

Wiss. Mitt. Niederösterr. Landesmuseum	25	363-397	St. Pölten 2014
--	----	---------	-----------------

Laufkäfer in den Wäldern des Biosphärenparks Wienerwald: Basisuntersuchung für ein Biodiversitätsmonitoring (Coleoptera: Carabidae)

Wolfgang Paill

Zusammenfassung

Im Biosphärenpark Wienerwald wurden 45 Waldstandorte, 30 in den 2005 außer Nutzung gestellten Kernzonen und zum Vergleich 15 in Wirtschaftswäldern, auf ihre Laufkäferfauna hin untersucht. Auf der Basis von 9.412 gefangenen Individuen konnten 66 Laufkäferarten festgestellt werden. *Aptinus bombardae* ist die mit Abstand häufigste Art (54,2 % der gefangenen Individuen), gefolgt von *Abax parallelepipedus* (14,7 %), *Abax ovalis* (6,4 %), *Pterostichus burmeisteri* (5,2 %) und *Abax parallelus* (2,4 %). Die drei häufigsten Arten sind zugleich auch die stetigsten, sie konnten an jeweils 44 der 45 untersuchten Waldstandorte nachgewiesen werden. Das Artenspektrum wird von Waldspezialisten geprägt. Sie stellen 33 Taxa (91 % der gefangenen Individuen), während Waldgeneralisten durch 14 Taxa und Offenlandarten durch 19 Taxa vertreten sind. Die vergleichsweise stabilen Lebensraumverhältnisse widerspiegelnd, dominieren große, flügellose, klassischen K-Strategen entsprechende Arten. Ahorn-Linden-Wälder, Buchenwälder und Eichen-Hainbuchen-Wälder weisen mit durchschnittlich 11 bis 13 Laufkäferarten mittlere Taxazahlen auf. Während Schwarzföhrenwälder mit nur neun Arten darunter liegen, nehmen Eschenwälder mit durchschnittlich 20 Arten den Spitzenwert ein. Verantwortlich hierfür sind hygrophile Arten, die in Eschenwäldern ihren Verbreitungsschwerpunkt haben. Xerophile Arten spielen hingegen überall eine sehr untergeordnete Rolle. Als bedeutende Faktoren für die kleinräumige Verbreitung der Laufkäfer im Gebiet erweisen sich insbesondere Bodenfeuchtigkeit und Lichtoffenheit. Mittelbar wirken geologischer Untergrund bzw. Bodentyp: Gemeinschaften auf Breccien sind am artenärmsten, jene auf Dolomit und Kalk sind mittelmäßig artenreich und jene auf Flysch erweisen sich aufgrund des erhöhten Wasserrückhalts am artenreichsten. Außerdem wirkt sich das Vorhandensein von Totholz positiv auf die Artenzahlen aus. Von besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung sind zwei gefährdete und drei kleinräumig verbreitete Taxa sowie mehrere regional seltene Arten. Hervorzuheben sind die Nachweise des in Österreich endemischen *Pterostichus selmanni hoffmanni* und der gefährdeten *Amara pulpani*. Drei Laufkäferarten wurden erstmals für Wien dokumentiert. Elf der 13 naturschutzfachlich besonders wertvollen Waldflächen liegen in den Kernzonen des Biosphärenparks, was als Bestätigung des Auswahlprozesses interpretiert werden kann. Mit Spannung bleibt abzuwarten, welche Auswirkungen die längerfristige Außernutzungstellung auf die Zusammensetzung der Laufkäferfauna haben wird.

Abstract

Forest dwelling ground beetles in the Biosphere Reserve Wienerwald: Basic investigations for monitoring biodiversity (Coleoptera: Carabidae)

The carabid fauna of the Biosphere Reserve Wienerwald (Austria) was investigated on 45 study plots, 30 situated in core areas of the reserve which are not managed regarding forestry since 2005. For the present study a whole of 9.412 specimens of 66 carabid species were collected, with *Aptinus bombardata* (54,2% of all collected specimens), *Abax parallelepipedus* (14,7%), *Abax ovalis* (6,4%), *Pterostichus burmeisteri* (5,2%) and *Abax parallelus* (2,4%) as the dominant species. The three most abundant constituted also the most frequent species across habitats. Each of the latter was found in 44 of the 45 study plots. The species spectrum is dominated by specialised forest-dwelling carabids which are represented by 33 taxa or 91% of all specimens collected. In contrast, only 14 taxa of more eurytopic forest species and 19 carabid taxa which prefer more open habitats were found. Following to the largely stable habitat conditions the carabid fauna of the reserve is dominated by large, wingless, k-selected species. In mixed stands of maple and limetrees, hornbeam and beech forests a mean of 11-13 species was found, while stands of Black Pine harboured only nine species. With a mean of 20 species the highest species diversity was found in ash forests. While xerophilic species were present in all habitat types in rather low numbers, ash forests harboured some hygrophilic species. Hence the high species diversity of the carabid fauna of ash forests derives from the presence of hygrobionts. Concerning bedrock and soil type moisture and light conditions are the main determinants for the occurrence of carabid beetles. While the carabid fauna above breccia is very poor in species, more rich above dolomite and limestone, and, concerning water retention, species richness is highest above flysch. Species diversity further increases with the presence of dead woods and woody debris. Two endangered, three very locally distributed as well as some regionally rare species are of conservation concern. The records of *Pterostichus selmanni hoffmanni*, which is endemic to Austria, and of the endangered *Amara pulpani* are of particular significance for conservation management. Three species are new for Vienna. Eleven out of 13 of the most important forest stands are situated within the core area of the biosphere reserve, confirming the accuracy and validity of the core area. The effects of the longterm cessation of any forest management will be of particular scientific interest.

Key words: Biosphere Reserve Wienerwald, biodiversity, Carabidae, ground beetles, forest species, *Aptinus bombardata*

Einleitung

Der Wienerwald ist einer der bedeutendsten Biodiversitäts-Hot-Spots in Österreich. Dabei spielen nicht nur die in hoher Vielfalt ausgeprägten Wiesenlandschaften eine entscheidende Rolle, sondern auch die großflächig und in Teilen naturnah erhaltenen Waldgebiete. Im Jahr 2005 wurde der Biosphärenpark Wienerwald mit einer Gesamtfläche von etwa 1.056 km² zur langfristigen Sicherung einer nachhaltigen Entwicklung der Natur- und Kulturlandschaft des Gebietes eingerichtet.

Im Rahmen des vorliegenden Projekts wurden Waldbestände des Biosphärenparks hinsichtlich ihrer charakteristischen Biodiversität anhand einiger Organismengruppen (Tier- und Pflanzengruppen, Pilze; in diesem Band) untersucht. Dabei sollten auch Tendenzen zu den Auswirkungen der forstlichen Außernutzungstellung im Zuge einer Monitoring-Ersterhebung gewonnen werden. Zur Erreichung dieses Zieles wurden neben außer Nutzung gestellten „Kernzonen“ zu Vergleichszwecken auch Flächen in Wirtschaftswäldern in die Bearbeitung miteinbezogen.

Laufkäfer sind eine bedeutende Indikatorgruppe in Wäldern. Sie sind leicht und standardisiert erfass- und bestimmbar. Bionomie, Verbreitung und Gefährdung sind gut bekannt, sie zeigen differenzierte Anpassungen hinsichtlich ihrer Entwicklungs- und Ausbreitungsstrategien und reagieren sensibel und oftmals schneller auf pedologische, hydrologische und mikroklimatische Veränderungen als die Vegetation. Zur Evaluierung von Maßnahmen und Bewirtschaftungsweisen in Wäldern liefern sie unterschiedliche Ansatzpunkte und wurden daher vielfach zum Einsatz gebracht (z. B. GUNNARSSON et al. 2004, KOIVULA & NIEMELÄ 2003, MAGURA et al. 2004, NIEMELÄ et al. 2007).

Methodik

Untersuchungsgebiet

Der Wienerwald erstreckt sich westlich bis südwestlich des Wiener Stadtgebietes und hat Anteile an den Bundesländern Wien und Niederösterreich. Begrenzt wird er im Osten vom Wiener Becken, im Süden vom Triesting- und Gölsental, im Westen von der Großen Tulln und im Norden vom Tullnerfeld und von der Donau.

Der Wienerwald ist ein hügeliges Mittelgebirge, das auf einer Seehöhe zwischen rund 200 und 890 m den Nordostrand der Nordalpen bildet. Er liegt im Übergangsbereich vom atlantisch geprägten Klima im Westen und vom pannonischen Klimaraum im Osten.

Auch geologisch ist der Wienerwald zweigeteilt. Der im Norden gelegene Sandstein-Wienerwald erstreckt sich auf etwa 4/5 der gesamten Fläche und ist durch breite, meist mit Buchen bewachsene Bergrücken charakterisiert. Die auf dem meist wasser-

undurchlässigen Flysch liegenden Böden lassen das Niederschlagswasser kaum versickern. Der Karbonat-Wienerwald ist hingegen durch steil zerklüftete Kalk- und Dolomithfelsen sowie scharf eingeschnittene Täler geprägt. Aufgrund der leichten Lösbarkeit der Gesteine können die Niederschläge hier gut in den Untergrund eindringen.

63 % des Biosphärenparks Wienerwald werden von Laubmischwäldern eingenommen. Dominierend sind großflächige Rotbuchenwälder, die meist als Waldmeister-Buchenwälder und Waldvögelein-Buchenwälder ausgebildet sind. In Gunstlagen entlang der Thermenlinie finden sich zudem Eichen-Hainbuchen-Wälder und Flaumeichenwälder sowie Schwarzföhrenwälder.

Probeflächen

Insgesamt wurden 45 Probeflächen, davon 30 in der Kernzone des Biosphärenparks und 15 in umgebenden Wirtschaftswäldern, untersucht. Um die Dominanz der Buchenwälder im Gebiet abbilden zu können, erfolgte im Vorfeld der Zufallsauswahl eine Stratifizierung in zwei Waldtypen, nämlich Buchenwälder und Nicht-Buchenwälder. Dies führte zur letztendlichen Auswahl von 22 Buchenwäldern (Bu), drei Ahorn-Linden-Wäldern (AhLi), sieben Eichen-Hainbuchen-Wäldern (EiHa), sechs Eichenwäldern (Ei), drei Eschenwäldern (Es) und vier Schwarzföhrenwäldern (Sc).

Um zu erreichen, dass die Probeflächen möglichst homogen und typisch für den jeweiligen Waldtyp sind und nicht von Randeffekten aus anderen Lebensräumen (insbesondere Offenlandflächen wie Wiesen) oder Störungsflächen (v. a. Wege und Straßen) beeinflusst werden, wurden bereits vor der Stratifizierung jene der vorliegenden 1.700 Stichprobenpunkte ausgeschieden, die im Übergang zwischen zwei Vegetationsgesellschaften lagen. Gegenüber Offenlandflächen wurde ein Puffer von 50 m, gegenüber Straßen und Wegen ein Abstand von 20 m eingehalten.

Die Lage der Probeflächen und eine detaillierte Darstellung der kennzeichnenden Umweltfaktoren sind DROZDOWSKI et al. (2014) zu entnehmen. Die nachfolgenden Nummern bezeichnen die Laufkäferprobeflächen. Kernzone: 21, 47, 334, 816, 1015, 1018, 3011, 5027, 6010, 6019, 11038, 11062, 20080, 21028, 22024, 22029, 25041, 26063, 26083, 29021, 32008, 32035, 33028, 33045, 34017, 35017, 35028, 35044, 41025, 46025; Wirtschaftswälder: 1385, 5909, 9390, 14600, 15514, 20398, 24380, 27837, 29259, 35302, 35635, 43728, 51574, 52538, 54774.

Kartierung der Laufkäfer

Der Großteil des Tiermaterials wurde durch den Einsatz von Barberfallen erhoben. Je Untersuchungsfläche kamen drei Fallen zum Einsatz, die entlang der Außenkanten einer 20x20 m großen Erhebungsfläche im Abstand von 14 m vom Probeflächenmittelpunkt positioniert waren. Als Fanggefäße dienten Plastikjoghurtbecher mit einem Öffnungs-

durchmesser von 65 mm und einer Tiefe von 100 mm. Diese wurden in Hart-Polyethylen-Weithals-Dosen mit passendem Öffnungsdurchmesser (70 mm) und passender Höhe (108 mm) gesteckt, sodass Waldboden und Oberkante des Fanggefäßes in einer Ebene lagen. Als Fangflüssigkeit kam Monoäthylenglykol unter Beimengung eines Spülmittels zur Herabsetzung der Oberflächenspannung zum Einsatz. Als Schutz vor Laub, Erdmaterial und Regen diente ein transparentes Plexiglasdach. Zur Sicherung vor größeren Säugetieren wurde jede Falle mit einem Geflügelzaun aus Polyethylen bzw. an Stellen mit erhöhter Wildschwein-Aktivität mit einem Maschendrahtzaun umgeben.

Die Fallen wurden im Zeitraum 10.04. bis 08.11.2012 exponiert und im 3-wöchigen Rhythmus geleert. Genauere Daten zur Methodik können HEPNER & MILASOWSKY (2014) entnommen werden.

Laufkäfer sind mit Hilfe von Barberfallen gut und einigermaßen standardisiert erfassbar. Dies gilt insbesondere für die an der Bodenoberfläche laufenden Arten, während die wenigen arboricolen Taxa mit dieser Methode maximal unterrepräsentiert gefangen werden. Obgleich die Fangzahlen von verschiedensten Parametern wie Raumwiderstand auf der Untersuchungsfläche, Körpergröße, Laufaktivität und Ernährungszustand der gefangenen Arten und Individuen beeinflusst werden, stellen sie doch ein gutes Maß für die vor Ort herrschenden Siedlungsdichten dar.

Additiv zum Barberfallenfang wurden Laufkäfer aus (auf den meisten Flächen) parallel betriebenen Kreuzfensterfallen (HOLZINGER et al. 2014) für die Erstellung der Gesamtartenliste berücksichtigt. Alle Auswertungen beziehen sich jedoch ausschließlich auf die besser vergleichbaren, über die gesamte Vegetationsperiode betriebenen und wesentlich umfangreicheren Barberfallenfänge.

Bestimmung und Verwahrung des Tiermaterials

Die Laufkäfer wurden im Labor auf Artniveau determiniert, wobei MÜLLER-MOTZFELD (2006) Verwendung fand. Taxonomie und Reihenfolge der Arten richten sich ebenfalls nach diesem Standardwerk. Das gesamte Material wird im Universalmuseum Joanneum (Graz) aufbewahrt.

Statistische Auswertungen

Für die statistischen Analysen wurde die Software XLSTAT 2014 verwendet. Die Kanonische Korrespondenzanalyse (Canonical Correspondence Analysis, CCA) erfolgte mit Hilfe des Programms PC-ORD, Version 4.25.

Ökologische Klassifizierung

Alle Arten wurden hinsichtlich ihres ökologischen Verhaltens klassifiziert, v. a. basierend auf GAC (2009), HÜRKA (1996), LUKA et al. (2009) und MÜLLER-MOTZFELD

(2001). Zusätzlich flossen eigene, die spezifischen Verhältnisse am Rande der Ostalpen besonders berücksichtigende autökologische Kenntnisse über die Arten ein.

Hinsichtlich der grundsätzlichen Biotopnutzung wurden Waldspezialisten (anspruchsvolle Waldarten), Waldgeneralisten (eurytope, überwiegend in Wäldern, aber auch im Offenland lebende Arten) und Offenlandarten (nur ausnahmsweise in Wäldern einstrahlende bzw. an Sonderstandorten innerhalb von Wäldern auftretende Arten) unterschieden. Diese einfache Gliederung wurde einer genaueren Differenzierung, wie sie etwa MÜLLER-KROEHLING (z. B. 2007, 2013a) für Laufkäfer bayrischer Wälder vorschlägt, vorgezogen, um die Daten auf einem übergeordneten Niveau auswerten zu können.

Hinsichtlich der Feuchtigkeitspräferenz erfolgte ebenfalls eine dreigeteilte Klassifizierung. Es wurde zwischen feuchtigkeitsliebenden (tendenziell eher hygrobionten) Arten, mesophilen (hierher wurden auch leicht hygrophile Arten gestellt), d. h. intermediären Arten sowie trockenheitsliebenden (xerophilen) Laufkäfern unterschieden.

Typisierung nach biologisch-morphologischen Merkmalen

Alle Arten wurden hinsichtlich ihres Ausbreitungspotentials in Hinblick auf den „flugdynamischen Typ“ eingeordnet (kompiliert in HOMBURG et al. 2013). Grob kann zwischen drei Grundtypen unterschieden werden. Makroptere Arten besitzen mehr oder weniger vollständig ausgebildete Flügel und sind damit häufig flugfähig. Dimorphe Arten besitzen hinsichtlich der Flügellängen unterschiedliche Ausprägungsvarianten, wobei neben vollgeflügelten, meist flugfähigen Tieren, kurzflügelige (brachyptere), sicher flugunfähige Individuen vorkommen. Schließlich stellen Laufkäfer eine Reihe von Arten mit stark reduzierten oder völlig fehlenden Flügeln. Diese Arten sind daher mit Sicherheit nicht flugfähig.

Als weiterer Parameter zur Charakterisierung von Arten bzw. Artengemeinschaften wurde die Körpergröße der Laufkäfer berücksichtigt. Dabei erfolgte eine Zuordnung in Körpergrößenklassen mit folgender Einteilung: Klasse 1=unter 6 mm, Klasse 2=6-8,9 mm, Klasse 3=9-12,9 mm, Klasse 4=13-20,0 mm, Klasse 5=über 20 mm. Die Klassengrenzen berücksichtigen das vorliegende Artenspektrum, die Zuordnung der Arten zu den Klassen geht auf die in HÜRKA (1996) publizierten Mittelwerte zurück.

Naturschutzfachliche Bewertungskriterien

Vorkommen und Häufigkeiten von kleinräumig verbreiteten (endemischen), gefährdeten sowie regional seltenen Arten sind die Kernkriterien in der naturschutzfachlichen Flächenbewertung. Sie werden zur Hervorhebung von Flächen mit überregionaler bis regionaler Bedeutung zur Anwendung gebracht. Auf lokaler Ebene wird vorge-

schlagen, zusätzlich Arten- und Individuenzahlen sowie Vorkommen und Dominanz anspruchsvoller Arten (Waldspezialisten, hygrophile Arten, xerophile Arten) zu berücksichtigen.

Arealtyp

Die Zuordnung der Arten zum Arealtyp geht auf MÜLLER-MOTZFELD (2006) und VIGNA TAGLIANTI (2005) zurück, wobei eine Vereinfachung vorgenommen wurde. In Österreich (sub)endemische Arten werden nach PAILL & KAHLEN (2009) behandelt. Unterschieden werden dabei Endemiten („E“), also nur in Österreich vorkommende Arten, Subendemiten („S“), deren Arealanteil in Österreich über 75 % beträgt, sowie „eingeschränkte Subendemiten“ („(S)“) mit einem österreichischen Arealanteil zwischen 33 % und 75 %.

Gefährdung

Die Gefährdungseinstufung folgt einer vorläufigen, in Fertigstellung begriffenen Roten Liste der Laufkäfer Österreichs (ZULKA et al. in prep.).

Regionale Seltenheit

Als regional – d.h. im Wienerwald – selten wurden Arten eingestuft, die im vorliegenden Datenset an nur drei Standorten in beliebiger Anzahl oder an maximal fünf Standorten in summarisch maximal fünf Individuen nachgewiesen werden konnten. *Carabus arvensis*, eine Art, die dem ersten Kriterium entsprochen hätte, wurde nicht berücksichtigt, da sie von STRODL (2010) an zwei von drei untersuchten Wienerwald-Standorten in höheren Individuenzahlen nachgewiesen worden war. Auch für Arten mit Verbreitungsschwerpunkten außerhalb von Wäldern (insbesondere Offenlandarten) wurde nicht (nur) auf das eigene Datenset zurückgegriffen, sondern eine gutachterliche Einschätzung vorgenommen, wobei keine der nachgewiesenen Taxa der Häufigkeitsstufe „regional selten“ zugeordnet wurde.

Ergebnisse und Diskussion

Kommentierte Artenliste

Im Gebiet konnten insgesamt 66 Laufkäferarten festgestellt werden (Tab.1). Die Barberfallen lieferten 64 Taxa basierend auf 9.412 gefangenen, imaginalen Individuen. Mit derselben Methode wurden zusätzlich 250 Laufkäferlarven erfasst, jedoch nur teilweise auf Artniveau determiniert. Ergänzend zur Verfügung gestellte Kreuzfensterfallenfänge (siehe HOLZINGER et al. 2014) ergaben mit *Dromius agilis* und *Dromius quadrimaculatus* zwei weitere, in mitteleuropäischen Laubwäldern mit

Tab. 1: Kommentierte Laufkäfer-Artenliste. AT = Arealtyp: ZEU = Zentraleuropa (E = Endemit, S = Subendemit, (S) = eingeschränkter Subendemit, s. Text), ZSE = Zentral-Südosteuropa, EUR = Europa, PAL = Paläarktisch, HOL = Holarktisch; RL = Rote Liste-Status: LC = ungefährdet, NT = Vorwarnliste, VU = gefährdet; RS = regionale Seltenheit; LP = Lebensraumpräferenz: W = Waldspezialist, W/O = Waldgeneralist, O = Offenlandart; FP = Feuchtigkeitspräferenz: hyg = hygrophil, mes = mesophil, xer = xerophil; KG = Körpergrößenklasse, siehe Text; FD = Flugdynamischer Typ: m = makropter, d = dimorph, b = brachypter; FZ = Fangzahl, + = nomineller Nachweis aus Kreuzfensterfallen.

Art	AT	RL	RS	LP	FP	KG	FD	FZ
<i>Aptinus bombardar</i> (Illiger, 1800)	ZSE	LC		W	mes	3	b	5101
<i>Calosoma inquisitor</i> (Linné, 1758)	PAL	NT		W	mes	4	m	25
<i>Carabus arvensis</i> Herbst, 1784	PAL	LC		W	mes	4	b	26
<i>Carabus auronitens intercostatus</i> Gredler, 1854	ZEU: S	LC	+	W	mes	5	b	1
<i>Carabus cancellatus</i> Illiger, 1798	PAL	LC		O	mes	5	b	44
<i>Carabus convexus</i> Fabricius, 1775	PAL	LC		W/O	mes	4	b	23
<i>Carabus coriaceus</i> Linné, 1758	EUR	LC		W	mes	5	b	18
<i>Carabus germarii</i> Sturm, 1815	ZEU	LC		W/O	mes	5	b	4
<i>Carabus glabratus</i> Paykull, 1790	PAL	LC		W	mes	5	b	87
<i>Carabus intricatus</i> Linné, 1761	EUR	LC		W	mes	5	b	26
<i>Carabus irregularis</i> Fabricius, 1792	ZSE	NT	+	W	mes	5	b	1
<i>Carabus nemoralis</i> O.F. Müller, 1764	EUR	LC		W	mes	5	b	37
<i>Carabus problematicus</i> Herbst, 1786	EUR	LC		W	mes	5	b	124
<i>Carabus scheidleri</i> Panzer, 1799	ZSE	LC		W/O	mes	5	b	54
<i>Carabus ulrichii</i> Germar, 1824	ZSE	LC		W/O	mes	5	b	10
<i>Cychrus attenuatus</i> (Fabricius, 1792)	EUR	LC		W	mes	4	b	146
<i>Leistus rufomarginatus</i> (Duftschmid, 1812)	EUR	LC		W	mes	2	d	196
<i>Nebria brevicollis</i> (Fabricius, 1792)	PAL	LC		W/O	mes	3	m	13
<i>Notiophilus biguttatus</i> (Fabricius, 1779)	PAL	LC		W	mes	1	d	80
<i>Loricera pilicornis</i> (Fabricius, 1775)	HOL	LC		O	hyg	2	m	5
<i>Trechus pilisensis</i> Csiki, 1918	ZEU	LC		W	hyg	1	b	14
<i>Trechus quadristriatus</i> (Schrank, 1781)	PAL	LC		W/O	mes	1	m	1
<i>Bembidion deletum</i> Audinet-Serville, 1821	EUR	LC		W/O	mes	1	m	8
<i>Bembidion lampros</i> (Herbst, 1784)	PAL	LC		W/O	mes	1	d	29
<i>Bembidion properans</i> (Stephens, 1828)	PAL	LC		O	mes	1	d	3
<i>Bembidion stephensii</i> Crotch, 1869	ZEU	NT	+	W/O	mes	2	m	1
<i>Patrobus atrorufus</i> (Stroem, 1768)	PAL	LC	+	W	hyg	3	b	1
<i>Stomis pumicatus</i> (Panzer, 1796)	EUR	LC		O	mes	2	d	11
<i>Poecilus lepidus</i> (Leske, 1785)	PAL	LC		O	xer	3	d	1
<i>Pterostichus burmeisteri</i> Heer, 1838	ZEU	LC		W	mes	4	b	490
<i>Pterostichus fasciatopunctatus</i> (Creutzer, 1799)	ZEU	LC	+	W	hyg	4	b	2
<i>Pterostichus melanarius</i> (Illiger, 1798)	PAL	LC		O	mes	4	d	4
<i>Pterostichus melas</i> (Creutzer, 1799)	EUR	LC		O	xer	4	m	1
<i>Pterostichus niger</i> (Schaller, 1783)	PAL	LC		W/O	mes	4	m	13
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i> (Fabricius, 1787)	PAL	LC		W	mes	3	d	21
<i>Pterostichus ovoideus</i> (Sturm, 1824)	PAL	LC		O	mes	2	d	7
<i>Pterostichus selmanni hoffmanni</i> Schaubberger, 1927	ZEU: E	VU	+	W	mes	4	b	2
<i>Pterostichus transversalis</i> (Duftschmid, 1812)	ZEU: (S)	LC		W	hyg	4	b	195
<i>Molops elatus</i> (Fabricius, 1801)	ZEU	LC		W	mes	4	b	62
<i>Molops piceus austriacus</i> Ganglbauer, 1889	ZEU	LC		W	mes	3	b	58
<i>Abax carinatus</i> (Duftschmid, 1812)	ZEU	LC	+	W	mes	4	b	5
<i>Abax ovalis</i> (Duftschmid, 1812)	ZEU	LC		W	mes	4	b	601

<i>Abax parallelepipedus</i> (Piller & Mitterpacher, 1783)	EUR	LC	W	mes	4	b	1387
<i>Abax parallelus</i> (Duftschmid, 1812)	ZEU	LC	W	mes	4	b	228
<i>Limodromus assimilis</i> (Paykull, 1790)	PAL	LC	W	hyg	3	m	59
<i>Agonum emarginatum</i> (Gyllenhal, 1827)	PAL	LC	W/O	hyg	2	m	19
<i>Agonum viduum</i> (Panzer, 1797)	PAL	LC	O	hyg	2	m	1
<i>Platynus scrobiculatus</i> (Fabricius, 1801)	ZSE	LC	W	hyg	3	b	54
<i>Calathus fuscipes</i> (Goeze, 1777)	EUR	LC	O	xer	3	d	1
<i>Amara convexior</i> Stephens, 1828	PAL	LC	O	xer	2	m	3
<i>Amara familiaris</i> (Duftschmid, 1812)	PAL	LC	O	mes	2	m	2
<i>Amara ovata</i> (Fabricius, 1792)	PAL	LC	O	mes	2	m	2
<i>Amara pulpani</i> Kult, 1949	ZSE	VU	+ W/O	xer	2	m	1
<i>Amara similata</i> (Gyllenhal, 1810)	PAL	LC	O	mes	2	m	1
<i>Harpalus atratus</i> Latreille, 1804	EUR	LC	W	mes	3	d	71
<i>Harpalus latus</i> (Linné, 1758)	PAL	LC	W/O	mes	3	m	4
<i>Harpalus marginellus</i> Dejean, 1829	ZSE	LC	+ W	mes	3	m	5
<i>Harpalus rufipes</i> (De Geer, 1774)	PAL	LC	O	mes	4	m	10
<i>Harpalus tardus</i> (Panzer, 1797)	PAL	LC	O	xer	3	m	3
<i>Ophonus azureus</i> (Fabricius, 1775)	PAL	LC	O	xer	2	d	1
<i>Ophonus laticollis</i> Mannerheim, 1825	PAL	LC	O	mes	3	m	3
<i>Licinus hoffmannseggii</i> (Panzer, 1797)	ZSE	LC	+ W	mes	3	b	2
<i>Badister bullatus</i> (Schränk, 1798)	HOL	LC	O	mes	1	m	1
<i>Dromius agilis</i> (Fabricius, 1787)	PAL	LC	W	mes	1	m	+
<i>Dromius quadrimaculatus</i> (Linné, 1758)	PAL	LC	W/O	mes	1	m	+
<i>Philorhizus notatus</i> (Stephens, 1828)	PAL	LC	+ O	xer	1	b	3

Hilfe der oben genannten Methode sehr stetig nachgewiesene, arboricole Taxa (z. B. MÜLLER-KROEHLING & ZEHETMAIR 2014). Sie wurden in die Artenliste aufgenommen, genauso wie die Laufkäferlarven, für alle nachfolgenden Auswertungen jedoch nicht berücksichtigt.

Tiergeografische Aspekte

Europäische Arten bilden einen wesentlichen Teil des Artenspektrums (Abb. 1). Sie stellen mehr als die Hälfte der nachgewiesenen Taxa und 95% der gefangenen Individuen. Unter den zentraleuropäisch verbreiteten Arten finden sich mit *Carabus auronitens intercostatus*, *Pterostichus selmanni hoffmanni* und *Pterostichus transversalis* drei kleinräumig verbreitete Taxa, die gemäß PAILL & KAHLER (2009) ihre Verbreitungsschwerpunkte in Österreich haben (siehe unten).

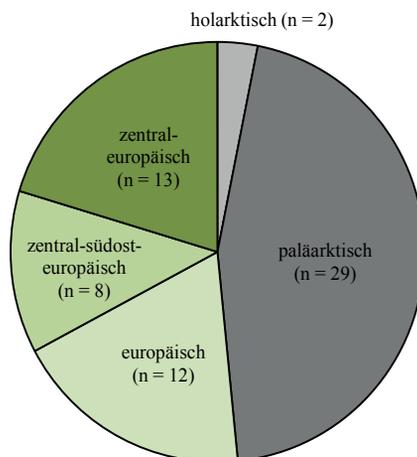


Abb. 1: Arealtypen der nachgewiesenen Laufkäfertaxa.

Faunistische Analyse

Der Kenntnisstand zur Verbreitung der Laufkäfer Österreichs ist gut. Obgleich keine aktuelle Landesfauna vorliegt, sind auf Basis der umfangreichen Literatur (eigene Datensammlung, Paill unpubl.) fundierte faunistische Bewertungen möglich.

Aus dem Wienerwald liegen zahlreiche historische Laufkäfermeldungen vor. In der Originalliteratur oft weit zerstreut (z. B. HEBERDEY & MEIXNER 1933, LEGORSKY 2007, MANDL 1956, PITTIONI 1943, PSCHORN-WALCHER 1952, SCHINER 1852, SCHREMMER 1960, SCHWEIGER 1953, SINREICH 1967) und teilweise in FRANZ (1970) zusammengefasst, basieren diese überwiegend auf qualitativen Handaufsammlungen. Semiquantifizierbare Barberfallenerhebungen sind hingegen rar: Aktuelle Referenzdaten liefern beispielsweise DRAPELA et al. (2004), SCHMIEDL (2006), STRAKA (1989) und STRODL (2010). Sehr gut bearbeitet ist die Laufkäferfauna des am Rande des Wienerwaldes gelegenen Eichkogels bei Mödling (z. B. SCHABERREITER 1999, SCHMÖLZER 1988, ZOLDA 1997).

Carabus auronitens intercostatus (Abb. 2)

Carabus auronitens intercostatus ist ein Subendemit Österreichs. Hier ist er weit verbreitet: Das Areal erstreckt sich von den östlichsten Ausläufern der Nordalpen im Wienerwald bzw. von den Zentralalpen im Bereich des Günser Gebirges bis in die Tuxer-, Stubai- und Lechtaler Alpen. In Kärnten und Osttirol reicht das Verbreitungsgebiet bis in die Karawanken und in die Karnischen Alpen, während es bereits in Teilen der Zentral- und Nordalpen durch das dort einstrahlende, nominotypische Taxon begrenzt wird (PAILL & KAHLN 2009). *Carabus auronitens intercostatus* besiedelt feuchte Waldstandorte von der unteren Montanstufe bis ins Subalpinum. Dabei werden sowohl Laub- als auch Nadelwälder genutzt (PAILL & KAHLN 2009). Im Untersuchungsgebiet gelang lediglich ein einzelner Fund in einem Buchenwald am Hirschenstein (Probefläche 3011). Das ist deshalb überraschend, da die auffällige Art durch zahlreiche historische Funde im Wienerwald, „besonders zwischen Neulengbach und Baden“ (HEBERDEY & MEIXNER 1933: 49) und sogar am äußersten Rande Wiens (Kalksburg) belegt ist (vgl. MANDL 1956, PAILL & KAHLN 2009).

Pterostichus fasciatopunctatus (Abb. 2)

Die alpinisch-balkanische Art ist in Österreich weit verbreitet und in der montanen bis subalpinen Höhenstufe zumeist auch relativ häufig. Im Wienerwald, an der unteren Grenze seiner Höhenverbreitung, ist *Pterostichus fasciatopunctatus* jedoch selten (vgl. FRANZ 1970). Der im Rahmen der aktuellen Untersuchungen erbrachte Einzelfund aus einem Buchenwald im Lainzer Tiergarten in Wien (Probefläche 24380) ist der erste gesicherte Nachweis für dieses Bundesland, nachdem eine von FRANZ (1970) aus



Abb.2: *Carabus auronitens intercostatus* (Gredlers Goldglänzender Laufkäfer), *Pterostichus fasciatus* (Enghalsiger Gebirgs-Grabläufer), *Pterostichus selmanni hoffmanni* (Selmans Grabläufer), *Licinus hoffmannseggii* (Berg-Stumpfzangenläufer) (von links oben nach rechts unten). Fotos: W. Paill

Kaltenleutgeben erfolgte Meldung eher dem Bundesland Niederösterreich zuzuordnen ist. Hohe Ansprüche bestehen hinsichtlich der Feuchtigkeit: *Pterostichus fasciatus* lebt ausschließlich entlang kleinerer, beschatteter Gerinne und Bäche in der ständig benetzten Sprühwasserzone.

Pterostichus selmanni hoffmanni (Abb.2)

Pterostichus selmanni hoffmanni ist ein Regionalendemit der östlichsten Ostalpen. In den Nordalpen umfasst das Areal vor allem die niederösterreichischen Voralpen und reicht von den Gutensteiner Alpen über die Türitzer Alpen zu den Ybbstaler Alpen. Außerdem sind Vorkommen vom Hochschwab und aus den Ennstaler Alpen bekannt. In den Zentralalpen wird das östliche Steirische Randgebirge zwischen Wechsel, Fischbacher Alpen und dem östlichen Grazer Bergland besiedelt (PAILL & KAHLN 2009). Die bislang nordöstlichsten Nachweise des Taxons stammen aus dem Gebiet Lilienfeld, Kleinzell und Hainfeld (FRANZ 1970), lagen also wahrscheinlich südlich des Wienerwaldes. Nun gelang ein eindeutig innerhalb dieses Mittelgebirgszuges, nörd-

lich der Gölsen und des Coronabaches gelegener Fund am Hirschenstein (Probefläche 3011). Nicht zufällig handelt es sich dabei um einen der höchst gelegenen und kühlestens Untersuchungsflächen in 636 m Höhe, in einem Buchenwald, der auch den einzigen Nachweis des Subendemiten *Carabus auronitens intercostatus* erbrachte (siehe oben). *Pterostichus selmanni hoffmanni* bevorzugt lichte, feuchte und strukturreiche Waldstandorte, kommt jedoch auch in unbewaldeten Offenlandlebensräumen der Subalpinstufe vor (PAILL & KAHLN 2009).

Abax carinatus

Die zentraleuropäische Art ist in Österreich weit verbreitet und insbesondere in Hartholzwäldern tieferer Lagen regelmäßig und häufig zu finden (z. B. DRAPELA 2004, PAILL 1997, PENTERMANN 1989). Von FRANZ (1970) aus dem Wienerwald in unmittelbarer Nähe zu Wien angegeben (Rekawinkel, Preßbaum, Umgebung Wien), fehlten bislang eindeutig aus Wien stammende Funde. Am Johannser Kogel wurden nun in einem Eichen-Hainbuchen- und in einem Buchenwald einzelne Tiere der Art dokumentiert (Probeflächen 47, 24380). Weitere unpublizierte Wiener Funde liegen dem Autor aus einem frischen Hartholz-Auwald in Albern (Obere Hafenu, 48°09'22" N, 16°30'01" E, 155 m, 27.04.-17.05.2005, 1 ♂, 18.05.-06.06.2005, 2 ♂♂, 2 ♀♀, leg., det. & coll. Paill) und von einer trockenen Mähwiese in der Lobau vor (Untere Lobau, Lausgrund, 48°09'33" N, 16°32'06" E, 152 m, 14.09.-24.10.2006, 1 ♂, leg., det. & coll. Paill).

Agonum emarginatum

Die europäisch-westsibirisch verbreitete Art ist eine der häufigsten Laufkäferarten nasser Gewässerverlandungen in Mitteleuropa. Dementsprechend ist sie aus allen Bundesländern Österreichs gemeldet (Paill unpubl.). Allerdings firmieren viele alte Meldungen unter dem Namen *Agonum moestum* (Duftschmid, 1812), die sich insbesondere im äußersten Osten Österreichs auf mehrere nächstverwandte und schwer unterscheidbare Taxa beziehen können. Aus Wien wurde „*Agonum moestum*“ bislang von FRANZ (1970), LEGORSKY (2007), NITZLADER (1993) und PITTIONI (1943) gemeldet. Selbstverständlich kommt *Agonum emarginatum* in Wien vor, erstmals gesichert durch aktuelle Daten aus einem Buchenwald im Lainzer Tiergarten (Probefläche 24380). Mehrere weitere aktuelle Wiener Datensätze sind dem Autor aus eigenen Aufsammlungen, insbesondere aus der Lobau, bekannt. Aufgrund der Häufigkeit der Art werden hier nur die Lokalitäten (jeweils Stillgewässerverlandungen) aufgelistet: Donaustadt, Haltestelle Lobau, Kirischitzweg (48°12'13" N, 16°27'20" E, 153 m), Kleehäufl (48°12'28" N, 16°26'59" E, 162 m); Donaustadt, Lobau, Großenzersdorfer Arm (48°12'00" N, 16°30'52" E, 153 m); Donaustadt, Lobau, Kreuzgrund (48°09'23" N, 16°32'16" E, 152 m); Donaustadt, Breitenlee, Ried (48°14'15" N, 16°30'23" E, 157 m).

Amara pulpani

Amara pulpani ist bislang nur aus Mittel- und Südosteuropa bekannt. Allerdings wurde dieses Taxon lange Zeit widersprüchlich interpretiert und seine Validität erst durch PAILL (2003) bestätigt, sodass weitere Nachweise der Art unter Meldungen des Schwestertaxons *Amara communis* zu vermuten sind. In Österreich ist *Amara pulpani* aus mehreren Bundesländern, allerdings meist nur durch einzelne Funde, bekannt (PAILL 2003, PAILL & HOLZER 2003, Paill unpubl.). Die Art besiedelt ausgesprochen trockene, offene bis halboffene Lebensräume von der collinen bis in die subalpine Höhenstufe. Die wichtigsten Kriterien für das Vorkommen der aufgrund reduzierter Flügellänge wenig ausbreitungsfähigen Art sind neben historischen Ursachen offenbar kleinflächig vegetationslose Stellen, wie sie bei geringer Bodenbildung infolge natürlicher (anstehendes Gestein, Rutschungen) oder anthropogener (regelmäßige Mahd im steilen Gelände) Gegebenheiten bestehen (PAILL & HOLZER 2003, PAILL et al. 2012). Eine Indifferenz besteht hinsichtlich der Deckung der Baumschicht. So werden neben Wiesen und Schutthalden auch Heiden und Waldsteppen als Lebensräume genutzt (HÜRKA 1996, PAILL 2003). Eine Häufung von Funden liegt aus Schneeheide-Kiefern-Wäldern vor (z. B. MÜLLER-KROEHLING 2013b). Hierzu passt der im Rahmen des aktuellen Projekts getätigte niederösterreichische Zweitfund aus einem Schwarzföhrenwald am Hohen Lindkogel (Probefläche 11062) gut ins Bild.

Harpalus marginellus

Harpalus marginellus besiedelt ein mitteleuropäisch-dinarisches Areal. Die Verbreitung ist ungenügend bekannt, da bis zur differentialdiagnostischen Bearbeitung von WRASE & PAILL (1998) häufig Verwechslungen mit *Harpalus rubripes* erfolgten. Dass die Art zumindest im Wienerwald selten ist und in geringen Dichten auftritt, zeigen nicht nur die aktuellen Ergebnisse. So konnte *Harpalus marginellus* zwar an vier Standorten, aber nur in insgesamt fünf Individuen nachgewiesen werden, und auch STRODL (2010) fing in seiner Untersuchung von Naturwaldzellen im Wienerwald lediglich ein einzelnes Tier. *Harpalus marginellus* ist ein thermophiler Bewohner von lichten Wäldern, Wald-Pioniargesellschaften, Vorwäldern und Hecken mit mäßig feuchtem bis trockenem Regime (JANTSCHER & PAILL 1998, PENTERMANN 1987, WRASE & PAILL 1998). Die von WRASE & PAILL (1998) angedeutete Bevorzugung von kalkhaltigem Untergrund lässt sich im Gebiet nicht bestätigen, nachdem drei der vier Funde (Probeflächen 1015, 26063, 32008; 29021) und auch jener von STRODL (2010) aus Wäldern über Flysch stammen.

Licinus hoffmannseggii (Abb. 2)

Die zentral-südosteuropäische Art ist ein Gebirgsbewohner der subalpinen bis alpinen Lagen. An feuchten, kühlen Waldstandorten tritt sie jedoch selten und zerstreut auch in

der montanen Höhenstufe auf. Entsprechend ist sie in den gebirgigen Teilen Österreichs zwar weit verbreitet, fehlt jedoch im äußersten Osten (z. B. MANDL & SCHÖNMANN 1978, Paill unpubl.). Aus Niederösterreich liegt kein aktueller Nachweis vor und auch aus dem Wienerwald ist die Art bislang nicht belegt (z. B. FRANZ 1970), da eine jüngere Meldung aus einem südexponierten Föhrenbestand am Eichkogel (SCHABERREITER 1999) wohl auf eine Verwechslung mit dem xerophilen *Licinus cassideus* zurückzuführen sein dürfte (vgl. auch SCHMÖLZER 1988). Der im Rahmen des gegenständlichen Projekts getätigte Fund gelang in einem Eschenwald bei Altenberg (Probefläche 1018).

Arten- und Individuenzahlen

Die Artenzahlen differieren zwischen den Flächen erheblich. Die Bandbreite reicht von fünf bis 27 Arten, mit beiden Extremen aus demselben Vegetationsverband der Mittleren Mitteleuropäischen Buchenwälder (Eu-Fagenion), im ersteren Fall ein Frischer Kalk-Buchenwald (Mercuriali-Fagetum allietosum) und im zweiten Fall ein Waldmeister-Buchenwald (Galio odorati-Fagetum impatientetosum).

Ahorn-Linden-Wälder, Buchenwälder und Eichen-Hainbuchen-Wälder weisen mit durchschnittlich 11 - 13 Laufkäferarten mittlere Taxazahlen auf. Während die Schwarzföhrenwälder mit nur 9 Arten darunter liegen, nehmen die Eschenwälder mit durchschnittlich 20 Arten den Spitzenwert ein. Die Unterschiede zwischen den Waldtypen sind jedoch – aufgrund der geringen Zahl an untersuchten Flächen der beiden letztgenannten Waldtypen – nicht signifikant (Kruskal-Wallis-H-Test, $p=0,083$). Der Einzelvergleich zwischen Eschen- und Buchenwäldern ergibt jedoch eine deutliche Differenzierung (Mann-Whitney-U-Test, $p=0,026$).

Auch die Individuenzahlen unterscheiden sich erheblich zwischen den Untersuchungsflächen. Einem Minimum von 14 über die gesamte Vegetationsperiode gefangenen Laufkäferindividuen in einem bodensauren Eichenwald (Luzulo-Quercetum petraeae genistetosum tinctoriae) steht eine Fangzahl von 1.374 Individuen aus einem Mittleren Mitteleuropäischen Buchenwald (Galio odorati-Fagetum typicum) gegenüber. Die Unterschiede zwischen den Waldtypen sind nicht signifikant (Kruskal-Wallis-H-Test, $p=0,517$). Auch im Einzelvergleich zwischen Buchenwäldern, wo mit einem Jahresfang von durchschnittlich 263 Individuen die meisten Laufkäfer gefangen werden konnten, und Eichenwäldern, die sich mit 107 Individuen am ärmsten präsentierten, zeigt sich – insbesondere aufgrund der hohen Varianzen bei den erstgenannten Wäldern – kein signifikanter Unterschied (Mann-Whitney-U-Test, $p=0,078$).

Häufigkeiten und Stetigkeiten

Die Häufigkeitsverteilung der Laufkäfer ist unausgeglichen, lediglich neun Arten erreichen Aktivitätsdominanzen über 1,0% (Tab.2). *Aptinus bombardaria* ist die mit

Abstand häufigste Art der untersuchten Wälder und stellt mehr als die Hälfte der gefangenen Laufkäferindividuen (54,2%). Dahinter liegt *Abax parallelepipedus* mit 14,7%, gefolgt von *Abax ovalis* mit 6,4%, *Pterostichus burmeisteri* mit 5,2% und *Abax parallelus* mit 2,4%. *Carabus problematicus* ist mit 1,3% des Gesamtfanges der häufigste Großlaufkäfer.

Differenziert nach den einzelnen Waldtypen zeigt sich ein ähnliches Bild. *Aptinus bombardaria* stellt bis auf die Schwarzföhrenwälder, wo *Abax parallelepipedus* eudominant auftritt, die häufigste Laufkäferart. Dahinter folgen zumeist *Abax parallelepipedus* und *Abax ovalis*. Von dieser Rangfolge weicht *Pterostichus burmeisteri* in Eichen-Hainbuchen-Wäldern, *Leistus rufomarginatus* in Eichenwäldern und *Carabus problematicus* in Schwarzföhrenwäldern ab.

Hinsichtlich der Stetigkeit teilen sich die drei häufigsten Arten, *Aptinus bombardaria*, *Abax parallelepipedus* und *Abax ovalis*, den ersten Platz. Sie konnten jeweils an 44 der 45 untersuchten Waldstandorte nachgewiesen werden. Dahinter klafft eine Lücke.

Tab.2: Aktivitätsdominanzen der häufigsten, in zumindest einem Waldtyp rezedent (d. h. 1% der Fangzahlen erreichend) auftretenden Laufkäferarten. Die Arten sind nach ihrer Häufigkeit im gesamten Untersuchungsgebiet gereiht; AhLi = Ahorn-Linden-Wälder, Bu = Buchenwälder, EiHa = Eichen-Hainbuchen-Wälder, Ei = Eichenwälder, Es = Eschenwälder, Sc = Schwarzföhrenwälder.

Art	AhLi	Bu	EiHa	Ei	Es	Sc	Gebiet
<i>Aptinus bombardaria</i>	39,5	65,2	43,6	45,0	23,0	23,3	54,2
<i>Abax parallelepipedus</i>	15,2	10,9	12,7	14,1	17,4	46,6	14,7
<i>Abax ovalis</i>	20,4	4,4	4,8	6,2	13,4	8,6	6,4
<i>Pterostichus burmeisteri</i>	0,0	4,7	15,5	1,2	0,5	2,7	5,2
<i>Abax parallelus</i>	3,2	2,2	2,8	3,3	6,3	0,1	2,4
<i>Leistus rufomarginatus</i>	1,9	1,0	2,8	12,2	2,8	0,1	2,1
<i>Pterostichus transversalis</i>	0,0	2,0	3,4	0,3	8,0	0,0	2,1
<i>Cychrus attenuatus</i>	0,0	1,6	2,3	0,3	3,8	1,1	1,6
<i>Carabus problematicus</i>	0,0	0,0	0,1	3,6	0,5	12,9	1,3
<i>Carabus glabratus</i>	0,6	1,0	0,8	1,2	1,6	0,0	0,9
<i>Notiophilus biguttatus</i>	1,1	0,4	1,0	4,6	0,9	0,5	0,8
<i>Harpalus atratus</i>	8,1	0,0	0,0	0,5	3,3	0,3	0,8
<i>Molops elatus</i>	1,9	0,5	0,8	0,3	2,3	0,1	0,7
<i>Limodromus assimilis</i>	0,0	1,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,6
<i>Molops piceus austriacus</i>	0,6	0,4	1,6	0,3	1,2	0,5	0,6
<i>Carabus scheidleri</i>	2,6	0,4	0,5	0,3	2,1	0,0	0,6
<i>Platynus scrobiculatus</i>	0,0	0,6	0,3	0,0	4,0	0,0	0,6
<i>Carabus cancellatus</i>	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5
<i>Carabus nemoralis</i>	0,6	0,2	0,8	0,5	0,5	1,2	0,4
<i>Bembidion lampros</i>	0,0	0,2	1,2	0,2	0,0	0,0	0,3
<i>Carabus arvensis</i>	0,0	0,3	0,8	0,0	0,0	0,0	0,3
<i>Carabus intricatus</i>	0,3	0,1	0,2	0,6	0,0	1,5	0,3
<i>Calosoma inquisitor</i>	0,0	0,1	1,3	0,9	0,0	0,0	0,3
<i>Carabus convexus</i>	1,0	0,0	0,1	2,2	0,2	0,0	0,2
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	0,0	0,1	1,0	0,0	0,2	0,0	0,2

Pterostichus burmeisteri und *Leistus rufomarginatus* liegen von 27 Standorten, *Notiophilus biguttatus*, *Abax parallelus*, *Molops piceus austriacus* von je 24, *Cychrus attenuatus* von 23 und *Molops elatus* von 20 Untersuchungsflächen vor.

Ökologische Gilden: Lebensraumpräferenz

Das Spektrum der nachgewiesenen Arten wird von Waldspezialisten geprägt (Abb. 3). Die 15 häufigsten Arten zählen zu dieser Gilde und erst an 32. Stelle tritt mit *Carabus ulrichii* und mit einer Aktivitätsdominanz von 0,1% die erste überwiegend im Offenland lebende Art auf. Waldspezialisten stellen 33 (50%) der nachgewiesenen Taxa, während Waldgeneralisten durch 14 Taxa (21%) und Offenlandarten durch 19 (29%) Taxa vertreten sind. Auf der Basis der Individuenzahlen verschiebt sich das Verhältnis deutlich in Richtung der Waldspezialisten, denen 91% der Fangzahlen zukommen, während Waldgeneralisten durch nur 6,3% und Offenlandarten durch lediglich 2,7% der Individuen vertreten sind.

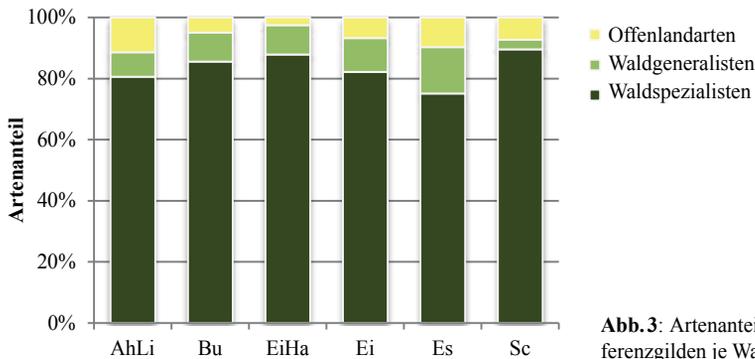


Abb. 3: Artenanteil der Biotoppräferenzgilden je Waldtyp.

Waldspezialisten sind erwartungsgemäß auch die stetigsten Arten (siehe oben). Der stetigste Waldgeneralist ist *Carabus scheidleri* (an 17 Standorten) gefolgt von *Carabus convexus* (an sieben Standorten). Die stetigste Offenlandart ist der an sechs Standorten nachgewiesene *Harpalus rufipes*.

Zwischen den Waldtypen zeigen sich nur geringfügige Unterschiede im Biotoppräferenzverhalten der sie bewohnenden Arten. So liegt der Anteil an Waldarten zwischen 75,1% bei Eschenwäldern und 89,6% bei Schwarzföhrenwäldern. Der höchste Anteil an Offenlandarten konnte mit durchschnittlich 11,4% in Ahorn-Lindenwäldern beobachtet werden. Hinsichtlich ihrer Aktivitätsdominanz dominieren Waldarten noch deutlicher. Sie liegt zwischen 94,9% bei Eichenwäldern und 99,5% bei Schwarzföhrenwäldern. In Eschenwäldern (89,0%) und Ahorn-Lindenwäldern (86,5%) stellt diese Biotoppräferenzgilde einen etwas geringeren Individuenanteil. Die Unterschiede sind jedoch nicht signifikant.

Ökologische Gilden: Feuchtigkeitspräferenz

Hinsichtlich der Feuchtigkeitspräferenz überwiegen mesophile Arten, die 50 Taxa (75,8%) stellen, während das Spektrum nur durch neun hygrophile (13,6%) und sieben xerophile Taxa (10,6%) diversifiziert wird. Bei Betrachtung der Fangzahlen dominieren mesophile Arten mit 96,2% der gefangenen Tiere noch deutlicher vor hygrophilen (3,7%) und xerophilen Taxa (0,1%).

Im Vergleich der Waldtypen (Abb. 4) liegt der Artenanteil mesophiler Arten zwischen 84,7% in Eschenwäldern und 97,4% in Ahorn-Linden-Wäldern. Hygrophile Arten stellen 15,3% des Artenspektrums in den Eschenwäldern, kommen aber auch in Buchenwäldern (9,4%) und Eichen-Hainbuchen-Wäldern (5,3%) aufgrund dort immer wieder kleinstandörtlich längerfristig vernässter Bereiche vor. Ihre Aktivitätsdominanzen sind in Eschenwäldern gegenüber jenen in Buchenwäldern (Mann-Whitney-U-Test, $p=0,018$) und Eichen-Hainbuchen-Wäldern (Mann-Whitney-U-Test, $p=0,034$) signifikant erhöht. Dies gilt insbesondere auch für flügellose und daher ausbreitungsschwache Arten wie *Trechus pilisensis* und *Platynus scrobiculatus*. Nur in Ahorn-Linden-Wäldern und Schwarzföhrenwäldern fehlen hygrophile Taxa gänzlich.

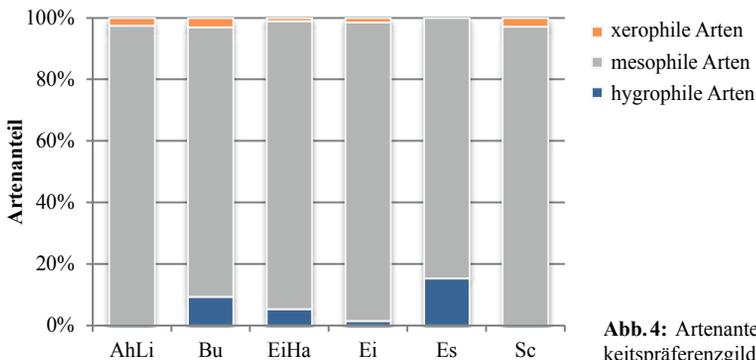


Abb. 4: Artenanteil der Feuchtigkeitspräferenzgilden je Waldtyp.

Xerophile Arten spielen an den untersuchten Standorten zumindest hinsichtlich ihrer Aktivitätsdominanzen eine nur geringe Rolle. Dass selbst die vergleichsweise trockenen Schwarzföhrenwälder kaum xerophile Arten beherbergen, liegt an deren geringer Lichtoffenheit und dem weitgehenden Fehlen von vegetationsfreien Stellen, denn erst diese würden das Vorkommen anspruchsvoller, halboffene Standorte bevorzugender Waldsteppenarten ermöglichen. Mit *Amara pulpani* kommt lediglich eine Art dieser Gruppe – am offensten der vier untersuchten Schwarzföhrenwälder, nämlich am Lindkogel – vor. Vertreter aus den Gattungen *Licinus* oder *Cymindis* fehlen jedoch. Vorkommen letzterer wären von hoher naturschutzfachlicher Bedeutung.

Biologische Gilden: Körpergröße und Ausbreitungsfähigkeit

Die vergleichsweise stabilen Lebensraumverhältnisse in Wäldern widerspiegelnd, dominieren große, klassischen K-Strategen entsprechende Arten. So sind 28 Arten über 13 mm groß, und 43 Arten über 9 mm Körperlänge machen 96% des Gesamtfanges aus.

Auch überwiegen flügellose Taxa (32 spp.). Neben den ebenfalls meist ausbreitungsschwachen dimorphen Arten (10 spp.) bleiben 24 Arten mit mehr oder weniger guter Flugfähigkeit, die allerdings nur 2,1% des Gesamtfanges stellen.

Ökologisches Verhalten im Gebiet

Die Verbreitung der Laufkäfer im Untersuchungsgebiet und in den untersuchten Waldbiotopen unterliegt unterschiedlichen Faktoren. Um einen Überblick zu den möglichen Kernfaktoren zu erlangen, wurde zunächst eine Kanonische Korrespondenzanalyse durchgeführt. Im nächsten Schritt wurden einzelne metrische und nicht-metrische Parameter singular hinsichtlich ihrer Bedeutung getestet.

Kanonische Korrespondenzanalyse

Mit Hilfe einer Kanonischen Korrespondenzanalyse (Canonical Correspondence Analysis, CCA) wurde die Anordnung der Untersuchungsflächen (gruppiert nach den untersuchten Waldtypen) unter Verwendung der Laufkäferindividuenzahlen und einer Auswahl numerischer Umweltvariablen (8 Landolt-Zeigerwerte und die direkt gemessene Globalstrahlung) im ökologischen Raum visualisiert (Abb. 5). Die CCA ordnete die Probeflächen und die Laufkäferaktivitätsdominanzen nach ihrer Ähnlichkeit entlang der Gradienten (bzw. Achsen).

Die Verteilung der Laufkäfer im Untersuchungsgebiet lässt sich am besten entlang der zweiten Achse (CCA2) beschreiben. Entsprechend den in zwei Pfeilen – der obere blaue für Humus, Nährstoffgehalt, Feuchtigkeit, Dispersität (tonreiche Böden) und Reaktion, und der untere orange für die Parameter Temperatur, Kontinentalität sowie Licht und Globalstrahlung stehend – zusammenfallenden Umweltparametern spannt sich der Bogen von trocken, warmen und gut mit Licht versorgten Standorten zu feuchten, kühlen und stark beschatteten Flächen mit wasserundurchlässigen Böden.

Allerdings zeigt sich, dass klassische Artengemeinschaften (Zönosen) mit waldtypen-spezifischer Zusammensetzung kaum ausgebildet sind. Es bestehen breite Überlagerungen zwischen den einzelnen Artengemeinschaften und auch hinsichtlich der Umweltbedingungen. Folglich lässt sich keine Differenzierung zwischen Buchen- und Eichen-Hainbuchen-Gemeinschaften treffen, und auch Eichen-Gemeinschaften lassen sich nicht klar von Ahorn-Linden- und Schwarzföhren-Zönosen trennen. Selbst die Eschenzönosen liegen innerhalb der stark heterogenen Buchen-Waldgemeinschaften. Dafür bzw. für die extremen Ausreißer bei den Buchenwäldern sorgt bei-

spielsweise ein Bestand in der Waldandacht, wo die häufigste Art, *Pterostichus transversalis*, ein hygrophiler Waldbewohner ist. Ähnliches gilt auch für einen Buchenwald im Lainzer Tiergarten, dessen Gemeinschaft mit *Limodromus assimilis* ebenfalls von einer hygrophilen Art dominiert wird. Schlecht „ins Bild“ passt auch eine Windwurffläche in Mauerbach, in der die häufigste Art, *Carabus cancellatus*, ein Offenlandbewohner ist.

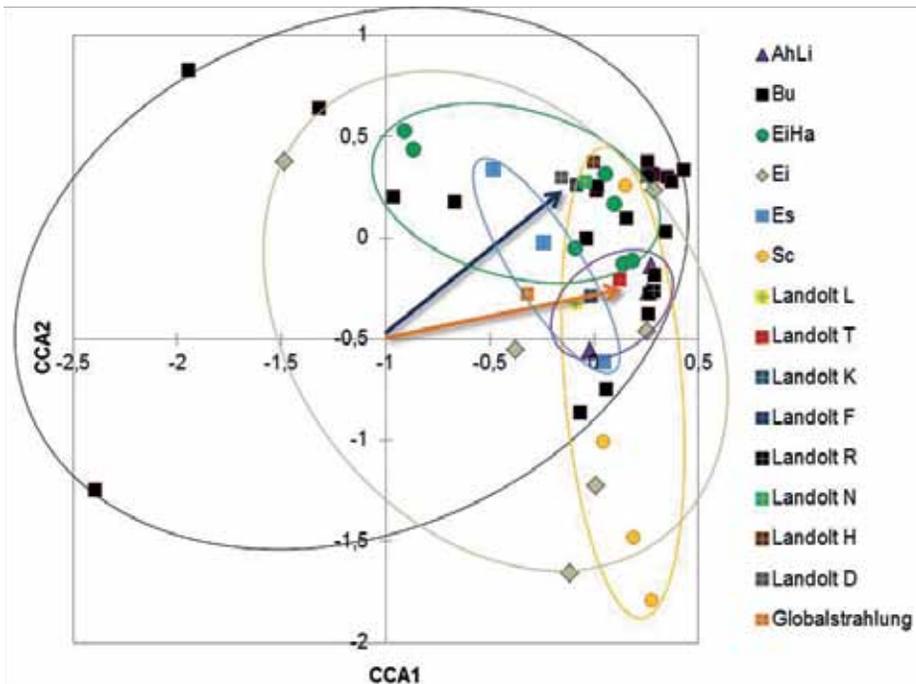


Abb. 5: Ähnlichkeit der Laufkäfergemeinschaften auf der Basis einer Kanonischen Korrespondenzanalyse mit neun Umweltvariablen. Umweltparameter nach Landolt: L = Licht, T = Temperatur, K = Kontinentalität, F = Feuchtigkeit, R = Reaktion, N = Nährstoffgehalt, H = Humus, D = Dispersität.

Wie angedeutet, umfassen die Buchenwälder nahezu die gesamte Variationsbreite der Laubwälder. Lediglich zwei Eichenwälder heben sich aufgrund sehr geringer Individuenzahlen von *Aptinus bombardae* und dem gleichzeitigen Vorkommen von *Carabus problematicus* ein wenig ab. Die Schwarzföhrenwälder präsentieren sich in ähnlicher Weise von den Buchenwäldern differenziert: An zwei Standorten durch die Eudominanz von *Carabus problematicus* verursacht und an einem Standort u. a. durch das Vorkommen von *Amara pulpani*. Allerdings ist die Fauna der Schwarzföhrenwälder inhomogen und sorgt für eine erhebliche Variationsbreite entlang der zweiten Achse. Hierfür ist ein Standort am Hohen Lindkogel maßgeblich verantwortlich, dessen

Fauna sich von einer verarmten Buchenwald-Fauna mit „thermischem Einschlag“ nicht unterscheidet.

Resümierend ist anzunehmen, dass neben den für die CCA berücksichtigten Umweltfaktoren weitere Parameter für die Verbreitung der Laufkäferfauna im Untersuchungsgebiet verantwortlich sind. Hierzu zählen vermutlich die geologischen Gegebenheiten bzw. die Bodenverhältnisse (siehe unten) sowie die historische Landnutzung, die insbesondere die Verbreitung einzelner anspruchsvoller und gleichzeitig ausbreitungsschwacher, da flügelloser, Waldspezialisten bis heute beeinflusst haben dürfte.

Landolt-Zeigerwerte der Flora

Die floristische Ausstattung der Wälder und die daraus ableitbaren Zeigerwerte bieten eine gute Grundlage zur Analyse der auf die Laufkäferfauna wirkenden Umweltfaktoren. Obwohl mehrere Werte voneinander abhängen bzw. in Bezug zueinander stehen, wie Temperatur- und Lichtzahl, wurden dennoch einige ausgewählte Faktoren singulär, insbesondere hinsichtlich der Arten- und Individuenzahlen, getestet.

Feuchtigkeit

Hinsichtlich der Laufkäferartenzahlen zeigt sich ein Trend von vergleichsweise geringen Artenzahlen auf trockenen Waldstandorten zu eher höheren Artenzahlen auf feuchteren Standorten (Kruskal-Wallis-H-Test, $p=0,033$; Abb. 6). Die Individuenzahlen gehen mit diesem Trend konform, als beispielsweise auf Flächen mit Feuchtezahlen $F < 2,5$ durchschnittlich 128 Individuen und auf Flächen mit Feuchtezahlen $F > 3,0$ durchschnittlich 222 Individuen gefangen werden konnten. Die Unterschiede sind aufgrund der hohen Varianzen jedoch nicht signifikant. Erwartungsgemäß zeigt der Individuenanteil hygrophiler Arten eine deutliche Abhängigkeit von der durch die Flora abgebildeten Bodenfeuchtigkeit (Kruskal-Wallis-H-Test, $p=0,004$): Auf Flächen mit $F < 2,5$ konnten keine Individuen hygrophiler Taxa gefangen werden, während deren Aktivitätsdominanz auf Flächen mit $F = 2,5$ bis $3,0$ bei 3,3% und auf Flächen mit $F > 3,0$ bei 9,6% lag.

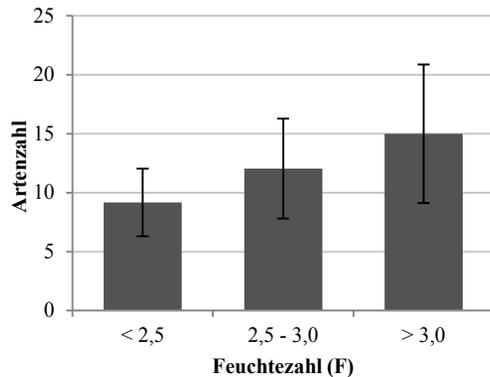


Abb. 6: Durchschnittliche Artenzahlen auf Standorten unterschiedlicher Feuchtigkeit. Die Spanne der untersuchten Standorte liegt zwischen F (Feuchtezahl) = 1,5 und $F = 3,2$; Klasse $< 2,5$ ($n=11$), Klasse 2,5-3,0 ($n=24$), Klasse $> 3,0$ ($n=10$).

Nährstoffgehalt

Obwohl sowohl ausgesprochen magerere als auch sehr gut nährstoffversorgte Standorte im Gebiet fehlen, ergibt sich innerhalb des untersuchten Gradienten ein positiver Zusammenhang zwischen dem Nährstoffgehalt der Böden (Nährstoffzahl N) und der Laufkäferartenzahl (Kruskal-Wallis-H-Test, $p=0,013$; Abb. 7). Die Individuenzahlen folgen dem gleichen Trend, dieser ist jedoch knapp nicht signifikant (Kruskal-Wallis-H-Test, $p=0,064$). Beim Faktor Humus (Humuszahl H) lässt sich ebenfalls ein positiver Zusammenhang belegen, doch ist dieser weder hinsichtlich der Artenzahlen noch hinsichtlich der Individuenzahlen signifikant.

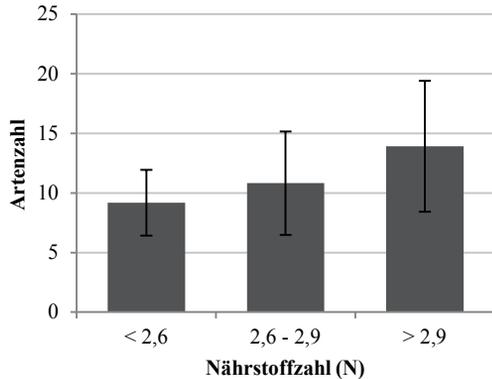


Abb. 7: Durchschnittliche Artenzahlen auf Standorten unterschiedlichen Nährstoffgehaltes. Die Spanne der untersuchten Standorte liegt zwischen $N=2,17$ und $N=3,73$; Klasse $<2,6$ ($n=11$), Klasse $2,6-2,9$ ($n=11$), Klasse $>2,9$ ($n=23$).

Licht

Weder die Landolt-Lichtzahl noch die Globalstrahlung sind für die Laufkäferbiodiversität innerhalb der betrachteten Variationsbreite hinsichtlich der Arten- und Individuenzahlen relevant. Dasselbe gilt bei einer eingeschränkten Betrachtung für die Waldspezialisten. Ebenso kein Trend zeigt sich hinsichtlich des Arten- und Individuenanteils an Offenlandarten.

Getestet wurde auch ein möglicher Zusammenhang zwischen dem Anteil makropterer und hinsichtlich der Flügelausbildung dimorpher Laufkäfertaxa zur Lichtoffenheit der Standorte. Hier zeigt sich eine Zunahme des Individuenanteils der mobilen Laufkäfergilde mit zunehmender Offenheit der Waldstandorte (Abb. 8), wenn auch der Zusammenhang knapp nicht signifikant ist

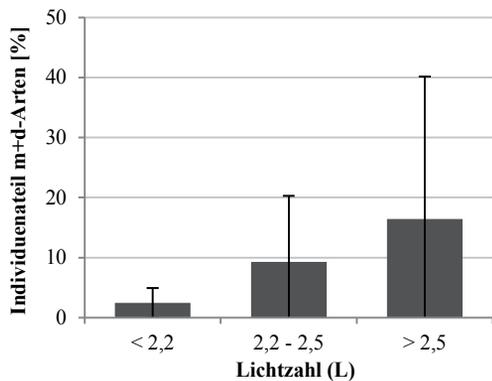


Abb. 8: Durchschnittlicher Individuenanteil makropterer (m) und hinsichtlich der Flügelausbildung dimorpher (d) Arten auf Standorten unterschiedlicher Lichtversorgung. Die Spanne der untersuchten Standorte liegt zwischen $L=1,78$ und $L=3,42$; Klasse $< 2,2$ ($n=10$), Klasse $2,2-2,5$ ($n=19$), Klasse $>2,5$ ($n=16$).

(Kruskal-Wallis-H-Test, $p=0,052$). Auf der Ebene der Einzelarten weisen das Fehlen des als typische Lichtwaldart einzustufenden *Harpalus laevipes* Zetterstedt, 1828 (z. B. IRMLER 2007, KOIVULA et al. 2002) sowie die geringen Häufigkeiten des ökologisch ebenso zu charakterisierenden *Harpalus marginellus* und der lichte Wälder bevorzugenden Waldgeneralisten *Carabus arvensis*, *Pterostichus niger* und *Harpalus latus* auf die im Gebiet typischerweise geschlossenen Kronenverhältnisse hin.

Reaktion

Auf den Untersuchungsflächen überwiegen Standorte mit schwach sauren bis schwach basischen Verhältnissen. Auf ersteren (Reaktionszahl $R < 3$) finden sich mit durchschnittlich 15 Arten deutlich mehr Taxa als auf neutralen (12,6 Arten) und schwach basischen Böden ($R > 3,5$) mit durchschnittlich 9,5 Arten, wobei der Zusammenhang knapp nicht signifikant ist (Kruskal-Wallis-H-Test, $p=0,053$).

Temperatur

Auch für die Temperaturzahl (T), die die mittleren Temperaturen, bei der die jeweiligen Pflanzenarten gut gedeihen, charakterisiert und daher die Höhenlage widerspiegelt, ist kein Zusammenhang mit den Arten- und Individuenzahlen bei den Laufkäfern gegeben. Genauso wenig gilt dies für die Höhenlage der untersuchten Wälder.

Geologischer Untergrund

Das Ausgangsgestein bzw. die darauf ausgebildeten Böden sind für den Artenreichtum der Laufkäfer von Bedeutung. Die Artenzahlen differieren signifikant zwischen den vier unterschiedenen Typen Breccie (inkl. Standort mit quartärer Talfüllung), Dolomit, Kalk und Flysch (Kruskal-Wallis-H-Test, $p=0,008$). Dabei sind Gemeinschaften auf Dolomit und Kalk mit durchschnittlich 9,8 bzw. 10,3 Arten sehr ähnlich und mittelmäßig artenreich, während jene auf Breccien (inkl. Standort mit quartärer Talfüllung) mit 7,3 Arten deutlich artenärmer und jene auf Flysch mit 14,1 Arten am reichsten an Taxa sind (Abb. 9). Während auf den untersuchten Breccien (inkl. Standort mit quartärer Talfüllung) maximal 8 Arten vorkommen, leben auf den

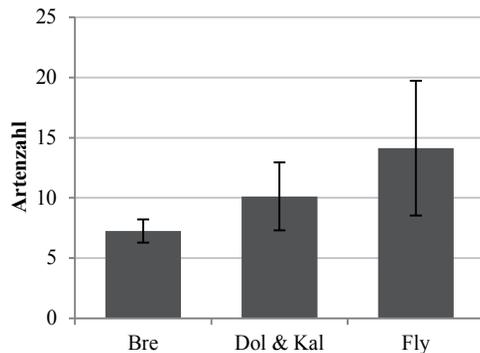


Abb. 9: Durchschnittliche Artenzahlen je geologischer Einheit; Bre = Breccie (inkl. quartäre Talfüllung) ($n=4$), Dol & Kal = Dolomit und Kalk ($n=17$), Fly = Flysch ($n=24$).

Dolomit- und Kalkböden maximal 15 Arten, auf Flysch beherbergen hingegen 20% der Standorte über 20 Arten.

Im Einzelvergleich ergeben sich signifikante Unterschiede der Artenzahlen auf Breccien (inkl. Standort mit quartärer Talfüllung) gegenüber Flysch (Mann-Whitney-U-Test, $p=0,009$) sowie auf Dolomit und Kalk gegenüber Flysch (Mann-Whitney-U-Test, $p=0,002$). Keine Korrelation zeigen die Artenzahlen hingegen mit der Reaktionszahl der Flora nach Landolt (siehe oben).

Hinsichtlich der Individuenzahlen zeigen sich keine signifikanten Unterschiede zwischen den Wäldern auf unterschiedlichem geologischen Untergrund.

Die oben dargelegten Unterschiede basieren unter anderem auf der Verteilung feuchtigkeitsliebender Arten (Abb. 10). So fehlen diese nicht nur auf Breccien (inkl. Standorte mit quartärer Talfüllung), sondern auch auf Dolomit und Kalk weitestgehend. Der Anteil hygrophiler Arten am Gesamtbestand ist daher auf Flysch gegenüber allen anderen geologischen Einheiten signifikant erhöht (Mann-Whitney-U-Test, $p=0,002$). Hier kommt offenbar die durch den Boden bzw. das Ausgangsgestein beeinflusste Wasserspeicherkapazität zum Tragen.

Trockenheitsliebende Arten zeigen hingegen keine klaren Verbreitungsschwerpunkte, denn nicht nur auf den Kalk- und Dolomitstandorten sind sie erwartungsgemäß vertreten, sondern auch im Flysch.

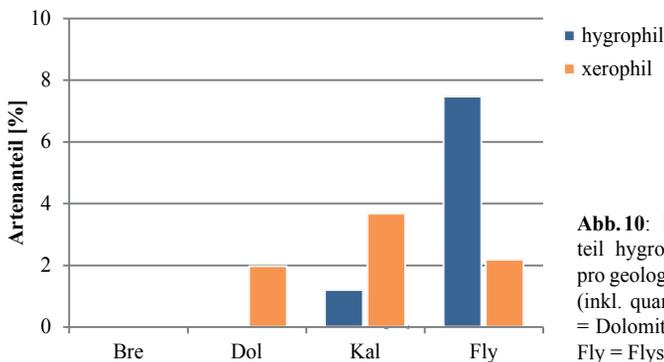


Abb. 10: Durchschnittlicher Artenanteil hygrophiler und xerophiler Taxa pro geologischer Einheit; Bre = Breccie (inkl. quartäre Talfüllung) (n=4), Dol = Dolomit (n=11), Kal = Kalk (n=6), Fly = Flysch (n=24).

Autökologisches Verhalten ausgewählter Waldarten

Die häufigsten Arten werden im Folgenden hinsichtlich ihrer Verbreitung im Gebiet in Abhängigkeit von den Waldtypen und Umweltfaktoren diskutiert.

Aptinus bombardarda

Aptinus bombardarda ist im Gebiet sehr weit verbreitet und konnte an 44 der 45 Standorte nachgewiesen werden. Dabei werden teilweise extrem hohe Aktivitätsdichten von bis

zu 1.180 Individuen im Jahresfang erreicht. An 23 Standorten ist *Aptinus* sogar die häufigste Art. Darunter sind insbesondere Buchenwälder vertreten, aber mit Ausnahme der Eschenwälder auch alle anderen Waldtypen (Abb. 11). Dass die Art in Buchenwäldern und Eichen-Hainbuchen-Wäldern hohe Aktivitätsdichten erreichen kann, ist in der Literatur vermerkt (z. B. JANTSCHER & PAILL 1998, STRODL 2010). An drei Buchenwald-Standorten werden die von WAITZBAUER et al. (2010) angegebenen Spitzenwerte aus dem Thayatal überschritten: In einem Buchenwald in Breitenfurt stellt *Aptinus* bei einem Gesamtfang von acht Arten und 375 Individuen 94,4% der Aktivitätsdominanz.

Hinsichtlich der Umweltfaktoren lässt sich im Gebiet eine Bevorzugung dunkler Standorte feststellen, sowohl anhand der Lichtzahl nach Landolt (Pearson-Korrelation, $p=0,051$) als auch hinsichtlich der Globalstrahlung (Pearson-Korrelation, $p=0,024$). Bezeichnend ist, dass die maximale an einem Standort ermittelte Fangzahl von 1.180 Individuen von der hinsichtlich ihrer Globalstrahlung dunkelsten Fläche, einem Buchenwald im Dombachgraben, stammt. Keine Trends zeigen sich hingegen hinsichtlich der Temperatur und der Höhenlage der beprobten Waldflächen. Da *Aptinus bombardaria* innerhalb eines klimatisch begünstigten Gebietes (wie dem Wienerwald) auch an

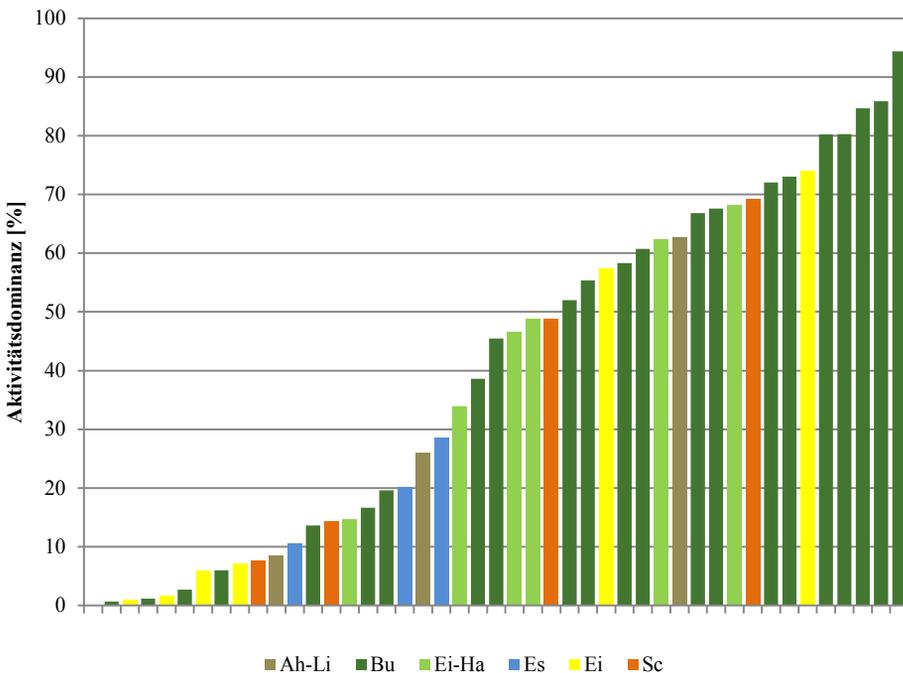


Abb. 11: Aktivitätsdominanzen von *Aptinus bombardaria* an den untersuchten Waldstandorten.

den dunkelsten und kühlfsten Standorten vorkommt, sollte sie nicht – wie in der Literatur vielfach dargestellt – als wärmeliebend, sondern bestenfalls als mesothermophil charakterisiert werden, wie es bereits BRANDMAYR et al. (1983) vorgeschlagen haben.

Ein weiterer Umweltfaktor, der zur Analyse der Verbreitung von *Aptinus* im Wienerwald beiträgt, ist die Nährstoffversorgung der Standorte, ausgedrückt durch die Landolt-Nährstoffzahl. Hier zeigt sich ein deutlich positiver Trend, der jedoch nur bei einer Gegenüberstellung der Standorte mit einer Nährstoffzahl-Klasse „bis 2,8“ und „ab 2,8“ signifikant ausfällt (Mann-Whitney-U-Test, $p=0,003$).

Hingegen scheinen weder Feuchtigkeit noch Bodenreaktion oder geologischer Untergrund für die Verbreitung von *Aptinus* von entscheidender Bedeutung zu sein. Letzteres steht im Widerspruch zu HÜRKA (1996: 134), der den Schwarzen Bombardierkäfer als „mainly on limestone“ charakterisiert. Im Wienerwald konnte die Art jedoch auf Flyschstandorten durchschnittlich individuenreicher als auf Kalk oder Dolomit (132 gegenüber 89 Individuen) festgestellt werden.

Während auf überregionaler Ebene historische Ursachen die Verbreitung von *Aptinus bombardarda* erklären – das Areal beschränkt sich auf während des Maximums des Würmglazials unvergletscherte Bereiche (FRANZ 1950) – könnten seine Verbreitung und Häufigkeit auf lokaler Ebene maßgeblich mit der Verfügbarkeit von Nahrung zusammenhängen. *Aptinus bombardarda* dürfte im Imaginalstadium zwar Nahrungsgeneralist sein, für die höheren Larvenstadien ist jedoch eine parasitische und daher hochspezialisierte Ernährungsbiologie anzunehmen (z. B. HÜRKA 1988).

Carabus problematicus

Die individuenreichsten Bestände der Art liegen aus Schwarzföhrenwäldern und – weit abgeschlagen – aus Eichenwäldern vor, also vorwiegend aus ausgesprochen trockenen Waldbeständen. Dennoch konnte kein deutlicher Zusammenhang mit der Feuchtezahl nach Landolt hergestellt werden. Hingegen zeigen sich eine signifikant negative Reaktion zwischen den Individuenzahlen von *Carabus problematicus* und der Nährstoffzahl der Flora (Pearson-Korrelation, $p=0,003$) und eine signifikant positive Korrelationen hinsichtlich der Reaktionszahl (Pearson-Korrelation, $p=0,027$); saure Standorte werden im Wienerwald offenbar gemieden. Das steht teilweise im Widerspruch zu den Angaben von FRANZ (1970), der *Carabus problematicus* für trockene, lichte Wälder auf mageren, aber stark sauren Böden angibt.

Cychrus attenuatus

Obgleich die Art auch die trockensten der untersuchten Standorte besiedelt, werden die höchsten Individuenzahlen in den feuchtesten Waldstandorten, vorzugsweise in Buchenwäldern, erreicht. Ab einer Landolt-Feuchtezahl von $F=3,0$ ist die

Art immer vertreten und erreicht Fangzahlen von durchschnittlich 7,7 Individuen im Jahresfang, während *Cychnus attenuatus* in trockeneren Waldflächen bei einem durchschnittlichen Jahresfang von 1,4 Individuen oft fehlt (Mann-Whitney-U-Test, $p=0,0001$). Mit dem Feuchtigkeitsbedürfnis übereinstimmend werden Standorte auf Flysch, für die höherer Wasserrückhalt zu erwarten ist, im Vergleich zu Standorten auf anderem geologischen Untergrund deutlich individuenreicher besiedelt (Mann-Whitney-U-Test, $p=0,015$). Hinsichtlich ernährungsbiologischer Ursachen für die Verbreitung im Gebiet konnten für den spezialisierten Schneckenräuber keine klaren Zusammenhänge zur dokumentierten Schneckenfauna gefunden werden.

Leistus rufomarginatus

Der Laubwaldbewohner ist im Gebiet weit verbreitet und aus allen Waldtypen nachgewiesen. Am stetigsten und häufigsten werden Eichen-Hainbuchen- und Eichenwälder besiedelt. Bei einer weitgehenden Meidung der trockensten und feuchtesten Wälder besteht mesophiles Verhalten hinsichtlich des Faktors Feuchtigkeit.

Pterostichus burmeisteri

Dieser in Mitteleuropa sehr stetige Waldbewohner gilt als charakteristische Art von Buchenwäldern (z. B. BRANDMAYR et al. 1983, MÜLLER-KROEHLING 2009, THIELE 1977). Dies konnte im Untersuchungsgebiet nur zum Teil bestätigt werden. So tritt *Pterostichus burmeisteri* zwar häufig in Buchenwäldern auf, fehlt aber in etwa 20% der untersuchten Standorte. Stetiger, höhere Dominanzen erreichend und in durchschnittlich doppelt so hoher Fangzahl (26,6 Individuen gegenüber 13,0 in Buchenwäldern) war er in Eichen-Hainbuchen-Wäldern präsent. In allen anderen Waldtypen, mit Ausnahme eines Schwarzföhrenwaldes am Hohen Lindkogel, wo die Art beachtenswerte 15,4% des Gesamtfanges stellt, wurden maximal vereinzelte Tiere gefangen. Der in der Literatur allgemein angegebene Verbreitungsschwerpunkt in der montanen Höhenstufe (z. B. MÜLLER-MOTZFELD 2001) bildet sich im Wienerwald insofern ab, als an Standorten unterhalb von 350 m signifikant weniger Individuen je Standort gefangen werden konnten, als in den Lagen darüber (Mann-Whitney-U-Test, $p=0,028$). Dies steht in Übereinstimmung mit einer deutlich negativen Korrelation zwischen dem Landolt-Temperatur-Wert und der Anzahl gefangener Individuen über alle untersuchten Standorte hinweg (Pearson-Korrelation, $p=0,002$).

Pterostichus transversalis

In Buchen-, Eichen-Hainbuchen- und Eschenwäldern erreicht die Art stellenweise hohe Aktivitätsdichten, fehlt jedoch in Ahorn-Linden-Wäldern und Schwarzföhren-Beständen. Hohe Bodenfeuchtigkeit, wie sie offenbar nur auf weitgehend undurchläss-

sigen, lehmigen Böden über ausreichend lange Zeitspannen zur Verfügung steht, ist die Grundvoraussetzung für ein Vorkommen der hygrophilen Art. Dementsprechend konnten in Wäldern auf Flysch gegenüber Wäldern auf allen anderen Ausgangsgesteinen signifikant mehr Individuen nachgewiesen werden (durchschnittlich 8,0 Individuen gegenüber 0,1 Individuen; Mann-Whitney-U-Test, $p=0,008$). Lediglich in einem Eschenwald auf Kalk konnte die Art außerhalb der Flyschzone nachgewiesen werden. Dies steht in hoher Übereinstimmung mit allen anderen hygrophilen Arten, wie *Trechus pilisensis*, *Limodromus assimilis* oder *Platynus scrobiculatus*, die ausschließlich in Wäldern über Flysch gefangen werden konnten.

Abax ovalis

Der Waldspezialist konnte an 44 der 45 untersuchten Standorte und in jedem Waldtyp nachgewiesen werden. Höchste Aktivitätsdominanzen wurden in einem Ahorn-Lindenwald (41,2%), in einem Buchenwald (31,4%) und in einem Eichenwald (30,5%) festgestellt. Hinsichtlich des Faktors Feuchtigkeit zeigten sich eine ausgesprochen gleichmäßige Verteilung der Individuenzahlen und auch der Aktivitätsdominanzen innerhalb des gesamten (untersuchten) Gradienten. Keine Bestätigung erfuhren daher die Untersuchungsergebnisse von LÖSER (1972), der eine positive Korrelation der Häufigkeit der Art mit der Bodenfeuchtigkeit zeigen konnte. Auch lässt sich die ökologische Charakterisierung der Art als Bewohner feuchter Wälder (z. B. WAITZBAUER et al. 2010) zumindest für den Wienerwald nicht halten. Hingegen ist die Beobachtung von FRANZ (1970), wonach *Abax ovalis* auf sauren, kristallinen Gesteinen der Niederen Tauern und der Gleinalpe fehlt, auf das im Wienerwald beobachtete ökologische Verhalten der Art übertragbar. So erreichen die Individuenzahlen von *Abax ovalis* im Gebiet auf Böden mit Kalk als Ausgangsgestein nur ein Drittel der Fangzahlen gegenüber Böden auf Dolomit (durchschnittlich 5,7 Individuen gegenüber 18,6 Individuen im Jahresfang; Mann-Whitney-U-Test, $p=0,021$). Dass die Reaktion des Bodens hier eine Rolle spielen dürfte, zeigt der Umstand, dass erstere Böden signifikant saurer reagieren als zweitere (Mann-Whitney-U-Test, $p=0,014$). Außerdem lieferten die am anderen Ende der pH-Skala gelegenen Standorte (Wälder auf Breccien inkl. Standorte mit quartärer Talfüllung) mit durchschnittlich 26,8 Individuen die höchsten Fangzahlen.

Abax parallelepipedus

Im Untersuchungsgebiet stellt er mit 1.387 gefangenen Individuen die zweithäufigste Art und konnte wie *Abax ovalis* an 44 der 45 Standorte nachgewiesen werden. Beide Arten fehlen auf ein und derselben Fläche, einem bodensauren Eichenwald in Hadersfeld, der sich nicht nur insgesamt als extrem arm an Individuen (14 Individuen im Jahresfang) sondern auch durch wenige Arten (9) präsentierte. Die höchsten Aktivitätsdominanzen

wurden in einem Buchenwald (75,7%), in zwei Schwarzföhrenwäldern (65,7%, 54,1%) und in einem Eichenwald (57,6%) festgestellt. Keiner der gemessenen Umweltfaktoren trägt zur Erklärung der lokal unterschiedlichen Häufigkeit maßgeblich bei. Jedenfalls kann kein positiver Zusammenhang zwischen der Bodenfeuchtigkeit und den Individuenzahlen oder den Aktivitätsdominanzen festgestellt werden.

Abax parallelus

Diese *Abax*-Art ist deutlich seltener als die beiden erstgenannten und erreicht auch eine wesentlich geringere Stetigkeit. Die höchsten Aktivitätsdominanzen liegen von Eichenwäldern (14,2%, 8,5%), einem Eschenwald (11,8%) und einem Buchenwald (9,1%) vor. Schwarzföhrenwälder werden weitestgehend gemieden. Auch diese *Abax*-Art ist im Wienerwald hinsichtlich des Faktors Feuchtigkeit als mesophiler Waldbewohner einzustufen, wenngleich eine höhere positive Abhängigkeit von der Bodenfeuchtigkeit besteht. So wurden signifikant mehr Individuen (Mann-Whitney-U-Test, $p=0,023$) als auch eine signifikant höhere Aktivitätsdominanz (Mann-Whitney-U-Test, $p=0,025$) in feuchteren (Landolt-Feuchtezahl $F \geq 2,8$) als in trockeneren Wäldern ($F < 2,8$) festgestellt.

Auswirkungen der Bewirtschaftungsintensität

Nutzungsgrad der Wälder

Die Zahl der Laufkäferarten unterscheidet sich nicht zwischen Wäldern in den Kernzonen (durchschnittlich 11,8) und Wirtschaftswäldern (durchschnittlich 12,5). Auch die Individuenzahlen sind mit durchschnittlich 205 in ersteren gegenüber zweiten (durchschnittlich 218) nicht erhöht. Dasselbe gilt für die Gilde der Waldspezialisten, sowohl hinsichtlich der Arten- als auch hinsichtlich der Individuenzahlen.

Auch die gegenüber Bewirtschaftung sensiblen – als K-Strategen unter den Laufkäfern einzustufenden – *Carabus*-Arten sind weder in ihren Arten- noch in ihren Individuenzahlen hinsichtlich des Nutzungsgrades (Kernzonen versus Wirtschaftswälder) differenziert.

Diese Befunde sind wenig überraschend, da die strukturellen Unterschiede zwischen den erst 2005 außer Nutzung gestellten Kernzonen und den Wirtschaftswäldern zurzeit noch gering sind und eine Differenzierung innerhalb der historisch nicht unterschiedlich genutzten Grundgesamtheit erst in Zukunft zu erwarten ist.

Totholzreichtum

Der Reichtum an Totholz – hier ausgedrückt durch die Anzahl an liegenden Stämmen mit einem Durchmesser von über 20 cm – wirkt sich positiv auf die Biodiversität der

Laufkäferfauna aus. So präsentieren sich Waldstandorte mit Totholzstämmen signifikant artenreicher als jene ohne Totholzstämmen (Mann-Whitney-U-Test, $p=0,043$). Erstere zeigen einen durchschnittlichen Artenreichtum von 13,1 Arten, während zweite 10,8 Arten beherbergen.

Das ist bemerkenswert, da positive Zusammenhänge zwischen Totholz mengen und Laufkäferzahlen aus Mitteleuropa bislang kaum belegt sind. Aus anderen Regionen liegen jedoch durch umfangreiche experimentelle Ansätze untermauerte Befunde vor. So fanden NITTÉRUS & GUNNARSSON (2006) höhere Abundanz von Laufkäfern auf Schlagflächen mit liegengelassenen Totholzstämmen in schwedischen Mischwäldern und ULYSHEN & HANULA (2009) konnten höhere Artenzahlen an Laufkäfern durch Hinzufügen von Totholzstämmen in bestehende nordamerikanische Kiefernwälder nachweisen.

Feuchtigkeitsliebende Arten treten in Waldstandorten mit nennenswerten liegenden Totholz mengen ebenfalls in signifikant höheren Zahlen auf (Mann-Whitney-U-Test, $p=0,035$). Durchschnittlich 1,1 Arten auf Standorten mit zumindest einem Totholzstamm stehen 0,4 Arten auf Standorten ohne liegende Stämme gegenüber. Für diesen Unterschied kann wahrscheinlich die gesteigerte Wasserhaltekapazität der Böden im lokalen Umfeld der liegenden Stämme bzw. die Möglichkeit des Rückzugs besonders austrocknungsgefährdeter Entwicklungsstadien im Verlauf trockener Phasen verantwortlich gemacht werden.

Der Anteil an Waldspezialisten zeigt sich hingegen von der Totholzmenge unabhängig. So schwankt dieser Wert bei den unterschiedlichen Mengenklassen des Totholzes (keine Totholzstämmen versus mindestens ein Totholzstamm) in einem sehr engen Rahmen zwischen 81 % und 88 %. Auch an Standorten ohne größere liegende Baumstämme kann das Spektrum zu 100 % aus Waldarten bestehen.

Sogar die Gruppe der *Carabus*-Arten ist weder in ihren Taxa- noch in ihren Individuenzahlen hinsichtlich der beiden Totholz mengenklassen differenziert, auch nicht unter alleiniger Betrachtung der Waldspezialisten innerhalb dieser Gattung. Dasselbe gilt für die Arten der Gattung *Abax*: Ihre relativen Aktivitätsdominanz unterscheiden sich nicht im Vergleich zwischen Waldstandorten mit liegenden Totholzstämmen (mittlerer Individuenanteil von 28,3 %) und Waldstandorten ohne liegende Totholzstämmen (mittlerer Individuenanteil von 29,8 %).

Bestandsalter

Das Bestandsalter, ausgedrückt durch das mittlere Alter der Baumindividuen im Umkreis der Bodenfallen, zeigt keinen Einfluss auf die festgestellten Artenzahlen. Hinsichtlich der Individuenzahlen ergibt sich ein schwacher Trend einer höheren Aktivitätsdichte in jüngeren Beständen. So wurden in Wäldern mit durchschnittlich bis 100 Jahre alten

Baumindividuen im Mittel 322 Laufkäferindividuen gefangen, während in Beständen mit durchschnittlich über 100 Jahre alten Bäumen nur rund die Hälfte (163 Individuen) aktiv waren. Aufgrund der hohen Varianz ist dieser Unterschied jedoch knapp nicht signifikant (Mann-Whitney-U-Test, $p=0,053$). Nachdem sich zwischen den Laufkäferindividuen und dem durchschnittlichen Brusthöhendurchmesser der Bäume (ein Parameter, der eng mit dem Bestandsalter korreliert ist; Pearson-Korrelation, $p=0,007$) ein gegensätzlicher – wenn auch nicht signifikanter – Zusammenhang zeigt, kann hier von keiner konsistenten Beobachtung ausgegangen werden.

Einige Studien belegen eine Zunahme der Körpermasse der Laufkäfer mit Fortdauer der Sukzession bzw. mit zunehmendem Bestandsalter (z. B. JELASKA et al. 2011, SCHWERK & SZYSZKO 2007, SZYSZKO et al. 2000). SCHREINER (2011) konnte einen positiven Zusammenhang zwischen der Aktivitätsdominanz der *Carabus*-Arten und dem Bestandsalter feststellen. Hierzu lieferten die Daten aus dem Untersuchungsgebiet widersprüchliche Ergebnisse. Zwar zeigt sich ein positiver Trend für die Aktivitätsdominanzen der *Carabus*-Arten als auch für jene der Waldspezialisten innerhalb dieser Gattung großer Laufkäfer, doch waren die Unterschiede zwischen relativ jungen (bis 100 Jahre) und relativ alten (über 100 Jahre) Waldbeständen nicht signifikant, möglicherweise deshalb, da die Spannbreite der Wälder hinsichtlich ihres Alters zwar groß ist, wirklich junge Wälder im Setting aber weitestgehend fehlen. Die oben angedeutete Widersprüchlichkeit basiert auf einem weiteren Befund. So fällt die Aktivitätsdominanz der Waldspezialisten unter den *Carabus*-Arten in Beständen mit einem durchschnittlichen Brusthöhendurchmesser $BHD < 40$ deutlich höher aus als in Beständen mit $BHD \geq 40$ (Mann-Whitney-U-Test, $p=0,007$). Ob die im Umkreis der Fallenstandorte gemessenen Daten zum durchschnittlichen Baumalter und zum durchschnittlichen Brusthöhendurchmesser der Baumindividuen fundierte Rückschlüsse auf das jeweilige Bestandsalter zulassen, könnte ebenso noch hinterfragt werden.

Resümee hinsichtlich Biodiversität und naturschutzfachlicher Bedeutung

Die Laufkäferfauna zentraleuropäischer Wälder ist im Vergleich zu Lebensräumen des Offenlandes im Allgemeinen eher artenarm. Dies gilt insbesondere für trockene bis mäßig feuchte Standorte, während feuchte, (natürlichen) dynamischen Veränderungen unterworfenen oder durch Auflichtungen strukturierte Wälder (z. B. Auwälder, Mittelwälder) artenreichere Ausstattungen beherbergen können (z. B. DRAPELA et al. 2004, FALKE & ASSMANN 2001, ZULKA 1994). Auch wenn einzelne im Wienerwald beprobte Flächen mit über 20 Laufkäferarten relativ artenreich sind, sind stabilere, alte Waldstandorte weniger durch ihre Artenzahlen, als vielmehr durch das Dominieren großer, langlebiger, ausbreitungsschwacher und nicht selten kleinräumig verbreiteter Arten charakterisiert bzw. in Wert zu setzen.

Tatsächlich sind die untersuchten Wälder des Wienerwaldes durch einen hohen Anteil an (mittel)europäischen Laufkäferarten geprägt. Auch wenn die Bedeutung an kleinräumig verbreiteten Arten geringer ist als in südeuropäischen Wäldern (z. B. VIGNA TAGLIANTI & DE FELICI 1994), so resultiert daraus eine hohe Verantwortlichkeit Österreichs für den langfristigen Erhalt dieser Arten (vgl. auch MÜLLER-KROEHLING 2009, 2013a). Die hohe Naturnähe und die Großflächigkeit der Wälder des Wienerwaldes bilden hier eine günstige Voraussetzung. Ein besonderer Fokus ist auf die in Österreich (sub)endemischen und gefährdeten Taxa zu legen. Auf untergeordneter räumlicher Ebene kommt aber auch im restlichen Österreich weit verbreiteten und örtlich häufig auftretenden Arten, die jedoch im Wienerwald selten sind, Bedeutung zu.

Zwei der untersuchten Wälder heben sich aufgrund der Vorkommen naturschutzfachlich besonders relevanter Arten von allen anderen ab. Dazu zählt ein Buchenwald am Hirschenstein (Probefläche 3011), wo mit *Carabus auronitens intercostatus* und *Pterostichus selmanni hoffmanni* zwei (Sub)Endemiten Österreichs nachgewiesen wurden. Ein Schwarzföhrenwald am Hohen Lindkogel (Probefläche 11062) erlangt durch das Vorkommen von *Amara pulpani*, einer seltenen und gefährdeten Art, einen ebenfalls überregionalen Stellenwert. Dahinter platzieren sich weitere 11 Waldstandorte, die durch Bestände regional seltener Laufkäfer (*Carabus irregularis*, *Bembidion stephensii*, *Patrobus atrorufus*, *Pterostichus fasciatopunctatus*, *Abax carinatus*, *Harpalus marginellus*, *Licinus hoffmannseggii* und *Philorhizus notatus*) naturschutzfachliche Bedeutung erlangen.

Unter diesen naturschutzfachlich (besonders) bedeutenden Waldstandorten sind bis auf Eichenwälder alle untersuchten Waldtypen vertreten, nämlich fünf Buchenwälder, drei Eichen-Hainbuchen-, zwei Ahorn-Linden-, zwei Eschenwälder und ein Schwarzföhrenwald. Elf der 13 hinsichtlich ihrer Laufkäferfauna hervorgehobenen Standorte liegen in Kernzonen, darunter auch die beiden überregional bedeutenden. Dies ist in erster Linie als Bestätigung des Auswahl- und Abgrenzungsprozesses der Kernzonen innerhalb des Biosphärenparks zu interpretieren. Dass zudem nahezu alle Waldtypen naturschutzfachlich bedeutende Laufkäferbestände beherbergen (können), unterstützt die Strategie eines auf breiter Ebene angelegten Schutz- und Entwicklungsprogramms im Wienerwald. Mit Spannung bleibt abzuwarten, welche Auswirkungen die langfristige Außernutzungstellung auf die Zusammensetzung der Laufkäferfauna haben wird.

Danksagung

Großer Dank gilt Irene Drozdowski, stellvertretend für die Mitarbeiter der Biosphärenpark Wienerwald GmbH, für die Planung, Beauftragung und logistische Unterstützung der Studie. Für die Zurverfügungstellung des Tiermaterials danke ich den

Kollegen Norbert Milasowszky und Martin Hepner ganz herzlich. Norbert Milasowszky stand auch beratend bei der statistischen Analyse zur Seite. Thomas Frieß übernahm dankenswerterweise die kritische Durchsicht des Manuskripts. Träger des Projektes war die Biosphärenpark Wienerwald Management GmbH. Das Projekt wurde finanziert aus Eigenmitteln der Biosphärenpark Wienerwald Management GmbH sowie mit Unterstützung von Bund, Ländern Niederösterreich & Wien und der Europäischen Union aus Mitteln des Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums 2007-2013 (ELER). Finanzielle Unterstützung erfolgte außerdem von Seiten der Niederösterreichischen Landesregierung – Abteilung Raumordnung und Regionalpolitik (RU2), der Magistratsabteilung 49 – Forstamt und Landwirtschaftsbetrieb der Stadt Wien (MA49) sowie der Österreichischen Bundesforste AG.

Literatur

- BRANDMAYR, P., COLOMBETTA, G., POLLI, S. (1983): Waldcarabiden des Triester Karstes als Indikatoren des makroklimatischen Überganges vom kontinentalen Europa zur Mediterraneis (Coleoptera, Carabidae). – Zoologisches Jahrbuch für Systematik 110: 201-220
- DRAPELA, T. (2004): Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) als Indikatoren für die Naturnähe der Auwälder Beugenu (Donau, Niederösterreich) und Müllerboden (Leitha, Burgenland). – Diplomarbeit Universität Wien, 60 pp. + Anhang.
- DRAPELA, T., WAITZBAUER, W., JUST, G., SCHMIEDL, C. (2004): Laufkäfer als Indikatoren für die Naturnähe von Naturwaldreservaten. – Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft 70: 27-31
- DROZDOWSKI, I., STAUDINGER, M., BRENNER, H., MRKVICKA, A. (2014): Beweissicherung und Biodiversitätsmonitoring in den Kernzonen des Biosphärenparks Wienerwald - Einführung und Methodik – Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Niederösterreichischen Landesmuseum 25: 89-136
- FALKE, B. & ASSMANN, T. (2001): Laufkäferuntersuchungen in nordwestdeutschen Hudewäldern und Hudelandschaften. – Angewandte Carabidologie, Supplement II: 51-54
- FRANZ, H. (1950): Prä- und interglaziale Relikte in der Bodenfauna der Nordostalpen. – VIIIth International Congress of Entomology, 382-400
- FRANZ, H. (1970): Die Nordost-Alpen im Spiegel ihrer Landtierwelt. Eine Gebietsmonographie. Band III, Coleoptera I. Teil. – Wagner: Innsbruck, 501 pp.
- GAC (2009): Lebensraumpräferenzen der Laufkäfer Deutschlands - Wissensbasierter Katalog. – Angewandte Carabidologie, Supplement V: 1-45
- GUNNARSSON, B., NITTÉRUS, K., WIRDENÄS, P. (2004): Effects of logging residue removal on ground-active beetles in temperate forests. – Forest Ecology and Management 210: 229-239
- HEBERDEY, R. & MEIXNER, J. (1933): Die Adephegen der östlichen Hälfte der Ostalpen. – Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Wien 83: 1-164
- HEPNER, M. & MILASOWSKY, N. (2014): Die Spinnenfauna (Arachnida: Araneae) in den Wäldern der Kernzonen sowie in Wirtschaftswäldern im Biosphärenpark Wienerwald (Niederösterreich und Wien). – Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Niederösterreichischen Landesmuseum 25: 311-330
- HOLZINGER, W.E., FRIESS, T., HOLZER, E., MEHLMAUER, P. (2014): Xylobionte Käfer (Insecta: Coleoptera part.) in Wäldern des Biosphärenparks Wienerwald (Österreich: Niederösterreich, Wien) – Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Niederösterreichischen Landesmuseum 25: 331-362

- HOMBURG, K., HOMBURG, N., SCHÄFER, F., SCHULDT, A., ASSMANN, T. (2013): Carabids.org - A dynamic online database of ground beetle species traits (Coleoptera, Carabidae). – Insect Conservation and Diversity. DOI: 10.1111/icad.12045
- HÚRKA, K. (1988): A revision of the East-Mediterranean species of *Aptinus* and notes on the *Brachinus plagiatus* group (Col., Carabidae, Brachininae). – Acta Entomologica Bohemoslovaca 85: 287-306
- HÚRKA, K. (1996): Carabidae of the Czech and Slovak Republics. – Kabourek: Zlin, 565 pp.
- IRMLER, U. (2007): Die Laufkäfer kleiner Wälder in Schleswig-Holstein. – Angewandte Carabidologie 8: 1-8
- JANTSCHER, E. & PAILL, W. (1998): Die epigäische Spinnen- und Laufkäferfauna eines mittelsteirischen Rotbuchen-Waldes. – Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereines für Steiermark 128: 209-220
- JELASKA, L. S., DUMBOVIĆ, V., KUČINIĆ, M. (2011): Carabid beetle diversity and mean individual biomass in beech forests of various ages. – ZooKeys 100: 393-405
- KOIVULA, M., KUKKONEN, J., NIEMELÄ, J. (2002): Boreal carabid-beetle (Coleoptera, Carabidae) assemblages along the clear-cut originated succession gradient. – Biodiversity and Conservation 11: 1269-1288
- KOIVULA, M. & NIEMELÄ, J. (2003): Gap felling as a forest harvesting method in boreal forests: responses of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). – Ecography 26: 179-187
- LEGORSKY, F.J. (2007): Zur Käferfauna von Wien. – Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Niederösterreichischen Landesmuseum 18: 47-261
- LÖSER, S. (1972): Art und Ursachen der Verbreitung einiger Carabidenarten (Coleoptera) im Grenzraum Ebene - Mittelgebirge. – Zoologisches Jahrbuch Abteilung Systematik 99: 213-262
- LUKA, H., MARGGI, W., HUBER, C., GONSETH, Y., NAGEL, P. (2009): Coleoptera, Carabidae. Ecology - Atlas. – Centre suisse de cartographie de la faune (CSCF), Schweizerische Entomologische Gesellschaft, Fauna Helvetica 24: 1-677
- MAGURA, T., TÓTHMÉRÉSZ, B., ELEK, Z. (2004): Effects of leaf-litter addition on carabid beetles in a non-native Norway spruce plantation. – Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae 50: 9-23
- MANDL, K. & SCHÖNMANN, R. (1978): Teil XV b: Coleoptera Carabidae II. Catalogus Faunae Austriae. – Österreichische Akademie der Wissenschaften: Wien, 58 pp.
- MANDL, K. (1956): Die Käferfauna Österreichs III. Die Carabiden Österreichs, Tribus Carabini, Genus *Carabus* Linné. – Koleopterologische Rundschau 34: 4-41, 50-104
- MÜLLER-KROEHLING, S. (2007): Laufkäfer unterschiedlich bewirtschafteter fränkischer Eichen-Wälder, unter besonderer Berücksichtigung der Bedeutung von Mittelwäldern für die Biodiversität. – Angewandte Carabidologie 8: 51-68
- MÜLLER-KROEHLING, S. (2009): Endemische Laubwald-Laufkäfer in bayerischen Buchen- und Schluchtwäldern. – LWF Wissen 61: 57-61
- MÜLLER-KROEHLING, S. (2013a): Prioritäten für den Wald-Naturschutz - Die Schutzverantwortung Bayerns für die Artenvielfalt in Wäldern, am Beispiel der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae). – Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz 13: 57-72
- MÜLLER-KROEHLING, S. (2013b): Zum Vorkommen der bisher meist verkannten *Amara pulpani* Kult 1949 und *Amara makolskii* Roubal 1923 in Wäldern Bayerns. – Zeitschrift für Angewandte Carabidologie 10: 35-40
- MÜLLER-KROEHLING, S. & ZEHETMAIR, T. (2014): Laufkäfer in den Kronen europäischer Buchen-Wälder. – Angewandte Carabidologie 10: 101-107
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (2001): Laufkäfer in Wäldern. – Angewandte Carabidologie, Laufkäfer im Wald, Supplement II: 9-20
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (2006): Band 2, Adephega 1: Carabidae (Laufkäfer). – In: H. Freude, K.W. Harde, G.A. Lohse, B. Klausnitzer (Hrsg.), Die Käfer Mitteleuropas, Spektrum: Heidelberg, Berlin, 521 pp.

- NIEMELÄ J., KOIVULA, M., KOTZE, D.J. (2007): The effects of forestry on carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in boreal forests. – *Journal of Insect Conservation* 11: 5-18
- NITTÉRUS, K. & GUNNARSSON, B. (2006): Effect of microhabitat complexity on the local distribution of arthropods in clearcuts. – *Environmental Entomology* 35: 1324-1333
- NITZLADER, M. (1993): Zur Laufkäferfauna (Coleoptera, Carabidae) eines biologisch bewirtschafteten Winterroggenfeldes in der Oberen Lobau/Wien unter besonderer Berücksichtigung des Migrationsverhaltens. – Diplomarbeit Universität Wien, 121 pp.
- PAILL, W. (1997): Zönotik und Bionomie der Laufkäfer einer Streuobstwiese im südöstlichen Alpenvorland (Coleoptera: Cicindelidae & Carabidae). – *Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereines für Steiermark* 127: 163-174
- PAILL, W. (2003): *Amara pulpani* Kult, 1949 - eine valide Art in den Ostalpen (Coleoptera: Carabidae). – *Revue Suisse de Zoologie* 110: 437-452
- PAILL, W. & HOLZER, E. (2003): Interessante Laufkäferfunde aus der Steiermark II (Coleoptera, Carabidae). – *Joannea Zoologie* 5: 83-90
- PAILL, W. & KAHLER, M. (2009): Coleoptera (Käfer). – In: W. Rabitsch, F. Essl (Hrsg.), *Endemiten - Kostbarkeiten in Österreichs Pflanzen- und Tierwelt*, 627-783, Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten und Umweltbundesamt GmbH: Klagenfurt und Wien
- PAILL, W., TRAUTNER, J., GEIGENMÜLLER, L. (2012): Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) aus einer Lawinerinne am Tamischbachturm im österreichischen Nationalpark Gesäuse. – *Abhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich* 38: 137-145
- PENTERMANN, E. (1987): Über die Aktivitätsdichte der Carabidenpopulationen verschiedener Habitate in Wäldern südöstlich von Villach (Kärnten). – *Carinthia II, Sonderheft* 46: 113-123
- PENTERMANN, E. (1989): Über die Carabidenpopulation und deren Aktivitätsdichte in Auwaldrestbeständen südöstlich von Villach (Kärnten). – *Carinthia II* 179/99: 477-489
- PITTIONI, E. (1943): Die Käfer von Niederdonau: Die Curti-Sammlung im Museum des Reichsgaues Niederdonau, I. Einführung: Carabidae - Scydmaenidae. – *Niederdonau Natur und Kultur* 23: 1-66
- PSCHORN-WALCHER, H. (1952): Vergleich der Bodenfauna in Mischwäldern und Fichtenmonokulturen der Nordostalpen. – *Mitteilungen der forstlichen Bundesversuchsanstalt Mariabrunn* 48: 44-111
- SCHABERREITER, I. (1999): Bestandsaufnahme ausgewählter epigäischer Arthropodengruppen im einem Föhrenwald auf dem Eichkogel (Mödling, Niederösterreich). 2. Carabidae, Staphylinidae, Heteroptera. – *Verhandlungen der zoologisch-botanischen Gesellschaft in Österreich* 136: 109-126
- SCHINER, R. (1852): „Aufsamlungsbericht“. – *Verhandlungen des zoologisch-botanischen Vereins in Wien* 1: 46-50
- SCHMIEDL, C. (2006): Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) als Indikatoren der Naturnähe des Naturwaldreservates Johanner Kogel im Lainzer Tiergarten (Wien). – Diplomarbeit Universität Wien, 61 pp.
- SCHMÖLZER, K. (1988): Beitrag zur Kenntnis der Käferfauna des Eichkogels (NÖ). – *Sitzungsberichte der österreichischen Akademie der Wissenschaften in Wien, mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse* 197: 223-286
- SCHREINER, A. (2011): Large carabids (Coleoptera: Carabidae) prevail in ageing forests: Mean Individual Biomass and *Carabus* dominance as indicators of succession in North Rhine-Westphalian beech forests. – *Angewandte Carabidologie* 9: 51-55
- SCHREMMER, F. (1960): VIII. Wienerwaldexkursion der Sektion für Bienenkunde. – *Exkursionsführer zum XIth International Congress of Entomology*, 58-63, Stehlicek & Pühringer: Wien
- SCHWEIGER, H. (1953): Versuch einer zoogeographischen Gliederung der rezenten Fauna des Wiener Stadtgebietes. – *Österreichische Zoologische Zeitschrift* 4: 556-586

- SCHWERK, A. & SZYSZKO, J. (2007): Increase of Mean Individual Biomass (MIB) of Carabidae (Coleoptera) in relation to succession in forest habitats. – *Wiadomości Entomologiczne* 26: 195-206
- SINREICH, A. (1967): Faunistische Untersuchungen (Arthropoden und Mollusken) an einem Edelkastanienstandort am südöstlichen Rand der Thermalalpen. – *Mitteilungen der forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien* 76: 33-87
- STRAKA, U. (1989): Faunistisch-ökologische Studien von Carabus-Arten im Wiener Raum. – *Verhandlungen der zoologisch-botanischen Gesellschaft in Österreich* 126: 1-40
- STRODL, M.A. (2010): Die Charakterisierung von Naturwaldzellen im Biosphärenpark Wienerwald anhand ihrer Laufkäferzönosen (Coleoptera, Carabidae). – *Entomologica Austriaca* 17: 23-35
- SZYSZKO, J., VERMEULEN, H. J. W., KLIMASZEWSKI, K., ABS, M., SCHWERK, A. (2000): Mean Individual Biomass (MIB) of ground beetles (Carabidae) as an indicator of the state of the environment. – In: P. Brandmayr et al. (Eds.), *Natural history and applied ecology of carabid beetles. Proceedings of the IX European Carabidologists' Meeting, Cosenca, Italy, July 1998*, 289-294, Pensoft Publishers: Sofia
- THIELE, H.-U. (1977): Carabid beetles in their environments. A study on habitat selection by adaptations in physiology and behaviour. – Springer: Berlin, Heidelberg, 369 pp.
- ULYSHEN, M.D. & HANULA, J.L. (2009): Responses of arthropods to large-scale manipulations of dead wood in loblolly pine stands of the southeastern United States. – *Environmental Entomology* 38: 1005-1012
- VIGNA TAGLIANTI, A. (2005): Checklist e Corotipi delle specie di Carabidi della fauna Italiana. – In: P. Brandmayr, T. Zetto, R. Pizzolotto (Eds.), *I Coleotteri Carabidi per la valutazione ambientale e la conservazione della biodiversità*, 186-225, APAT: Roma
- VIGNA TAGLIANTI, A. & DE FELICI, S. (1994): Ground beetle communities in Central Apennines beech woods. – In: K. Desender et al. (Eds.), *Carabid beetles: Ecology and Evolution*, 71-78, Series *Entomologica* 51, Kluwer, Dordrecht
- WAITZBAUER, W., VIDIC, A., PRUNNER, W. (2010): Bestandesaufnahme der Laufkäferfauna in den Waldgesellschaften des Nationalparks Thayatal (Niederösterreich). – *Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Niederösterreichischen Landesmuseum* 21: 303-324
- WRASE, D.W. & PAILL, W. (1998): Charakterisierung und Unterscheidung von *Harpalus rubripes* (Duftschmid, 1812) und *H. marginellus* Dejean, 1829. – *Angewandte Carabidologie* 1: 95-98
- ZOLDA, P. (1997): Vergleichende ökologische Untersuchungen der Arthropodenfauna im Rahmen von Pflegemaßnahmen im Naturschutzgebiet Eichkogel bei Mödling/NÖ. – *Diplomarbeit Universität Wien*, 86 pp.
- ZULKA, K.P. (1994): Carabids in a Central European floodplain: species distribution and survival during inundations. – In: K. Desender et al. (Eds.), *Carabid beetles: Ecology and Evolution*, 399-405, Series *Entomologica* 51, Kluwer, Dordrecht
- ZULKA, K.P., PAILL, W., TRAUTNER, J. (in prep.): Rote Liste der Laufkäfer (Carabidae) Österreichs (Insecta: Coleoptera). – In: K.P. Zulka (Hrsg.), *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs, Grüne Reihe* 14 (4), Böhlau, Wien.

Anschrift des Verfassers:

Wolfgang Paill (wolfgang.paill@museum-joanneum.at), Abteilung Biowissenschaften, Universalmuseum Joanneum, Weinzöttlstraße 16, A-8045 Graz

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Wissenschaftliche Mitteilungen Niederösterreichisches Landesmuseum](#)

Jahr/Year: 2014

Band/Volume: [25](#)

Autor(en)/Author(s): Paill Wolfgang

Artikel/Article: [Laufkäfer in den Wäldern des Biosphärenparks Wienerwald: Basisuntersuchung für ein Biodiversitätsmonitoring \(Coleoptera: Carabidae\) 363-397](#)