚EQ‘ beherbergte signifikant mehr Wanzenarten als die heimische *Sorbus latifolia* ‚HV‘ und die nicht-heimischen Arten *Acer opalus* und *Eucommia ulmoides*. Kein statistischer Unterschied bestand zu der Artenzahl auf der nicht-heimischen *Tilia americana* ‚Redmond‘ und der asiatischen Hybride *Ulmus* x *Rebona* (Abb.34, ANOVA, $F=7.8$, $p < 0.001$).

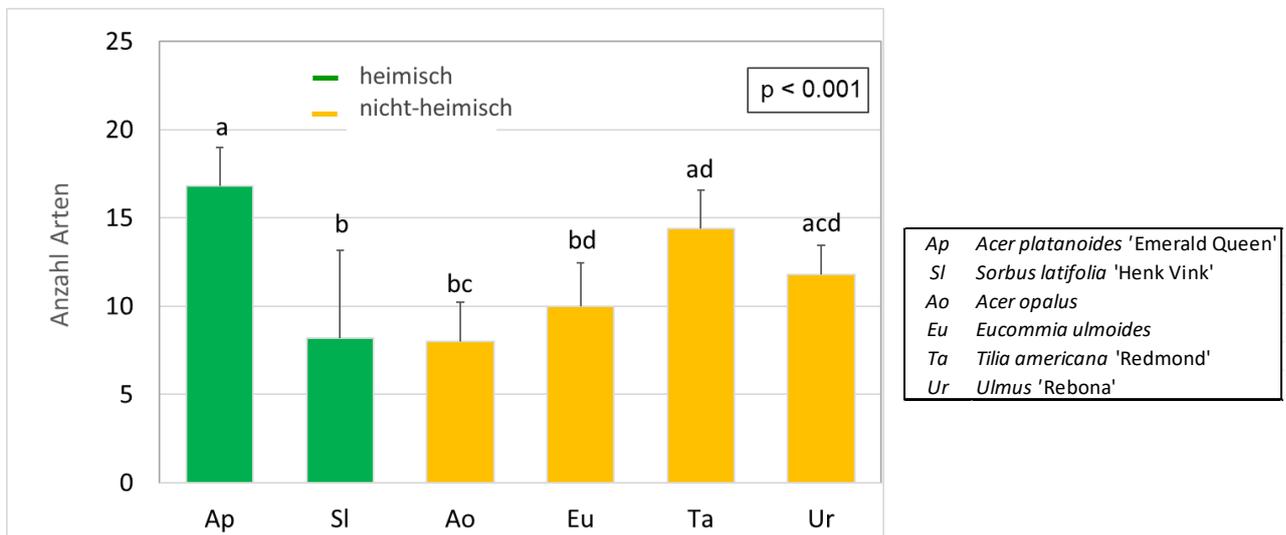


Abbildung 34: Artenzahl (+/- SD) der Wanzen auf den verschiedenen Baumarten

Betrachtet man nur die zoophagen und zoo-phytophagen Arten, so zeigten sie wie 2021 die stärksten Unterschiede zwischen den Baumarten (Abb.35, $F=6.9$, $p < 0.001$), während die rein phytophagen Wanzen weniger selektiv waren und nur auf dem Spitz-Ahorn signifikant mehr Arten als auf der Breitblättrigen Mehlebeere und dem Italienischen Ahorn gefangen wurden ($F=2.6$, $p=0.05$, o. Abb.).

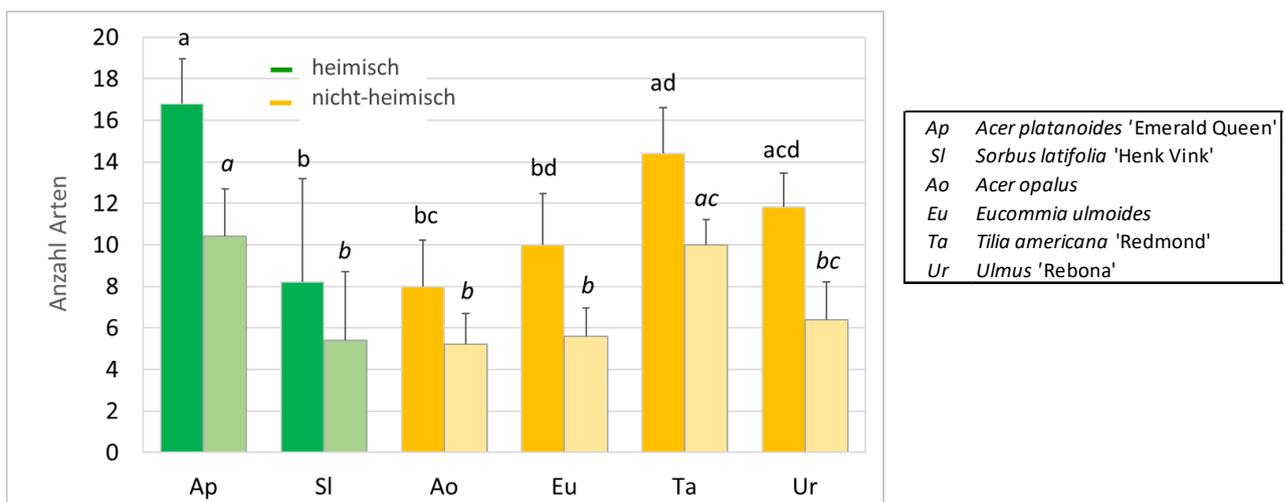


Abbildung 35: Artenzahl (+/- SD) der Wanzen auf den verschiedenen Baumarten; dunkle Balken: alle Arten, helle Balken: phyto- / zoo-phytophage Arten

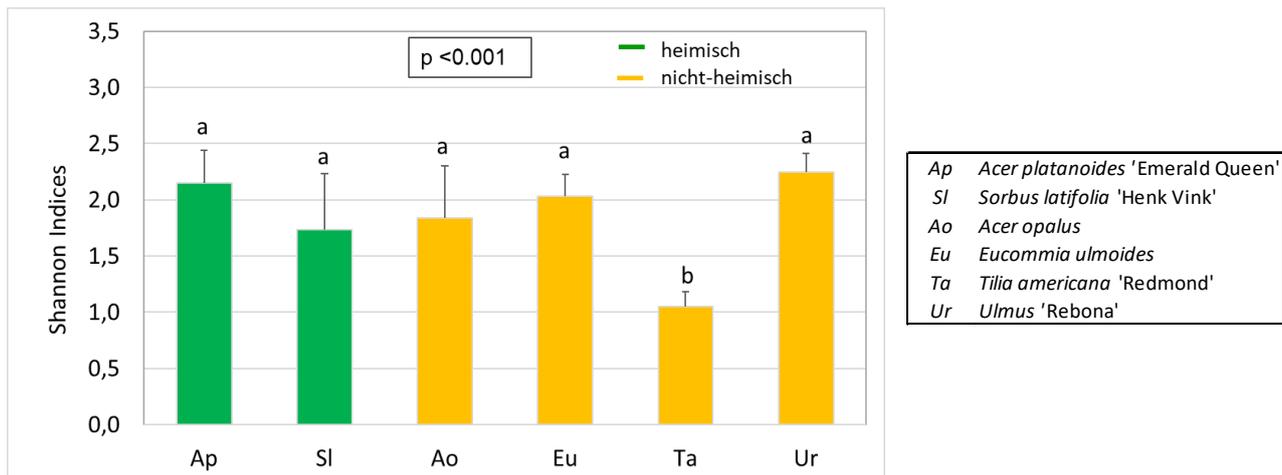


Abbildung 36: Shannon-Indices (+/- SD) der Wanzen auf den verschiedenen Baumarten

Betrachtet man die Shannon-Indices, unterschieden sich die Baumarten bis auf *Tilia americana* ‚Redmond‘, die eine deutlich geringere Biodiversität als alle anderen Baumarten aufwies, nicht (Abb.36, ANOVA $F=12.4$, $p<0.001$).

4.3.3 Auchenorrhyncha – Zikaden

2022 wurden auf den Versuchsbäumen 880 Zikaden gefangen, die sich auf 49 Arten verteilen. Über die Hälfte aller Zikadenarten sind typische Baumbewohner ($n=30$), 38% Krautschichtbewohner oder Stratenwechsler ($n=19$; Abb.37). Ein Neozoe, *Orientus ishidae*, der sich seit 2002 in großen Teilen Deutschlands ausgebreitet hat, wurde auf allen Versuchsbaumarten gefunden, eine weitere Neozoenart, die Japanische Ahornzirpe (*Japananus hyalinus*), die sich seit den 1960ern in Europa in der Ausbreitung befindet, auf den beiden Ahornarten *Acer platanoides* und *A. opalus*.

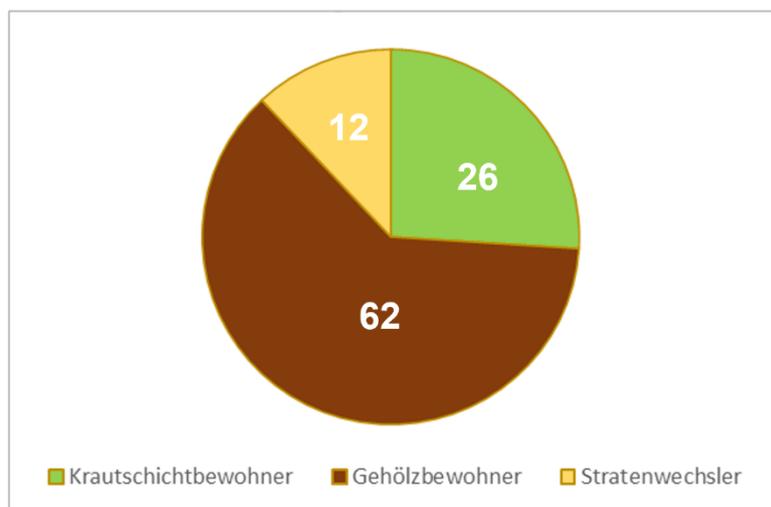


Abbildung 37: Prozentualer Anteil der Zikadenarten in den verschiedenen Lebensräumen

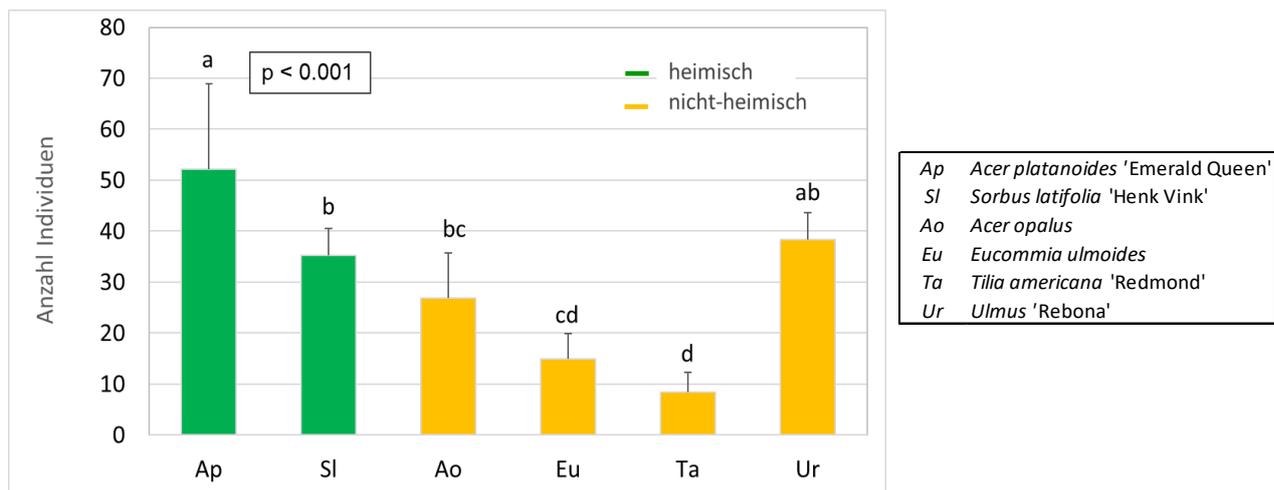


Abbildung 38: Individuenzahlen (+/- SD) der Zikaden auf den verschiedenen Baumarten

Acer platanoides ‚EQ‘ zeigte signifikant höhere Individuenzahlen als alle anderen Versuchsbaumarten bis auf *Ulmus x Rebona*, während *Tilia americana* ‚Redmond‘ mit Abstand die wenigsten Zikaden aufwies (Abb.38, ANOVA, $F=17.2$ $p<0.001$).

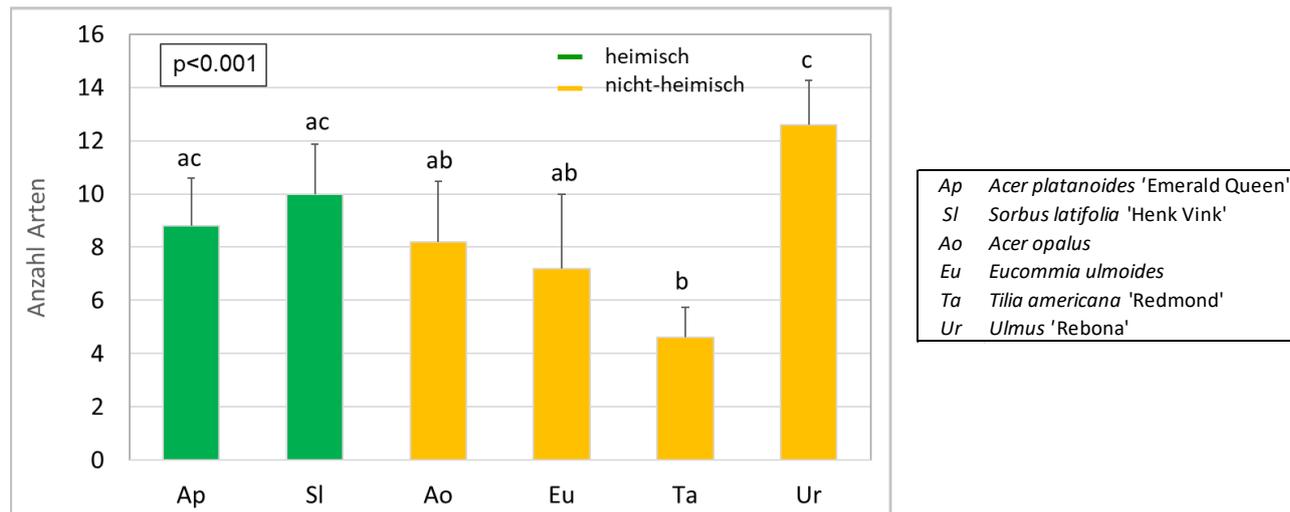


Abbildung 39: Artenzahl (+/- SD) der Zikaden auf den verschiedenen Baumarten

Ulmus x Rebona wies eine signifikant höhere Anzahl Zikadenarten als auf allen anderen nicht-heimischen Baumarten auf (Abb.39, ANOVA, $F=9.1$, $p<0.001$). Hier waren fünf typische Ulmen-bewohnende Arten zu finden. Drei typische Ahornbewohner wurden sowohl auf dem heimischen Spitz-Ahorn als auch auf dem Italienischen Ahorn gefangen, eine weitere nur auf der südeuropäischen Ahornart. Auf der heimischen Hybride der Breitblättrigen Mehlbeere wurden drei bevorzugt auf Rosaceen lebende Zikadenarten gefunden. Nur eine Linden-Zikadenart war auf der Amerikanischen Linde zu finden.

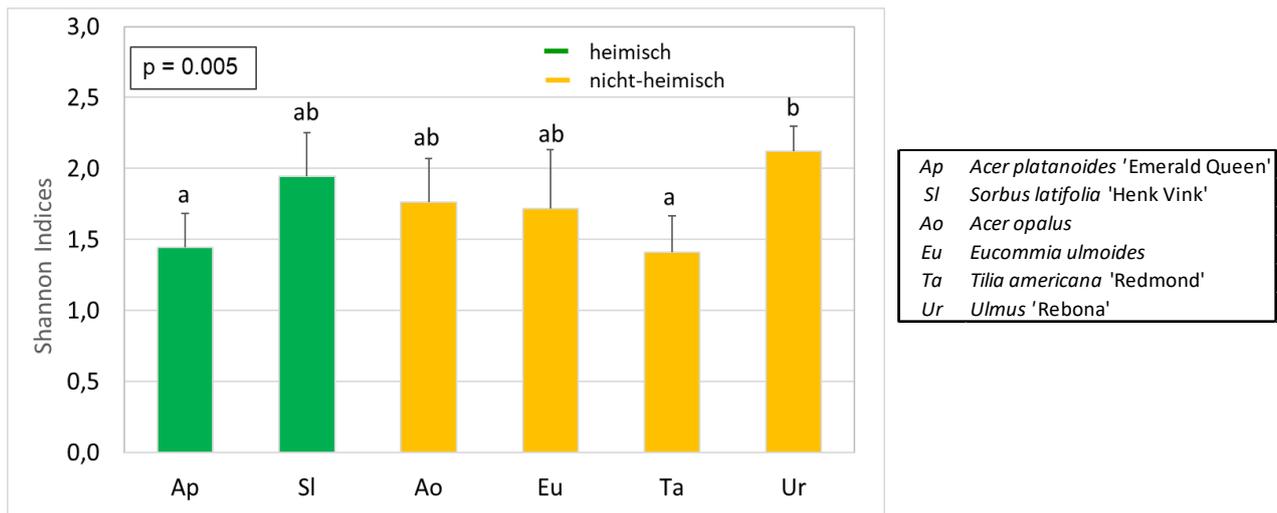


Abbildung 40: Shannon-Indices (+/- SD) der Zikaden auf den verschiedenen Baumarten

In der Biodiversität zeigten der heimische Spitz-Ahorn und die Amerikanische Linde einen deutlich niedrigeren Shannon-Index als die Resista-Ulme, während zwischen den restlichen Baumarten keine statistischen Unterschiede bestanden (Abb.40, ANOVA, $F=4.6$, $p=0.005$).

4.3.4 Chrysomelidae/ Curculionidae – phytophage Käfer

Insgesamt wurden 2022 auf den Versuchsbäumen 2149 Käfer gefangen, davon 56 Arten, die zu den phytophagen Familien der Chrysomelidae ($n=17$) und Curculionidae ($n=39$) gehören.

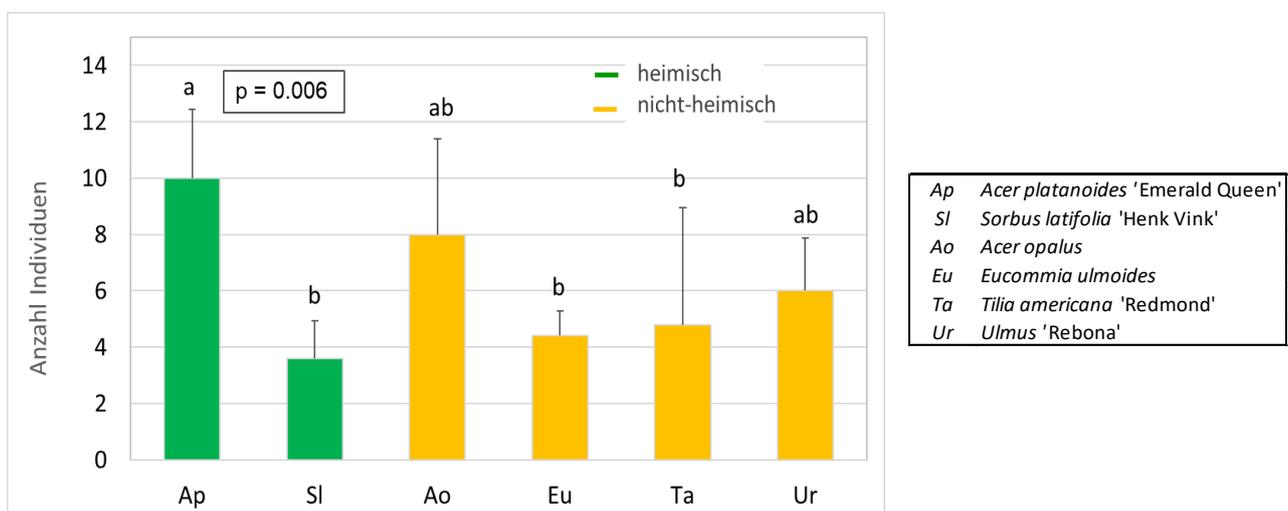


Abbildung 41: Individuenzahlen (+/- SD) der phytophagen Käfer auf den verschiedenen Baumarten

Auf dem Spitz-Ahorn wurden signifikant mehr phytophage Käfer als auf der heimischen Breitblättrigen Mehlbeere und der Amerikanischen Linde gefangen, während sich die anderen Versuchsbaumarten hinsichtlich des Individuenreichtums nicht unterschieden (Abb.41, ANOVA, $F=4.4$, $p= 0.006$).

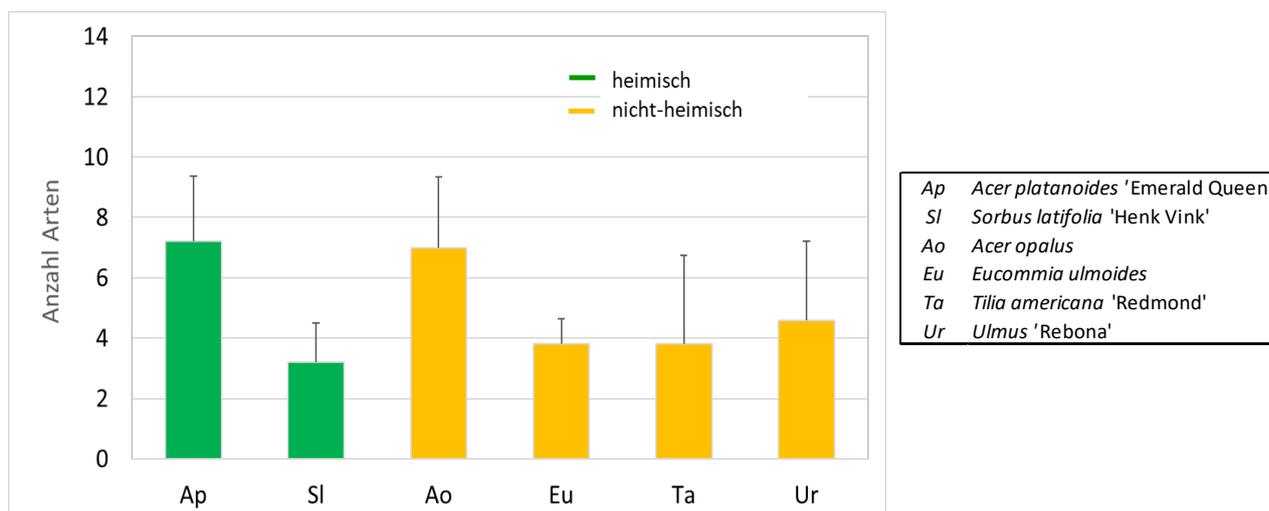


Abbildung 42: Artenzahl (+/- SD) der phytophagen Käfer auf den verschiedenen Baumarten

Bei der Artenvielfalt der phytophagen Käfer auf den verschiedenen Baumarten wurde ein geringfügiger statistischer Unterschied gefunden (Abb.42, ANOVA, $F=3.2$, $p= 0.02$). Die beiden Ahornarten zeigten eine höhere Artenanzahl als die anderen Baumarten, die aber in den Anschluss tests zu keinen statistischen Unterschieden führte.

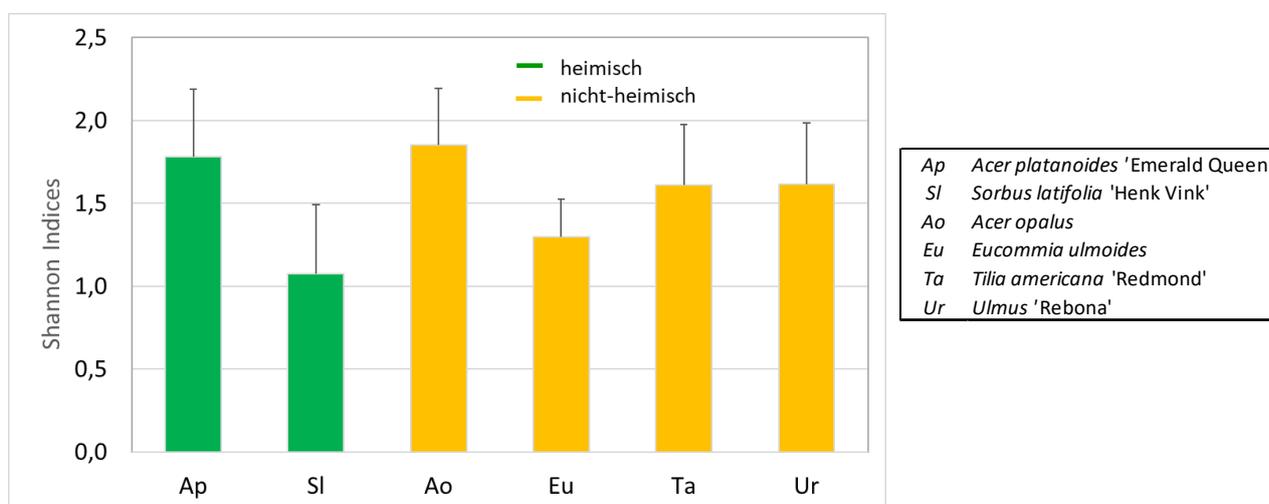


Abbildung 43: Shannon-Indices (+/- SD) der phytophagen Käfer auf den verschiedenen Baumarten

Zwischen den Baumarten gab es keine statistischen Unterschiede in der Biodiversität der phytophagen Käfer (Abb.43, ANOVA, $F=2.0$, $p=0.11$).

4.3.5 Apidae – Bienen

Insgesamt wurden 2022 auf den Versuchsbäumen 1258 Bienen gefangen, die sich auf 55 Arten verteilen. Es gab einen schwachen signifikanten Unterschied in der Anzahl der gefangenen Bienen auf den verschiedenen Baumarten (Abb.44, ANOVA, $F=2.8$, $p=0.04$), wobei die beiden Ahornarten die geringsten Abundanzen zeigten, die aber in den statistischen Anschluss tests nicht signifikant waren.

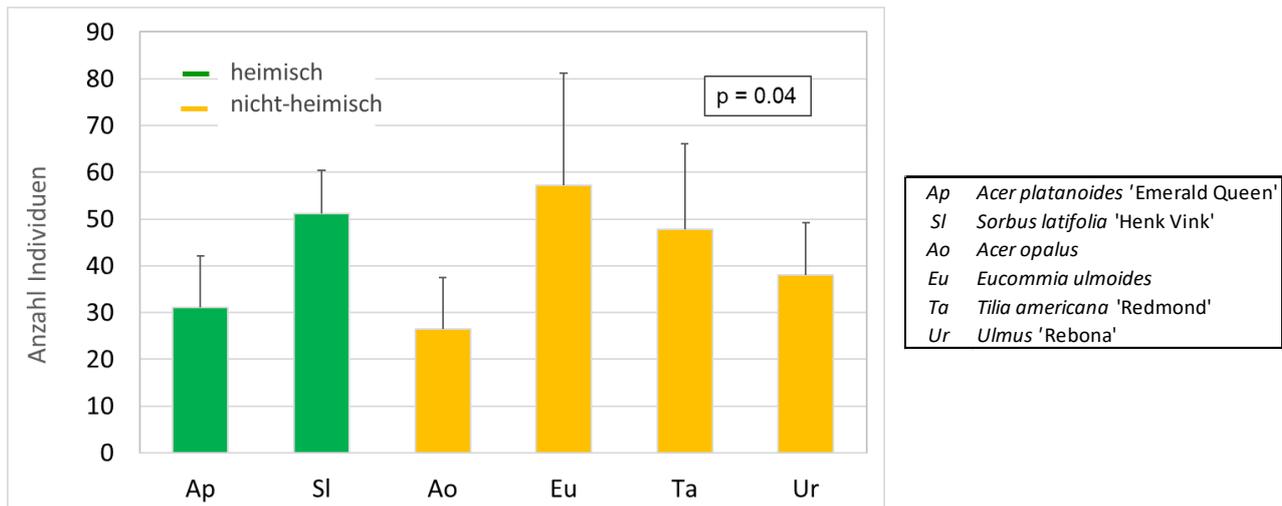


Abbildung 44: Individuenzahlen (+/- SD) der Bienen auf den verschiedenen Baumarten

In der Artenvielfalt der gefangenen Bienen unterschieden sich die Baumarten signifikant (Abb.45, ANOVA, $F=3.7$, $p=0.01$), wobei die asiatische *Eucommia ulmoides* die höchste und der südeuropäische *Acer opalus* die niedrigste aufwies.

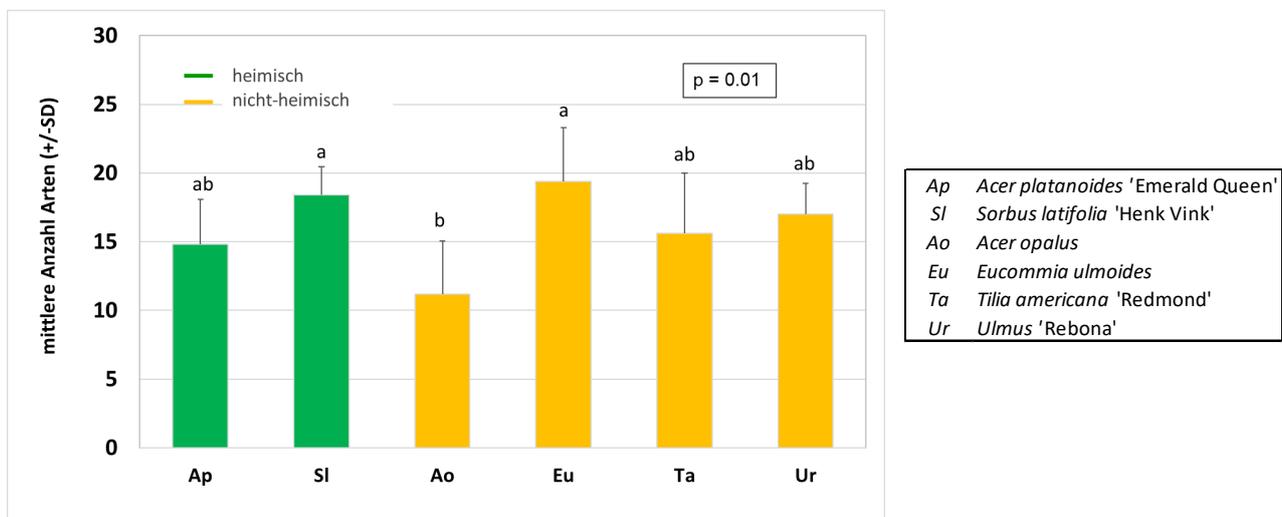


Abbildung 45: Artenzahl (+/- SD) der Bienen auf den verschiedenen Baumarten

Acer opalus zeigte eine statistisch geringere Biodiversität als die beiden heimischen Baumarten und die asiatische *Eucommia ulmoides* (Abb.46, ANOVA, $F=4.3$, $p=0.01$).

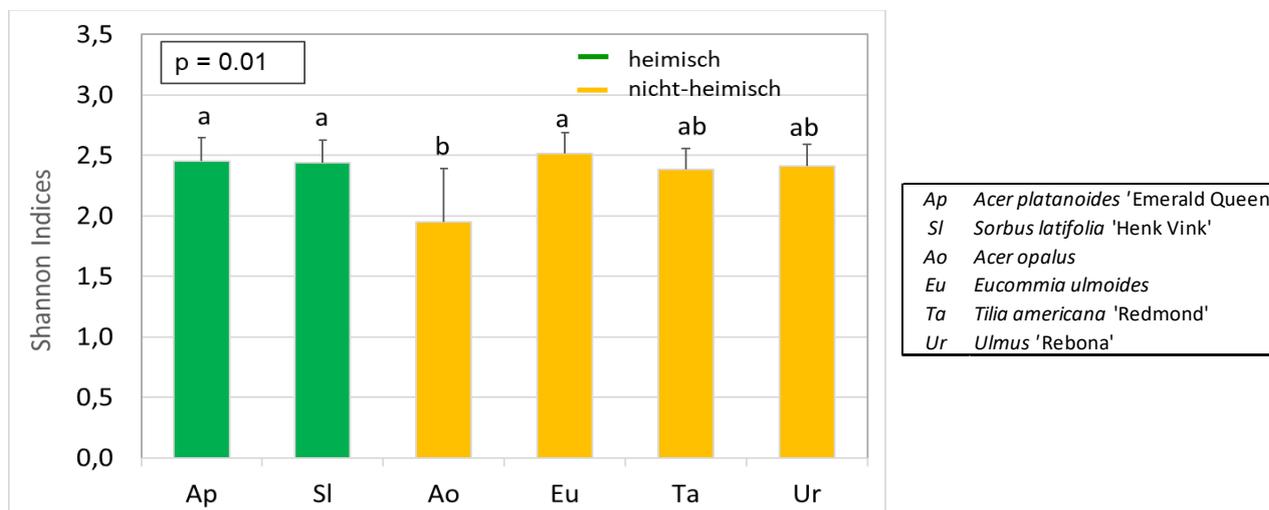


Abbildung 46: Shannon-Indices (+/- SD) der Bienen auf den verschiedenen Baumarten

4.3.6 Rote Liste Arten 2022

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.6). Mit 20% bzw. 15% der determinierten Arten war der Anteil dieser seltenen bzw. gefährdeten Arten bei den Zikaden und Wildbienen besonders hoch. In allen Taxa wurden auf den heimischen und nicht-heimischen Baumarten vergleichbar viele Rote Liste Arten gefangen. Bei den Wanzen wurde eine in Bayern verschollene Art (*Rhopalus rufus*) und eine extrem seltene Art mit geografischer Restriktion (*Empicoris baerensprungi*) gefunden. Auch bei den Zikaden war mit *Edwardsiana smreczynskii* eine sehr seltene und mit *Anoplotettix horvathi* eine vom Aussterben bedrohte Art vertreten.

Tabelle 6: Rote Liste Arten auf heimischen und nicht-heimischen Straßenbäumen; RL Bay= Rote Liste Bayern, RL BRD= Rote Liste Deutschland; * Chrysomelidae / Curculinoidea

Tiergruppe Taxonom		Determinierte Anzahl Arten	RL Bay/ RL BRD bzw. gefährdet	% RL Arten	Anzahl auf heimischen Baumarten	Anzahl auf nicht- heimischen Baumarten
Heteroptera C. Wegener/ L. Schultes	Wanzen	65	8	12	4	4
Auchenorrhyncha H. Nickel	Zikaden	49	10	20	5	6
Coleoptera L. Schmidt	Käfer *	56	3	5	2	3
Apoidea P. Geisendörfer	Bienen	55	8	15	5	4
Araneae J. L. Stör	Spinnen	42	3	7	2	3

5 Diskussion

5.1 Insekten im ländlichen und urbanen Raum

Insekten sind mit einer Million beschriebener Arten die artenreichste Gruppe aller vielzelligen Lebewesen (Abb.47). 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).

Bei Eiparasitoiden setzt Imidacloprid das Partner- und Wirtsfindungsvermögen massiv herab; diese kleinen Wespen sind die effektivsten Gegenspieler von Schädlingen (Tappert et al. 2017).

Dagegen gelten urbane Lebensräume mittlerweile als Insektenrefugien, die sich durch eine vergleichbare (Sattler et al. 2011, Turrini & Knop 2015) oder höhere Artenvielfalt (Baldock et al. 2015, Hall et al. 2017) als im ländlichen Umfeld auszeichnen. Als Gründe für die hohe Artenvielfalt wird diskutiert, dass in Städten keine Pestizide eingesetzt werden dürfen und urbane Habitate eine hohe Heterogenität an ungleichmäßig verteilten, kleinräumigen Lebensräumen („urban mosaic“) aufweisen (Sattler et al. 2011). Saisonal spät fliegende Bienenarten sind auf Grund des kaum vorhandenen Blütenangebots im ländlichen, nicht aber im urbanen Raum besonders betroffen (Hofmann & Renner 2020). Die positiven Effekte nehmen bei Bestäubern mit zunehmender Versiegelung und Innenverdichtung der Städte wieder ab (Wenzel et al. 2020).

5.2 Abundanzen der Baumkronenfauna im Vergleich

Interessanterweise wurden in den jeweiligen Untersuchungsbäumen in den Jahren 2017 (Böll et al. 2019, n=23.883), 2021 (n=23.802) und 2022 (n=23.662) fast identische Arthropodenzahlen gefangen.

Während 2017 signifikant mehr Individuen, wenn auch nicht in allen Taxa, auf den heimischen Baumarten gefunden wurden als auf ihren nicht-heimischen Schwesternarten, war das 2021 nicht der Fall. Hier wurden auf der nordamerikanischen Esche und auf der heimischen Stadtulme die meisten Arthropoden gefangen (Tab.7+8). Beide Baumarten grenzen an einen Gehölzriegel mit dahinter liegendem Feld (*F. pennsylvanica* ‚Summit‘) bzw. zwei von fünf Bäumen der *Ulmus* ‚Lobel‘ an eine Brache und damit an ein potenziell artenreiches Umfeld. Aber auch einzelne Bäume der heimischen Esche grenzen an ein Feld (Abb.2), ohne dass sich der Einfluss entsprechend bemerkbar macht.

Tabelle 7: Anzahl gefangener Individuen pro Taxa auf den verschiedenen Baumarten 2021; grün unterlegt: heimische Baumarten, gelb unterlegt: nicht-heimische Baumarten

2021	Hymenoptera	Coleoptera	Heteroptera	Auchenorrhyncha & Stenorrhyncha	Araneae	Diptera	Thysanoptera	Psocoptera	Summe Individuen
Fe	474	574	359	235	332	1157	135	274	3540
Ul	770	430	228	420	602	829	537	311	4127
Fp	598	698	103	258	454	1612	302	188	4213
Ls	632	512	96	270	479	999	266	231	3485
As	479	379	326	490	239	1276	170	581	3940
Qf	387	496	148	497	330	817	363	168	3206

Tabelle 8: Rangfolge der Baumarten mit den höchsten (1) bzw. niedrigsten (6) Fangzahlen; grün unterlegt: heimische Baumarten, gelb unterlegt: nicht-heimische Baumarten

2021	Rang
Fp	1,5
Ul	1,5
As	3
Ls	4,5
Fe	4,5
Qf	6

Das gilt auch für 2022: Hier wurden auf dem heimischen SpitzAhorn und der Amerikanischen Linde die meisten Arthropoden gefangen, auf der heimischen Breitblättrigen Mehlbeere dagegen am wenigsten (Tab.9+10).

Tabelle 9: Anzahl gefangener Individuen pro Taxa auf den verschiedenen Baumarten 2022; grün unterlegt: heimische Baumarten, gelb unterlegt: nicht-heimische Baumarten

2022	Hymenoptera	Coleoptera	Heteroptera	Auchenorrhyncha & Stenorrhyncha	Araneae	Diptera	Thysanoptera	Psocoptera	Summe Individuen
Ap	664	567	460	928	485	816	98	1366	5384
Sl	430	282	119	358	183	392	99	183	2046
Ao	463	321	113	1932	439	509	243	203	4223
Eu	519	318	135	688	262	319	160	267	2668
Ta	1076	514	1625	827	431	368	43	121	5005
Ur	396	262	168	415	211	489	92	172	2205

Tabelle 10: Rangfolge der Baumarten mit den höchsten (1) bzw. niedrigsten (6) Fangzahlen; grün unterlegt: heimische Baumarten, gelb unterlegt: nicht-heimische Baumarten

2022	Rang
Ap	1
Ta	2
Ao	3
Eu	4
Ur	5
Sl	6

2021 wurden die Abundanzen stark durch die dominante Insektengruppe der Dipteren geprägt, 2022 dagegen durch saugende Insekten (Blattläuse!). Betrachtet man die Rangfolge der Abundanzen innerhalb der dominanten Taxa pro Baumart gemäß der statistischen Auswertung (2021: 4.2, 2022: 4.3), so ergibt sich ein interessantes Bild (Tab.11+12): verschiedene Baumarten sind für verschiedene Taxa unterschiedlich attraktiv.

Tabelle 11: Ränge der Fangzahlen innerhalb der Taxa für die verschiedenen Baumarten 2021; (1) höchste bzw. (6) niedrigste Fangzahlen

###	Apidae	phyt. Coleoptera	Heteroptera	Auchenorrhyncha	Araneae	mittl. Rang
Fe	3,5	3	1,5	5	5	3,6
Ul	3,5	5,5	3	1,5	1	2,9
Fp	3,5	1	5	5	2,5	3,4
Ls	3,5	3	5	5	2,5	3,8
As	3,5	5,5	1,5	1,5	5	3,4
Qf	3,5	3	5	3	5	3,9

So finden sich 2021 auf der asiatischen Purpur-Erle die meisten Zikaden (neben der Stadtulme) und Wanzen und gleichzeitig die wenigsten phytophagen Käfer. Ähnlich sieht es bei der heimischen Esche aus, die besonders viele Wanzen beherbergt, aber wenig interessant für Spinnen und Zikaden zu sein scheint. Nach der Stadtulme, die insgesamt deutlich am besten abschneidet, stehen die nicht-heimische Purpur-Erle und Rot-Esche an zweiter Stelle, während die heimische Esche auf den hinteren Rängen liegt. An vorletzter Stelle steht der nordamerikanische Amberbaum, der aus der Familie der Altingiaceae stammt, die seit der Eiszeit in Europa nicht mehr beheimatet ist (Ausnahme: Eiszeitrelikt *Liquidambar orientalis* auf Rhodos). Er dürfte für viele Phytophage auf Grund seiner speziellen Inhaltsstoffe (u.a. Styrax, „Amber“!) wenig attraktiv oder ungenießbar sein, ist dafür aber für Spinnen, wahrscheinlich aufgrund der Korkleisten auf der Rinde, attraktiv.

Tabelle 12: Ränge der Fangzahlen innerhalb der Taxa für die verschiedenen Baumarten 2022; (1) höchste bzw. (6) niedrigste Fangzahlen

2022	Apidae	phyt. Coleoptera	Heteroptera	Auchenorrhyncha	Araneae	mittl. Rang
Ap	3,5	2	1	1	2	1,9
Sl	3,5	5	4	3	5	4,1
Ao	3,5	2	4	3	2	2,9
Eu	3,5	5	4	5,5	5	4,6
Ta	3,5	5	4	5,5	2	4,0
Ur	3,5	2	4	3	5	3,5

2022 hatte der heimische Spitz-Ahorn in allen Taxa, die bis zur Art untersucht wurden, die höchsten Individuenzahlen. Nur bei den Wildbienen gab es keine Unterschiede in den Abundanzen zwischen den Baumarten. Die heimische Breitblättrige Mehlbeere lag dagegen auf den hinteren Rängen, während die asiatische Ulme x Rebona für phytophage Käfer und Zikaden attraktiv war. Der asiatische Guttaperchabaum, als einzige Art aus der Familie der Eucommiaceae, schnitt erwartungsgemäß am schlechtesten ab. Er ist der einzige Gummibaum in den gemäßigsten Breiten mit entsprechenden Blatinhaltsstoffen und zeigte durchgängig niedrige Abundanzen,

5.3 Artenvielfalt und Biodiversität der Baumkronenfauna im Vergleich

Allgemein gelten nicht-heimische Baumarten als artenärmer als heimische Baumarten, zumindest was die Herbivorengemeinschaften betrifft (Gossner et al. 2009, Helden et al. 2012). Dies gilt umso mehr, je weiter verwandte heimische und nicht-heimische Baumarten phylogenetisch und/oder geografisch voneinander entfernt sind (Gossner et al. 2009, Burghardt & Tallamy 2015). Nicht-verwandte Arten, die keine Verwandten unter den heimischen Arten besitzen, sollten die artenärmsten Herbivorengemeinschaften beherbergen (Burghardt & Tallamy 2015). Diese Einschätzung geht ursprünglich 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 („species area“ Hypothese). 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 oder Bestäuber miteinbezogen. Bei verschiedenen Aufpflanzungen, bei denen nicht nur phytophage Insektenarten berücksichtigt wurden, zeigten sich teils andere Ergebnisse: so hatte eine von drei heimischen Baumarten in einer nordamerikanischen Baumschule eine signifikant höhere Artenvielfalt, während die vierte nicht-heimische Art sich nicht in der Artenvielfalt, aber deutlich in der Zusammensetzung der Arthropodengemeinschaft von den anderen beiden heimischen Arten unterschied (Hartley et al. 2010). Zwei Untersuchungen in einem Botanischen Garten kommen zu widersprüchlichen Ergebnissen: während bei der Gattung der Birken Abundanz und Artenreichtum (Käfer, Wanzen) der Insekten entlang der geografischen Distanz abnahmen, wurde bei der Gattung der Eschen eine Zunahme beider Parameter gefunden (Kittler 2022). Bei der Gattung der Eichen fanden sich deutliche Unterschiede zwischen der geografischen Distanz der Arten, die aber nur für verschiedene Sektionen der Eichengattungen, nicht aber innerhalb der europäischen Sektion *Quercus* signifikant waren (Assel 2022). Hier war die Anzahl der Wanzen- und Käferarten auf europäischen Eichen signifikant höher als auf Eichen aus Kleinasien, Nordamerika und Ostasien.

Untersuchungen aus dem Forst oder von Aufpflanzungen lassen sich nur bedingt auf Straßenbäume übertragen, die aufgrund ihrer vielfältigen Umwelt- und klimatischen Belastungen in keinem natürlichen Ökosystem eingebunden sind, sondern sich in einem völlig unnatürlichen Umfeld befinden. Aufgrund des hohen Aufwandes wird urbane Arthropodenforschung im Wesentlichen auf Grünflächen und nur in Ausnahmefällen an Stadtbäumen durchgeführt. Bisherige stadökologische Untersuchungen fanden häufig nur an einer Baumart statt, 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).

In unserer Vorstudie 2017, in der die Arthropodenvielfalt in den Kronen dreier heimischer und dreier nahverwandter südost-europäischer Baumarten erhoben wurde, ergaben sich bis auf eine signifikant höhere Zikadenartenzahl auf der südost-europäischen Hopfenbuche im Vergleich zur heimischen Winterlinde keine weiteren Unterschiede in den anderen untersuchten Taxa (Böll et al. 2019).

Betrachtet man die α -Diversität der Insekten anhand der Artenzahlen auf den verschiedenen Baumarten 2021, so zeigte sich, dass sich die Artenvielfalt in drei der fünf bis zur Art bestimmten Taxa zwischen den Baumarten nicht unterschied, unabhängig davon, ob es sich um heimische oder nicht-heimische Baumarten handelt (4.2, Tab.13). Nur bei den saugenden Insekten waren signifikante Unterschiede zwischen einzelnen Baumarten zu finden: hier fanden sich signifikant mehr Wanzenarten auf den beiden heimischen Baumarten (4.2.2) während bei der anderen Gruppe der Pflanzensauger, den Zikaden, mit Abstand am meisten Arten auf der heimischen Stadtulme, aber gleichzeitig die wenigsten Arten auf der heimischen Esche gefangen wurden (4.2.3, Tab.13). Das stimmt mit Nickels (2008) Übersichtsarbeit der prozentualen Verteilung der Zikadenarten auf heimischen Baumarten gut überein, in der *F. excelsior* eine der artenärmsten heimischen Baumarten ist, wie auch Brändle & Brandl (2001) generell für Herbivoren bestätigen (Abb.48).

Tabelle 13: Rangfolge der Baumarten 2021 mit den höchsten (1) bzw. niedrigsten (6) Artenzahlen; grün unterlegt: heimische Baumarten, gelb unterlegt: nicht-heimische Baumarten

2021	Apidae	phyt. Coleoptera	Heteroptera	Auchenorrhyncha	Araneae
Fe	3,5	3,5	1,5	6	3,5
Ul	3,5	3,5	1,5	1	3,5
Fp	3,5	3,5	5	4	3,5
Ls	3,5	3,5	5	4	3,5
As	3,5	3,5	3	2	3,5
Qf	3,5	3,5	5	4	3,5

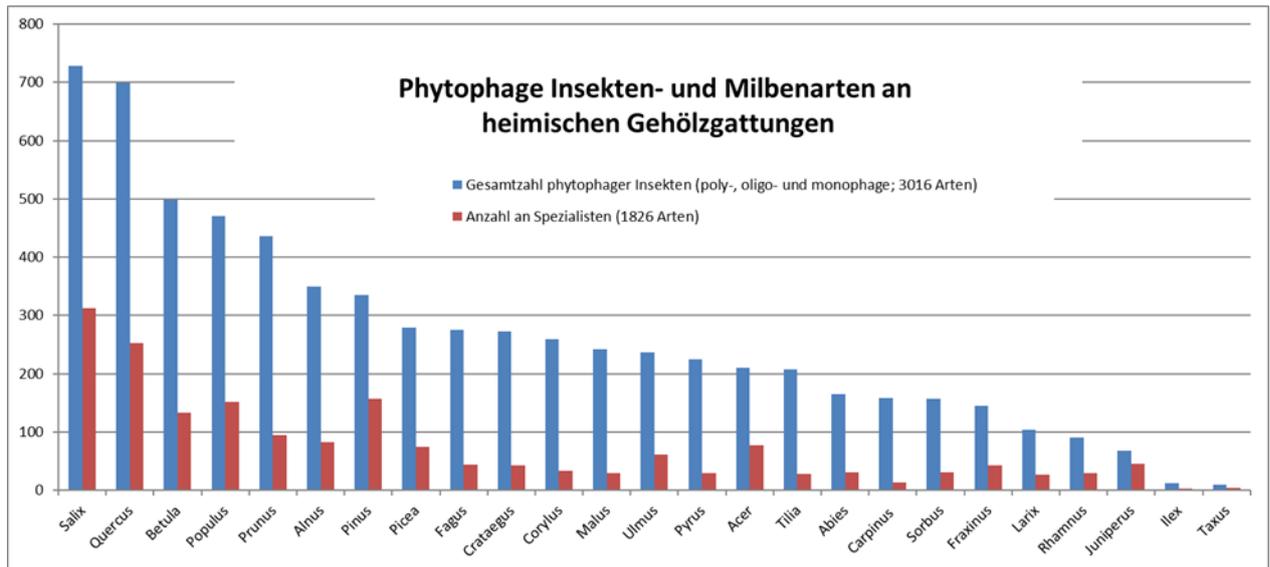


Abbildung 48: Phytophage Insekten- und Milbenarten an heimischen Gehölzgattungen (Schmidt 2021, nach Brändle & Brandl, 2001)

2022 unterschied sich die Artenvielfalt bei vier der fünf bis zur Art bestimmten Taxa zwischen den Baumarten (4.3, Tab.14). Insgesamt wies der heimische Spitz-Ahorn die höchste Artenvielfalt auf. Die asiatische Hybrid-Ulme ‚Rebona‘ zeichnete sich bei den Zikaden durch die höchste Artenanzahl aus, während die Amerikanische Linde eine hohe Artenvielfalt der Wanzen und Spinnen beherbergte, aber bei den Zikaden am schlechtesten abschnitt. Linden gehören allgemein zu den artenarmen Baumarten, was die Zikaden betrifft (Nickel 2008). Die insgesamt geringste Artenvielfalt zeigte interessanterweise nicht der asiatische Guttaperchabaum der monotypischen Gattung *Eucommia*, sondern neben dem Italienischen Ahorn die heimische Breitblättrige Mehlbeere.

Tabelle 14: Rangfolge der Baumarten 2022 mit den höchsten (1) bzw. niedrigsten (6) Artenzahlen; grün unterlegt: heimische Baumarten, gelb unterlegt: nicht-heimische Baumarten

2022	Apidae	phyt. Coleoptera	Heteroptera	Auchenorrhyncha	Araneae
Ap	4	3,5	2	3,5	1
Sl	1,5	3,5	5	3,5	5,5
Ao	6	3,5	5	3,5	3,5
Eu	1,5	3,5	4	3,5	3,5
Ta	4	3,5	2	6	2
Ur	4	3,5	2	1	5,5

Berücksichtigt man zusätzlich die Individuenzahlen und die Ausgewogenheit der Verteilung der Individuen auf die einzelnen Arten, so lässt sich die Biodiversität der Artengemeinschaften anhand des Shannon-Index zwischen den Baumarten vergleichen (4.2, 4.3).

Tabelle 15: Rangfolge der Baumarten 2021 mit den höchsten (1) bzw. niedrigsten (6) Shannon-Indices; grün unterlegt: heimische Baumarten, gelb unterlegt: nicht-heimische Baumarten

2021	Apidae	phyt. Coleoptera	Heteroptera	Auchenorrhyncha	Araneae
Fe	3,5	6	2,5	5,5	3,5
Ul	3,5	1,5	1	1	3,5
Fp	3,5	4	2,5	3	3,5
Ls	3,5	4	4,5	3	3,5
As	3,5	1,5	6	3	3,5
Qf	3,5	4	4,5	5,5	3,5

Es ergibt sich wieder kein eindeutiges Bild (Tab.15): bei den Spinnen und Bienen gibt es keine Unterschiede in der Biodiversität zwischen den Baumarten. Bei den phytophagen Taxa zeigt die Stadtulme jeweils eine besonders hohe Biodiversität, während die heimische Esche bei den phytophagen Käfern und bei den Zikaden besonders schlecht abschneidet. Die nicht-heimischen Arten liegen meist im Mittelfeld, nur die Ungarische Eiche liegt gemeinsam mit der heimischen Esche auf den letzten Plätzen.

Tabelle 16: Rangfolge der Baumarten 2022 mit den höchsten (1) bzw. niedrigsten (6) Shannon-Indices; grün unterlegt: heimische Baumarten, gelb unterlegt: nicht-heimische Baumarten

2022	Apidae	phyt. Coleoptera	Heteroptera	Auchenorrhyncha	Araneae
Ap	2	3,5	3	5,5	1
Sl	2	3,5	3	3	5,5
Ao	6	3,5	3	3	3
Eu	2	3,5	3	3	3
Ta	4,5	3,5	6	5,5	3
Ur	4,5	3,5	3	1	5,5

Auch 2022 ergibt sich kein eindeutiges Bild: bei den phytophagen Käfern und den Wanzen (mit Ausnahme der Amerikanischen Linde, die besonders schlecht abschneidet) gibt es keine Unterschiede in der Biodiversität zwischen den Baumarten. Insgesamt zeigen der heimische Spitz-Ahorn und der asiatische Guttaperchabaum die höchste Biodiversität, gefolgt von der Ulme ‚Rebona‘ und der Breitblättrigen Mehlbeere (Tab.16).

Sandra Gloor, Fachbüro SWILD, Zürich, hat Biodiversitätsindices für Züricher Stadtbaumarten entwickelt, die auf Einschätzungen von Forstexperten beruhen (Gloor 2021). Heimische Baumarten zeigen die höchsten Biodiversitätsindices, aber nicht für alle Baumarten (Abb.49). Umgekehrt erhielten auch verschiedene süd-/südosteuropäische und exotische Baumarten nicht nur niedrige Bewertungen.

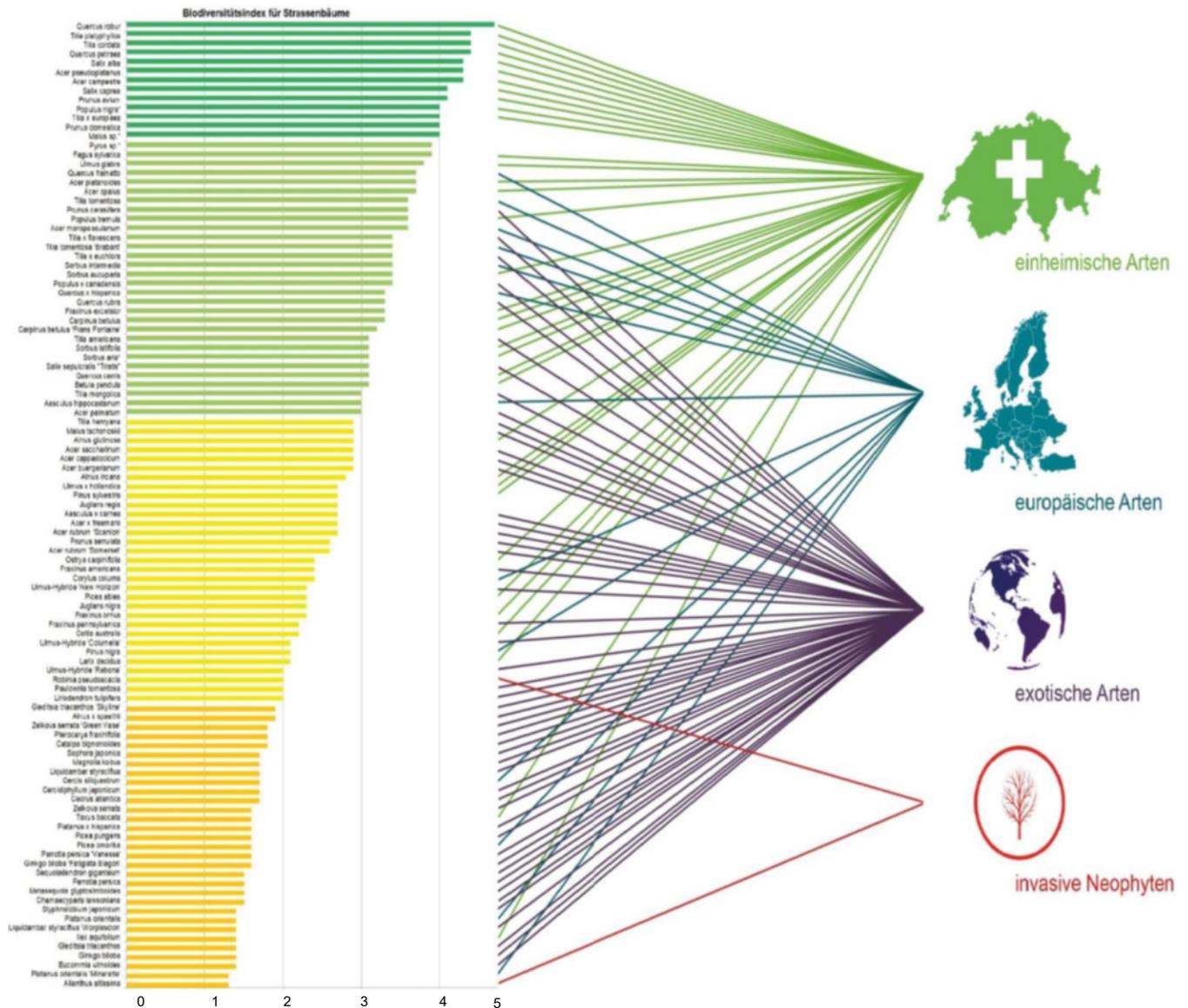


Abbildung 49: Herkunft der Baumarten und ihr Biodiversitätsindex (Gloor 2021): 1 = niedriges, 5 = hohes Biodiversitätspotential (Gloor 2021).

Vergleicht man die Ergebnisse 2021/2022 mit den Ranglisten der Biodiversitätsindices von Gloor (2021), so ergibt sich teilweise ein deutlich anderes Bild der Rangfolge, wobei bei Gloor andere Taxa als in dieser Untersuchung bewertet wurden: Moose, Flechten, Wildbienen, Schmetterlinge, Käfer, Vögel, Säugetiere. Betrachtet man nur die Insektengruppen, ändert sich wenig in der Rangfolge (Tab.17+18):

Tabelle 17: Rangfolge der Baumarten gemäß des Biodiversitätsindex unter Berücksichtigung aller Taxa bzw. nur der Insektengruppen (Gloor 2021) im Vergleich zur Rangfolge der Artenzahlen in Würzburg, 2021;

2021	alle Taxa	nur Insekten	Würzburg
Qf	1	1	5
Fe	2	2	3
Ul	3	3	1
As	4	4	2
Fp	5	5,5	5
Ls	6	5,5	5

Tabelle 18: Rangfolge der Baumarten gemäß des Biodiversitätsindex unter Berücksichtigung aller Taxa bzw. nur der Insektengruppen (Gloor 2021) im Vergleich zur Rangfolge der Artenzahlen in Würzburg, 2022

2022	alle Taxa	nur Insekten	Würzburg
Ap	1,5	1	1,5
Ao	1,5	2	6
Sl	3,5	3	3,5
Ta	3,5	4	5
Ur	5	5	1,5
Eu	6	6	3,5

Bei den heimischen Arten schneiden der Spitz-Ahorn und die Breitblättrige Mehlbeere ähnlich ab, bei den nicht-heimischen unter anderen die nordamerikanische Rot-Esche und der Amberbaum. Dagegen werden bei den nicht-heimischen Arten z.B. die Ungarische Eiche und der Italienische Ahorn bei Gloor deutlich höher, die Purpur-Erle (siehe typische Erlenbewohner auf der Purpur-Erle (4.2.3)) und die asiatische Hybrid-Ulme *Ulmus* x ‚Rebona‘ dagegen deutlich niedriger bewertet werden als in der vorliegenden Studie. Aber auch hier ist die Interpretation nur eingeschränkt möglich, da in dieser Studie eine größere Anzahl Insektentaxa untersucht und nur die Wildbienen und phytophagen Käfer gemeinsam betrachtet wurden. Interessanterweise schneidet der asiatische Guttaperchabaum der monotypischen Gattung *Eucommia* bei der Artenvielfalt deutlich besser ab als erwartet.

Zum anderen spielen offensichtlich noch andere Faktoren als Nist- und Nahrungsangebot eine wichtige Rolle.

Dass Standortbedingungen, d.h. die direkte Umgebung der Straßenbäume, eine wichtige Rolle für die Zusammensetzung der Artengemeinschaft spielen, erscheint auf den ersten Blick trivial: so ist die in Bayern verschollene Sandrasenart *Arenocoris waltli* nur auf den Flugsandböden des Standorts 2017, nicht aber auf den lehmig-sandigen Böden der Standorte von 2021/2022 zu finden. Aber Standortbedingungen können noch wesentlich vielschichtiger sein, wie das folgende Beispiel zeigt:

Tabelle 19: Artenüberlappungsgrad Q_s (nach Sørensen) von 2017 und 2021 in den verschiedenen Taxa auf *Fraxinus excelsior* ‚Westhofs Glorie‘

Taxa	Anzahl Arten <i>F. excelsior</i> 2017	Anzahl Arten <i>F. excelsior</i> 2021	gemeinsame Anzahl Arten	Q_s (%)
Spinnen	10	13	5	44
Bienen	31	34	23	71
Wanzen	39	32	13	37
Zikaden	21	8	4	28

Bei dem Vergleich der Artenzusammensetzung auf der heimischen Esche im Jahr 2017 (Böll et al. 2019) und 2021 zeigt sich, abgesehen von den Bienen, ein Artenüberlappungsgrad Q_s nach Sørensen von deutlich unter 50% (Tab.19). Die Standorte sind 8 km Luftlinie voneinander entfernt. Während die Eschen 2017 an ein konventionell bewirtschaftetes Getreidefeld grenzten, standen 2021 drei der fünf Eschen in unmittelbarer Nachbarschaft einer Gehölzreihe mit einem dahinter liegenden Feld. Offensichtlich unterschiedliche Habitate mit sehr unterschiedlichen Artenzusammensetzungen, wenn man die niedrigen Prozentsätze der Artenübereinstimmung vor allem der saugenden Insekten und die starken Unterschiede in den Artenzahlen bei den Zikaden betrachtet: 2017 wurden überwiegend Zikaden krautiger Pflanzen gefangen, 2021 über die Hälfte rein baumlebender Arten.

Interessant sind in diesem Zusammenhang die Artenüberlappungsgrade der beiden Schwesternarten *Fraxinus excelsior* ‚Westhofs Glorie‘ und *Fraxinus pennsylvanica* ‚Summit‘ im Jahr 2021, die, obwohl Arten verschiedener Kontinente, deutlich höher liegen (Tab.20):

Tabelle 20: Artenüberlappungsgrad Q_s (nach Sørensen) in den verschiedenen Taxa auf den Schwesternarten *Fraxinus excelsior* ‚Westhofs Glorie‘ und *Fraxinus pennsylvanica* ‚Summit‘ 2021

Taxa	Anzahl Arten <i>F. excelsior</i> WG	Anzahl Arten <i>F. pennsylvanica</i>	gemeinsame Anzahl Arten	Q_s (%)
Spinnen	14	12	8	62
Bienen	34	36	28	80
Phytophage Käfer	19	27	12	52
Wanzen	32	21	15	57
Zikaden	8	21	7	48

Hier lagen die Artenzahlen auf der nordamerikanischen Esche ähnlich hoch (Ausnahme Wanzen) oder höher als auf der heimischen Esche. Die Artenübereinstimmung der phytophagen Taxa, die sich durch Ansprüche an die Inhaltsstoffe der Blätter am stärksten unterscheiden sollten, lagen um oder über 50%. Somit scheint der Standortfaktor eine größere Bedeutung zu haben als der Unterschied in den Blattinhaltsstoffen. Bei einer Untersuchung der Arthropodenfauna auf verschiedenen Eschenarten im Ökologisch-Botanischen Garten in Bayreuth, in der Coleoptera und Heteroptera bis zur Art bestimmt wurden, wurde bei den phytophagen Arten kein signifikanter Unterschied im Artenreichtum gefunden (Kittler 2022, unveröff.), was ebenfalls die Vermutung nahelegt, dass sich die Blattinhaltsstoffe nicht allzu stark voneinander unterscheiden. Dagegen nahm die Anzahl zoophager Arten und der Wanzenarten mit zunehmender geografischer Entfernung der Eschenarten signifikant ab (Kittler, 2022). Das dürfte bei den Wanzen vor allem auf die zoophagen Arten zurückzuführen sein, die auch in unserer Untersuchung 2021 eine stärkere Bindung an die heimische Esche als die phytophagen Arten zeigen (s.a. 4.2.2). Bei den Zikaden wurden anders als 2017 auf beiden Eschenarten fast ausschließlich polyphage Gehölzbesiedler, aber kaum Einflieger aus der Krautschicht gefunden. Die heimische Esche gilt, was baumbewohnende Zikadenarten betrifft, als ausgesprochen artenarm (Abb.51, Nickel 2008). Die höherer Artenzahl bei der Rot-Esche dürfte auf das strukturreiche Umfeld mit Gehölzen zurückzuführen sein.

Ein weiterer Faktor dürften UHI-Effekte während anhaltender Hitzeperioden (>30°C) und Wüstentagen (>35°C) sein. Denn warum suchen Wildbienen auch außerhalb der Blütezeit die Kronen der Bäume auf? In den Baumkronen der Versuchsbäume wurden 2017 57, 2021 60 und 2022 55 Wildbienenarten nachgewiesen (gut ein Zehntel aller Wildbienenarten Deutschlands), ebenso viele wie auf Stadtbäumen in Berlin (n=52, Hausmann et al. 2016). Baumkronen können Bienen als Paarungsplätze dienen (Paxton 2005), daneben dürften sie aber vor allem als mikroklimatische „Oase“ während Hitzeperioden fungieren (Abb.50). Bienen reagieren sehr empfindlich auf kurzfristige Temperaturspitzen und sind auf Schattenplätze angewiesen (Papanikolaou et al. 2017).

Zwei unveröffentlichte Abschlussarbeiten an der Universität Würzburg deuten darauf hin, dass Insekten, als ektotherme Tiere, aktiv Baumkronen aufsuchen, um hohen Temperaturen und damit auch hohen Körpertemperaturen zu entgehen (Abb.50, Feik 2021, Broll 2022).

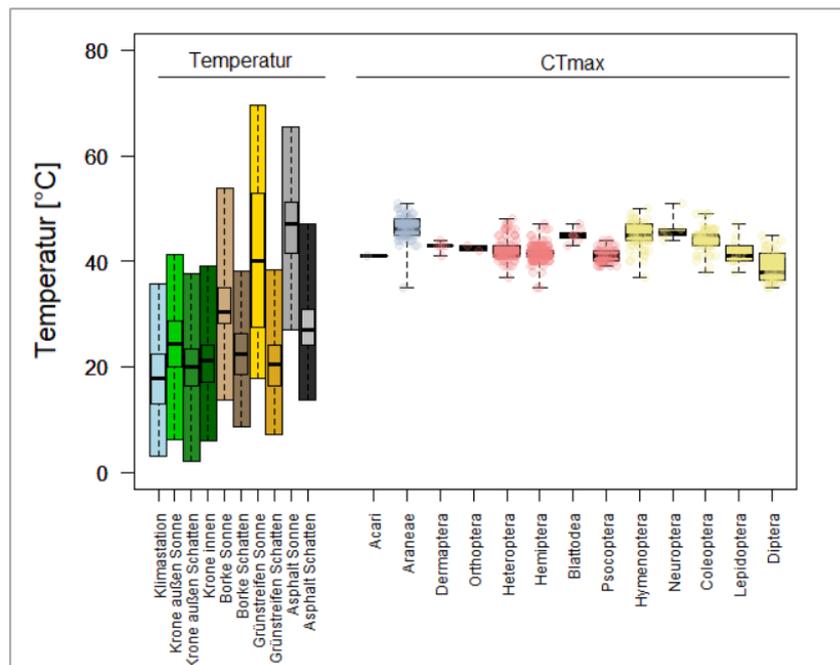


Abbildung 50: Oberflächentemperaturen und CTmax der untersuchten Arthropodenordnungen, 2022. Links sind die von der Klimastation gemessenen Lufttemperaturen, die Temperaturen der Baumkrone innen sowie der Krone außen, der Borke, des Grünstreifens und des Asphalts in der Sonne und im Schatten als Boxplots dargestellt. Dabei kennzeichnen die dicken horizontalen Linien die Mediane, die umgebenden Boxen die 25 %- beziehungsweise 75 %-Quartile und die äußeren Boxen die Extremwerte. Rechts sind die CTmax-Werte der dreizehn untersuchten Arthropodenordnungen als Boxplots dargestellt. Die einzelnen Datenpunkte sind zusätzlich als Punkte dargestellt (blau: Spinnentiere, rot: hemimetabole Insekten, gelb: holometabole Insekten, Broll 2022, unveröff.)

Untersuchungen der kritischen Körpertemperaturen, bei denen Arthropoden verschiedener Taxa versterben (CTmax-Werte), zeigen, dass es zwischen einzelnen Insektengruppen signifikante Unterschiede in der Hitzetoleranz gibt, aber bei allen Taxa die CTmax-Werte deutlich unter 50°C liegen (Abb.50, Feik 2021, Broll 2022). Besonnte Grünstreifen können während Hitzeperioden, wenn die Vegetation weitgehend vertrocknet ist, deutlich über 60°C erreichen (Abb.50, Broll 2022), so dass auch primär bodenlebende Insekten, z.B. Wanzen- und Zikadenarten, die sonst auf Trockenrasen zu finden sind, wie die RL-Wanzenart *Megalonotus emarginatus* oder die seltene Zikadenart *Dryodurgades reticulans*, Baumkronen als Refugium nutzen, um dem Hitzetod zu entgehen.

Frühere Untersuchungen im Projekt „Stadtgrün 2021+“ haben gezeigt, dass Temperaturen in den Baumkronen während der Tagestemperaturmaxima um bis zu 8°C unter den Temperaturen besonnener Blätter liegen können (Melzer 2019).

Der Klimawandel mit seinen in immer kürzeren Abständen auftretenden heißen und niederschlags-armen Phasen während der Vegetationsperiode macht es wahrscheinlich, dass sich Lebensgemeinschaften in den Kronen von Stadtbäumen zu Gunsten thermo- und xerophiler Arten verschiebt und die Zahl an Einwanderern zunimmt. Eine aktuelle Bewertung (C. Wegener, mdl. Mittlg.) der in der Vorstudie 2017 und dieser Studie erfassten Wanzen belegt dies. Denn darunter befinden sich in teils größerer Zahl fünf von

in den letzten fünf bis 30 Jahren aus dem Mittelmeerraum eingewanderten Wanzenarten mit hohem Wärmebedarf sowie sieben weitere Arten, die als besonders xerophil einzustufen sind (sechs davon Rote-Liste-Arten). Da diese normalerweise auf Trockenrasen oder Sandböden zu finden sind, geht Wegener davon aus, dass Bäume hier 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 die Bedeutung des Kronenbereichs als Refugium für das Überleben vieler Insektenarten sein.

5.4 Urbane Insektenvielfalt durch Artenreichtum der Stadtbaumarten

Heimische Stadtbaumarten leiden zunehmend unter Trockenschäden und Krankheiten (Eschen) und können auf Grund der hohen und weiter steigenden urbanen Temperatur- und Strahlungseffekte (städtische „Hitzeinsel“ Effekte) ihre Ökosystemleistungen häufig nur noch eingeschränkt erbringen. Das führt häufig zu verfrühtem Blattfall (Winter-Linde, Spitz-Ahorn, Kastanie (nicht-heimisch)) oder gänzlichem Ausfall (Bergahorn, Sommerlinde) von gängigen Straßenbaumarten, vor allem in stark versiegelten Quartieren, die sich besonders aufheizen. Gebietsfremde, kontinental geprägte Baumarten, wie sie seit 2010 im Projekt „Stadtgrün 2021+“ getestet werden, zeigen dagegen eine wesentlich höhere Resilienz gegenüber klimatischen Stresssituationen (Böll 2022). Die Pflanzung und der Erhalt von Stadtbäumen sind zunehmend ein wesentlicher Bestandteil von Klimaanpassungs- und Vorsorgemaßnahmen der Städte, da sie einen positiven Einfluss auf das urbane Mikroklima haben und der thermischen Belastung am effektivsten entgegenwirken können. Voraussetzung für diese Ökosystemleistungen ist jedoch ihre Pflanzengesundheit und Vitalität. Das wiederum setzt eine standortgerechte Artenverwendung und -erweiterung voraus, die vor allem an besonders belasteten Standorten den Einsatz von kontinental geprägten Baumarten erfordert, die auf Grund ihrer Herkunft an trocken-heiße Sommer angepasst sind. Der Einsatz heimischer Baumarten wird sich zunehmend auf (halb-)schattige Straßenzüge während der Nachmittagsstunden in den Innenstadtbereichen sowie stark versiegelten Quartieren und auf Neubaugebiete in den Randbereichen der Städte, wo die ‚Hitzeinseleffekte‘-Effekte deutlich geringer sind, beschränken. Eine möglichst breite, standortgerechte Risikostreuung sowohl heimischer als auch nicht-heimischer Baumarten in gemischten Alleen fördert nicht nur die Insektenvielfalt, sondern wirkt zudem der Ausbreitung von zunehmend häufiger auftretenden neuen Pflanzenkrankheiten und Schädlingen entgegen (Jactel & Brockerhoff 2007). Entsprechend traten in unserer Untersuchung weder auf den heimischen noch auf den nicht-heimischen Baumarten Pflanzenschädlinge in Erscheinung, die Katastrophen verursacht hätten. Tatsächlich spielten beispielsweise bei den Käfergilden phytophage Käfer 2017 eine völlig untergeordnete Rolle, während die Zoophagen stark dominierten.

Neozoen traten nur ganz vereinzelt auf und waren gleichermaßen auf heimischen und nicht-heimischen Baumarten zu finden.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse dieser Untersuchung im Einklang mit der Vorstudie (Böll et al. 2019), wie wichtig eine differenzierte Betrachtung einzelner Insektengruppen und eine umfassende Untersuchung möglichst vieler Insekten-Ordnungen bei der Beurteilung der Biodiversität von Insekten auf verschiedenen Baumarten ist. Es ergibt sich kein einheitliches Bild, dass heimische Baumarten grundsätzlich ein besseres Habitat als die untersuchten nicht-heimischen Baumarten darstellen. Für oligotrophe Phytophage und auf sie spezialisierte Räuber (s. Wanzen, 4.2.2) sind bestimmte (wenngleich nicht alle) heimische Baumarten von Bedeutung, aber häufig werden verwandte Baumarten der gleichen Gattung ebenfalls genutzt (Bsp. Zikaden, Abb.51, Nickel 2008). Erlen- und Ulmenspezialisten scheinen sich z.B. nicht daran zu stören, dass *Alnus x spaethii* und *Ulmus x Rebona* asiatische Hybride sind (4.2.3, Tab.17, 4.3.3, Tab.18). Das gilt dagegen nicht für nicht-heimische Eschen. Leider liegen bisher keine vergleichenden Untersuchungen zu den Inhaltsstoffen von Blättern verwandter Baumarten einer Gattung vor.

Baumarten ohne nähere Verwandtschaft zu heimischen Baumarten zeigen häufig eine deutlich artenärmere Herbivorengemeinschaft als nicht-heimische Baumarten der gleichen Gattung (Burghardt & Tallamy 2015, s. teilweise *Liquidambar styraciflua*).

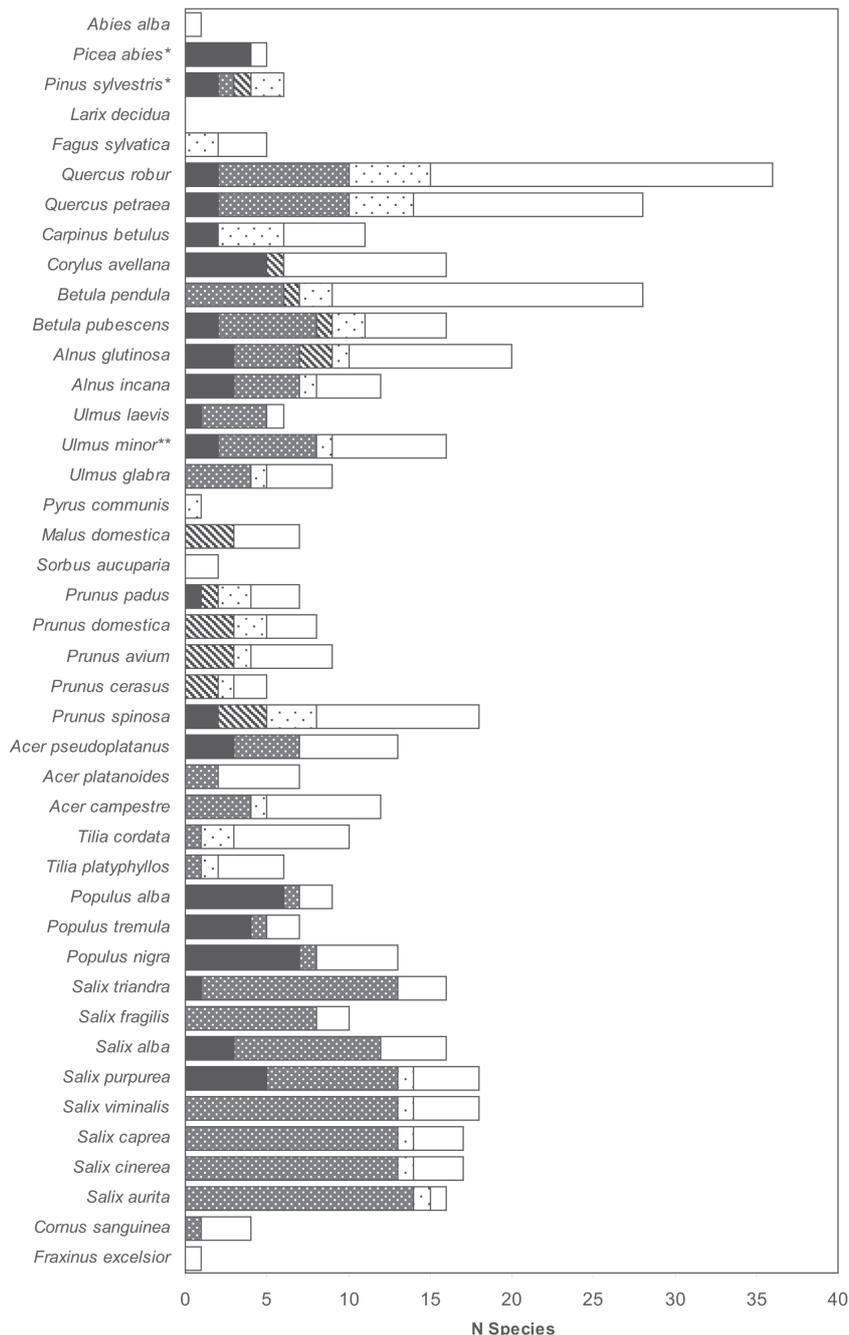


Abbildung 51: Zikaden-Gilden auf den wichtigsten Baumarten in Deutschland. Schwarz = monophag auf einer Pflanzenart, schraffiert = monophag auf einer Pflanzengattung, gestreift = oligophag auf einer Pflanzenfamilie, weiß gepunktet = oligophag auf max. zwei Pflanzenfamilien oder max. vier Pflanzenarten aus vier Pflanzenfamilien, weiß = polyphag (Nickel 2008)

Je nach Taxon können also auch nicht-heimische Baumarten einen wichtigen Beitrag als Lebensraum leisten. Auch bei heimischen Baumarten gibt es je nach Taxon, hier im Beispiel phytophage Käferarten verschiedener Käferfamilien (Tab.21), teilweise sehr unterschiedliche Präferenzen für bestimmte Baumarten (Schmidt 2021). Das heißt, dass ein möglichst breites Angebot verschiedener Baumarten zu einer höheren Artenvielfalt führt. Dies gilt auch für Wälder wie Sobek et al. (2009 a, b, c) für Wanzen, Käfer und parasitoide Hautflügler im Hainich-Nationalpark gezeigt haben.

Tabelle 21: Anzahl phytophager Käferarten verschiedener Käferfamilien auf heimischen Baumarten (Schmidt 2021, nach Böhme (2001); rot unterlegt: sehr artenarm, grün unterlegt: artenreich

Baumgattung	Artenzahl	Prachtkäfer	Bockkäfer	Borkenkäfer	Rüsselkäfer	Blattkäfer	Sonstige
Eiche (<i>Quercus</i>)	103	16	26	6	26	15	14
Kiefer (<i>Pinus</i>)	85	17	24	18	18	2	6
Fichte (<i>Picea</i>)	81	4	27	28	14	1	7
Weide (<i>Salix</i>)	65	7	3	1	17	32	5
Pappel (<i>Populus</i>)	33	4	6	3	8	17	1
Buche (<i>Fagus</i>)	29	3	7	4	9	1	5
<i>Sorbus, Rosaceae, Prunus, Pyrus, Malus</i>	29	8	3	1	9	2	6
Birke (<i>Betula</i>)	26	2	2	1	6	11	4
Tanne (<i>Abies</i>)	25	5	8	6	3	2	1
Ulme (<i>Ulmus</i>)	22	6	3	8	4	1	
Esche (<i>Fraxinus</i>)	13	2	1	5	4	1	
Ahorn (<i>Acer</i>)	10		3	2	3		2
Linde (<i>Tilia</i>)	10	2	6	2			
Lärche (<i>Larix</i>)	8		3	2	3		
Hainbuche (<i>Carpinus</i>)	5	1	1	2			1
Eibe (<i>Taxus</i>)	1				1		
Roßkastanie (<i>Aesculus</i>)	1		1				

Ordnet man die Insekten- und Spinnenarten unserer Untersuchung insgesamt entsprechend ihres Auftretens den heimischen, den nicht-heimischen oder beiden Baumartengruppen zu, so zeigt sich, dass 2021 fast die Hälfte der Kronenfauna beiden Baumartengruppen angehört (44%), 18% nur auf heimischen Bäumen vorkam, während 38% ausschließlich auf den nicht-heimischen Baumarten zu finden war (Abb.52). 2022 war das Ergebnis nahezu identisch: 48% der Kronenfauna war auf beiden Baumgruppen zu finden, 35% ausschließlich auf nicht-heimischen und 17% nur auf heimischen Baumarten (Abb.53).

Die Anzahl der Arten auf den nicht-heimischen : heimischen Baumarten (2021: 117:57, 2022: 93:47) entspricht dem Verhältnis 2:1, in dem die nicht-heimischen : heimischen Baumarten (und damit der jeweiligen Anzahl der Bäume) vorkamen. Dies zeigt zum einen, dass nicht-heimische Baumarten nicht artenarm sind und des Weiteren, dass gemischte Baumalleen insgesamt eine deutlich höhere Artenvielfalt aufweisen als reine Mono-Alleen.

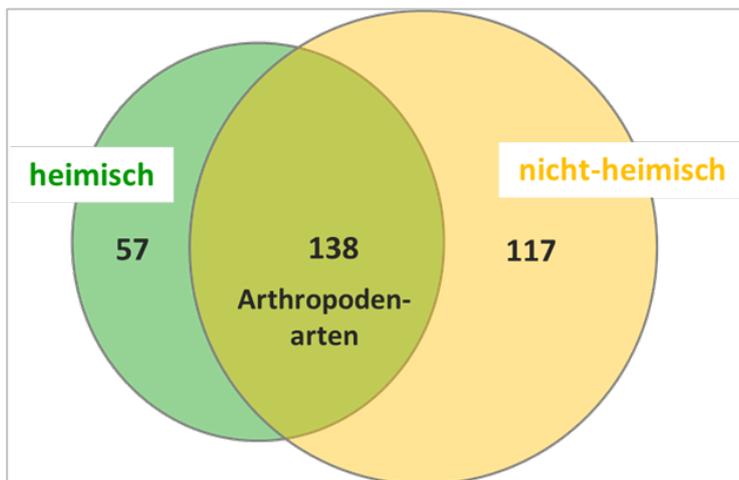


Abbildung 52: Auftreten der Arten dominanter Taxa auf heimischen, nicht-heimischen oder beiden Baumartengruppen 2021 (Araneae, Auchenorrhyncha, Heteroptera, Chrysomelidae, Curculionidae, Apidae)

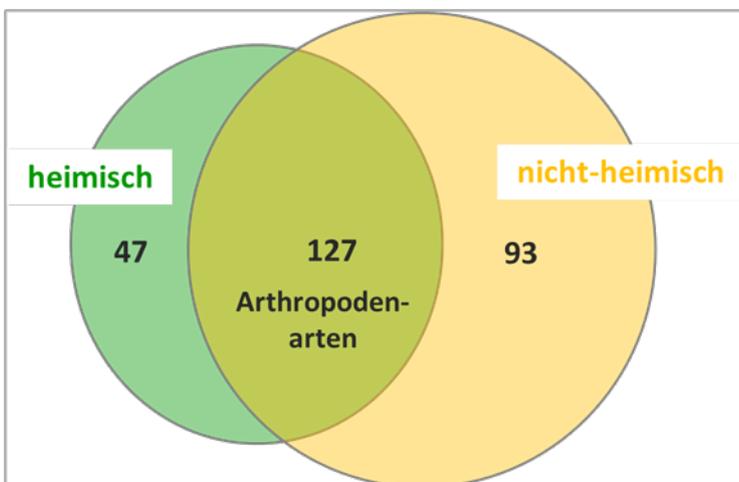


Abbildung 53: Auftreten der Arten dominanter Taxa auf heimischen, nicht-heimischen oder beiden Baumartengruppen 2022 (Araneae, Auchenorrhyncha, Heteroptera, Chrysomelidae, Curculionidae, Apidae)

Viele der untersuchten Insektenarten leben jedoch nicht ausschließlich in den Baumkronen und sind zwingend auf zusätzliche Teillebensräume angewiesen. Wie auch bei Hall et al. (2017) handelt es sich z.B. bei den meisten Wildbienenarten in unserer Untersuchung um Pollengeneralisten, die im offenen Boden ihre Nester anlegen. Zum Erhalt ihrer Biodiversität sind Wildbienen wie auch Grabwespen am urbanen Standort deshalb auf geeignete Bodenflächen als Nistplätze sowie artenreichen Blühpflanzen als Pollen- und Nektarquellen zur Versorgung der Brut im direkten Umfeld angewiesen. Da die meisten Wildbienenarten nur einen geringen Aktionsradius von 50-300m haben (Zurbuchen & Müller 2012, Hofmann et al. 2020), und angrenzende Brachflächen meist potenzielles Bauland und damit nur von kurzer Dauer verfügbar sind, sind Grünstreifen, in denen die Bäume (statt in einzelnen Baumgruben mit benachbarten Parkplätzen) stehen, existentiell wichtige Teillebensräume. Entsprechend plädieren auch Bananszak-

Cibicka & Zmihorski (2012) für die Bereitstellung eines breiten Habitatangebots zum Schutz innerstädtischer Wildbienenarten.

Dies gilt auch für einen beträchtlichen Anteil der Zikaden (Bsp. 2021: 40%, Abb.16) und verschiedene Wanzenarten (49%, Abb.10), die eigentlich in der Krautschicht leben oder als Stratenwechsler in die Baumkronen wandern. Biodiversitätsbetrachtungen müssen daher die Biologie aller Entwicklungsstadien berücksichtigen. Für all die genannten Insekten sind Grünstreifen unter Bäumen ein lebensnotwendiges Teilhabitat ihres Lebenszyklus und stellen in Quartieren mit hohem Versiegelungsgrad oft die einzige Nitzplatz- und Nahrungsquelle dar. Das bedeutet, dass auch die Grünstreifen ein breites Angebot an Nahrungsflanzen für die verschiedenen Insektengruppen bereithalten sollten. Arten- und individuenreiche Arthropodengemeinschaften auf Stadtbäumen stellen wiederum wichtige Komponenten des urbanen Nahrungsnetzes dar und dienen z. B. Vögeln als wichtige Nahrungsquelle.

6 Fazit

Mit der Vorstudie von 2017 (Böll et al. 2019) und den Untersuchungsergebnissen dieser Studie von 2021/ 2022 lassen sich belastbare Aussagen zu dem Individuenreichtum, die Artenvielfalt und Biodiversität verschiedener Arthropodentaxa von insgesamt 17 Baumarten treffen.

- Verbindende Grünstreifen (statt einzelner Baumgruben) dienen vielen Insekten der Kronenfauna als Nistplatz und/oder Nahrungsquelle und stellen einen essentiellen Teillebensraum dar.
- Straßenbäume dienen nicht nur als Nahrungs- und Nisthabitat, sondern auch als potentielle Rückzugsräume während Hitzestressperioden (Schattenspendler).
- Das Biodiversitätspotential der verschiedenen untersuchten Baumarten variiert teilweise, je nachdem welche Arthropodengruppe man betrachtet. Grundsätzlich lässt sich feststellen, dass die nicht-heimischen Baumarten einen vergleichbaren Artenreichtum wie die heimischen Baumarten aufweisen. Da sich das Artenspektrum bei über der Hälfte der Arten unterschied, tragen sie deutlich zur urbanen Artenvielfalt bei, zumal sie häufig eine höhere Stadtklimaresilienz und Vitalität als heimische Stadtbäume aufweisen (Böll 2022).
- Saugende Insekten zeigen häufig die stärksten Präferenzen hinsichtlich der Baumart bzw. -gattung. Je nach Gattung können jedoch auch nicht-heimische Baumarten von oligotrophen Pflanzensaugern angenommen werden (s. *Alnus x spaethii*, *Ulmus spec.*).
- Urbane Biodiversität profitiert somit von gemischten Alleen heimischer und nicht-heimischer Baumarten; im Übrigen eine der wichtigsten Maßnahmen, um der Ausbreitung von zunehmend häufiger auftretenden neuen Pflanzenkrankheiten und Schädlingen entgegenzuwirken (Jactel & Brockerhoff 2007).

Die Untersuchungen wurden mit einer artenschutzrechtlichen Ausnahmegenehmigung der Höheren Naturschutzbehörde der Regierung von Unterfranken (RUF-55.1.2-8646.11.1.7-12) durchgeführt.

7 Vorträge im Berichtszeitraum

Bei den Vorträgen handelt es sich um die Ergebnisse aus der Vorstudie von 2017, bei deren Präsentation ein Ausblick auf die laufende Studie mit den entsprechenden Versuchsbaumarten gegeben wird.

Vorträge

- 2.2.2021 Stadtklimabäume – geeignete Habitate für die Insektenfauna? Vulcatec Online-Seminar, Klima & Ökologie
- 4.2.2021 Stadtklimabäume – geeignete Habitate für die Insektenfauna? Vulcatec Online-Seminar, Klima & Ökologie
- 24.2.2021 Stadtbäume – Entwicklungen und Perspektiven, Fachtagung Klimawandelanpassung, Stiftung für Ökologie und Demokratie e.V.
- 26.5.2021 Projekt „Stadtgrün 2021“ – (neue) Baumarten im Klimawandel. Essener Klimagespräche, Deutscher Wetterdienst, Online-Seminar.
- 2.6.2021 Forschungsprojekt Stadtgrün 2021 – Straßenbäume im Klimawandel; FLL-Fachtagung, Auswirkungen des Klimawandels auf Bäume, Online-Seminar.
- 29.6.2021 Stadtgrün 2021 – Stadtbäume im Klimawandel. Fortbildungsseminar Berufsschullehrer, Reg. Schwaben, Online.
- 29.7.2021 Biodiversität auf Klimabäumen. Niedersächsische Gartenakademie, Bad Zwischenahn.
- 6.9.2021 Arthropodenvielfalt in den Kronen heimischer und nicht-heimischer Stadtbäume. Biodiversität und Klima – Vernetzung der Akteure in Deutschland XVIII, Bundesamt für Naturschutz, Internationale Naturschutzakademie Insel Vilm.
- 20.10.2021 Insektenvielfalt auf stresstoleranten Stadtklimabäumen. StMELF. Forschungsland Bayern – hier wächst Wissen.
- 5.11.2021 Urbane Artenvielfalt auf Stadtbäumen. Siedlungsbäume für mehr Artenvielfalt, Österreichisches Ökologieinstitut, Bregenz.
- 18.11.2021 Stadtgrün im Zeichen des Klimawandels. Online-Vortrag, Amt für Landwirtschaft, Ortenaukreis.
- 23.2.2022 Stadtbaumarten im Klimawandel – stresstolerante Straßenbäume für die Zukunft. Impulsreferat auf dem digitalen workshop des BBSR „Klimawandelgerechter Stadtumbau“.

- 31.3.2022 Lebensraum Stadtbaum – Insektenvielfalt in den Kronen von Stadtbäumen. Fachtagung „Bäume in der Stadt“, Zürich.
- 6.4.2022 Stadtgrün 2021+ - Stadtklimabäume – geeignete Habitate für die urbane Insektenfauna? SVK Gehölzseminar, Hannover.
- 31.8.2022 Biodiversität auf Klimabäumen. Niedersächsische Gartenakademie, Bad Zwischenahn
- 16.9.2022 Stadtklimabäume – geeignete Habitate für die urbane Insektenwelt? GaLaBau Landscape Talks, GaLaBau-Messe, Nürnberg.
- 27.9.2022 „Stadtklimabäume“ - geeignete Habitate für die urbane Insektenwelt? 5.bdla-Pflanzplanertage, Onlineseminar
- 15.10.2022 „Lebensraum Stadtbaum – Insektenvielfalt in den Kronen von Stadtbäumen“. Bayerischer Landesverband für Gartenbau und Landespflege, Wenzelnbach.
- 25.11.2022 „Arthropodenvielfalt in den Kronen heimischer und nicht-heimischer Straßenbäume“. Online Tagung: Bäume und Wälder in der Stadt, NABU Hamburg.
- 15.2.2023 Insektenvielfalt in den Kronen von Straßenbäumen. 28. Arbeitsbesprechung „Umweltgerechter Pflanzenbau und Pflanzenschutz in Haus und Garten“, LWG.
- 24.2.2023 „Stadtklimabäume“ – geeignete Lebensräume für die urbane Insektenvielfalt? Symposium „Klimaschutz in der Stadt durch kommunales Grün“, BUND Augsburg.
- 6.4.2023 Stadtklimabäume als geeignete Habitate für die urbane Insektenwelt. Rhein-Main-Baumforum, Kriftel.
- 31.8.2023 Insektenvielfalt auf heimischen und nicht-heimischen Straßenbaumarten. Niedersächsische Gartenakademie, Bad Zwischenahn.

Bei den folgenden Vorträgen wurden bereits Teilergebnisse dieser Studie mitberücksichtigt:

- 9.11.2023 Insektenvielfalt auf heimischen und nicht-heimischen Straßenbaumarten. Fachtagung Natur in der Stadt des BBN im Naturkundemuseum König in Bonn.
- 16.11.2023 Urban trees as habitats: Arthropod diversity in canopies of street trees. Straßenbaumseminar der Universität Kopenhagen.

8 Literatur

- Assel, M. (2022): Einfluss von geografischer und phylogenetischer Distanz auf die Arthropodendiversität innerhalb der Gattung *Quercus* in einer ‚common garden‘-Studie. Master Thesis, Universität Bayreuth, 60 S. (unveröffentlicht).
- 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. (2022): Langzeitprojekt „Stadtgrün 2021“ – Regional differenzierte Ergebnisse und Empfehlungen für „Stadtklimabaumarten“. *Jahrbuch der Baumpflege 2022*: 78-198.
- Böll, S., Mahsberg, D., Albrecht, R., Peters, M. K. (2019): Urbane Artenvielfalt fördern – Arthropodenvielfalt auf heimischen und gebietsfremden Stadtbäumen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 51, 576-583.
- Böhme, J. (2001): Phytophage Käfer und ihre Wirtspflanzen in Mitteleuropa, bioform, 132 S.
- Bogacheva, I.A. (2014): Communities of phyllophagous insects in young birch greeneries of northern cities. *Russian Journal of Ecology* 45 (6): 467-472.
- Brändle, M., Brandl, R. (2001): Species richness of insects and mites on trees: expanding Southwood, *Journal of Animal Ecology* 70, 491 – 504;
- Broll, J. (2022): Temperaturtoleranz von Insekten auf Klimabäumen der Stadt Würzburg. Unveröffentlichte Bachelorarbeit, Julius-Maximilians-Universität Würzburg, 62 S.
- Burghardt, K. T., Tallamy, D., W. (2015): Not all non-natives are equally unequal: reductions in herbivore beta diversity depend on phylogenetic similarity to native plant communities. *Ecology Letters* 18: 1087-1098.
- 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.
- Feik, J. C. (2021): Thermotoleranz von Insekten auf Stadtbäumen. Unveröffentlichte Bachelorarbeit, Julius-Maximilians-Universität Würzburg, 77 S.
- Gloor, S. (2021). Biodiversitätsindex 2021 für Stadtbäume im Klimawandel. Bericht, Auftraggeber Stadt Zürich, 52 S.

- Gossner, M. M., Chao, A., Bailey, R. I., & Prinzing, A. (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(5), 599–614. <https://doi.org/10.1086/597603>
- Habel, J. C., Ulrich, W., Biburger, N., Seibold, S., Schmitt, T. (2019): Agricultural intensification drives butterfly decline. *Insect Conserv Divers*. DOI: 10.1111/icad.12343
- 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)
- Hartley, M. K., Rogers, W. E., Siemann, E. (2010): Comparison of arthropod assemblages on an invasive and native trees: abundance, diversity and damage. *Arthropod-Plant Interactions* 4: 237-245.
- Hausmann, S. L., Petermann, J. S., Rolff, J. (2016): Wild bees as pollinators of city trees. *Insect Conservation and Diversity* 9: 97-107.
- Helden, A. J., Stamp, G. C., & Leather, S. R. (2012). Urban biodiversity: comparison of insect assemblages on native and non-native trees. *Urban Ecosystems*, 15(3), 611–624. <https://doi.org/10.1007/s11252-012-0231-x>
- Hofmann, M. M., Renner, S. S. (2020): Bee species decrease and increase between the 1990 and 2018 in large urban protected areas. *Journal of Insect Conservation* 24: 637-642.
- Hofmann, M., Fleischmann, A., Renner, S. (2020): Foraging distances in six species of solitary bees with body lengths of 6 to 15 mm, inferred from individual tagging, suggest 150 m-rule-of-thumb for flower strip distances. *Journal of Hymenoptera* 77: 105-117.
- Jäckel, B., Schreiner, M., Feilhaber., I. (2016). Pflanzenfressende Organismen und deren Gegenspieler an ausgewählten stadtklimatoleranten Baumarten. *Jahrbuch der Baumpflege* 2016: 254-262.
- Kittler, F. (2022): The influence of phylogeny and biogeography within *Betula* und *Fraxinus* on abundance and species richness of arthropod communities in a common garden experiment. Master Thesis, Universität Bayreuth, 59 S. (unveröffentlicht).
- Mahsberg, D., Böll, S., Albrecht, R., Peters, M. (2021): Lebensraum Stadtbaum – Insektenvielfalt auf Klimabäumen (“Stadtgrün 2021”). *Veitshöchheimer Berichte* 190: 137-147.
- Mason, R., Tennekes, H., Sánchez-Bayo, F., Jepsen, P.U. (2013): Immune suppression by neo-nicotinoid insecticides at the root of global wildlife declines. *J. Environ. Immunology and Toxicology* 1: 3-12.

- Melzer, M. (2019): Vergleich von Blatt- und Bodentemperaturen von heimischen und nicht-heimischen Baumarten während des Extremsommers 2019. Unveröffentlichte Bachelorarbeit, Julius-Maximilians-Universität Würzburg, 78 S.
- 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.
- Nickel, H. (2008): Tracking the elusive: leafhoppers and planthoppers (insecta: Hemiptera) in tree canopies of European deciduous forests. In: Floren & Schmidl (eds): *Canopy arthropod research in Europe*. Bioform, Nürnberg, S.175-214.
- Papanikolaou, A. D., Kühn I., Frenzel, M., Schweiger, O. (2017): Semi-natural habitats mitigate the effects of temperature rise on wild bees. *Journal of Applied Ecology* 54: 527-536.
- Paxton, R. J. (2005). Male mating behaviour and mating systems of bees: an overview. *Apidologie*, 36(2), 145-156.
- 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.
- Sanchez-Bayo, F., Wyckhuys, K. A. G. (2019): Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biol. Conserv.* 232: 8-27.
- 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.
- Schmidt, O. (2021): Artenvielfalt auf Wald- und Parkbäumen. *Veitshöchheimer Berichte* 190: 151-160.
- Sobek, S., Goßner, M. M. et al. (2009a): Tree diversity drives abundance and spatiotemporal beta-diversity of true bugs (heteroptera). *Ecological Entomology* 34: 772-782. DOI: 10.1111/j.1365-2311.2009.01132x
- Sobek, S., Steffan-Dewenter, I. et al. (2009b): Spatiotemporal changes of beetle communities across a tree diversity gradient. *Diversity and Distributions* 15: 660-670. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2009.00570.x

Sobek, S., Tschardtke, T. et al. (2009c): Canopy vs. Understory: Does tree diversity affect bee and wasp communities and their natural enemies across forest strata? *Forest Ecology and Management* 258: 609-615. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.04.026

Southwood, T. R. E. (1961). THE NUMBER OF SPECIES OF INSECT 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

Stör, J.-L. (2022): Abundanzen und Artenvielfalt von Spinnen (Araneae) auf Stadtbäumen. Unveröffentlichte Bachelorarbeit, Julius-Maximilians-Universität Würzburg.

Turrini, T., Knop, E. (2015): A landscape ecology approach identifies important drivers of urban biodiversity. *Global Change Biology* 21: 1652-1667.

Wenzel, A., Grass, I., Belavadi, V. V., Tschardtke, T. (2020): How urbanization is driving pollinator diversity and pollination – A systematic review. *Biological Conservation* 241, doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108321

Zurbuchen, A., Müller, A. (2012). *Wildbienenenschutz – von der Wissenschaft zur Praxis*. Zürich, Bristol-Stiftung, 162 S.

Bildnachweis: © LWG Veitshöchheim

IMPRESSUM

Herausgeber

Bayerische Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau (LWG)
An der Steige 15, 97209 Veitshöchheim,
Telefon +49 931 9801-0, www.lwg.bayern.de

Redaktion und Gestaltung

Institut für Stadtgrün- und Landschaftsbau (ISL), isl@lwg.bayern.de

© LWG Veitshöchheim, Nachdruck und Veröffentlichung, auch auszugsweise, nur mit Genehmigung des Herausgebers.