

Wiss. Mitt. Niederösterr. Landesmuseum	25	311-330	St. Pölten 2014
--	----	---------	-----------------

Die Spinnenfauna (Arachnida: Araneae) in den Wäldern der Kernzonen sowie in Wirtschaftswäldern im Biosphärenpark Wienerwald (Niederösterreich und Wien)

Martin Hepner, Norbert Milasowszky

Zusammenfassung

Im Biosphärenpark Wienerwald wird seit 2012 ein Biodiversitätsmonitoring durchgeführt, dessen Ziele zum einen die Erfassung und Inventarisierung des Artenreichtums ausgewählter Organismengruppen (z. B. Araneae, Webspinnen) und zum anderen der Vergleich der Biodiversität zwischen Wäldern in den Kernzonen und Wirtschaftswäldern sind. Im Rahmen dieses Projekts wurden in sechs Waldtypen – Ahorn-Lindenwälder (3), Buchenwälder (22), Eichenwälder (6), Eichen-Hainbuchenwälder (7), Eschenwälder (3), Schwarzföhrenwälder (4) – auf 45 Monitoringprobeflächen (30 in Kernzonen, 15 in Wirtschaftswäldern) im Zeitraum von 10. April bis 9. November 2012 171 Spinnenarten mit 7.622 adulten Individuen aus 26 Familien mittels Barberfallen gefangen. Lediglich zehn der 171 Spinnenarten kommen in mehr als der Hälfte der 45 Probeflächen vor. Die stetigsten Arten waren die Trichternetzspinne *Histoipona torpida*, die in 44, und die Wolfspinne *Pardosa alacris*, die in 43 der 45 Probeflächen vorkam. Es zeigten sich keine signifikanten Unterschiede zwischen Kernzonenwäldern und Wirtschaftswäldern hinsichtlich der Artengemeinschaften der Spinnen. Zwischen den einzelnen Waldtypen konnten jedoch signifikante Unterschiede im Artenreichtum, im Anteil aller Waldspinnen, im Anteil der Waldspezialisten, im Anteil der Waldsteppe- und Waldrandarten sowie in den Indikatorenwerten für Beschattung und Feuchtigkeit bzw. Trockenheit festgestellt werden, aber keine signifikanten Unterschiede im Individuenreichtum und im Anteil der Waldgeneralisten.

Abstract

The spider fauna (Arachnida: Araneae) in core area forests and managed forests in the Biosphere Reserve Wienerwald (Lower Austria and Vienna)

The Biosphere Reserve Wienerwald management conducted a biodiversity monitoring programme which aimed (1) to survey and make an inventory of the species richness for selected groups of organisms (e. g. spiders) and (2) to compare the biodiversity between core area forests and managed forests. In the 45 monitoring study plots (30 in core areas, 15 in managed forests) a total of 7.622 adult individuals belonging to 26 families and 171 spider species were collected from April 10th to November 9th

2012 by means of pitfall traps. Only 10 of the 171 species of spiders occurred in more than half of the study sites. The most frequent species was *Histopona torpida* which occurred at 44 study sites. The second most frequent spider was *Pardosa alacris* which occurred in 43 study sites. Moreover, only these two spiders were found in all of the 15 managed forests. Six forest types (and 11 forest associations) were distinguished in the 45 study plots. The types of forests and their numbers are: 3 maple-lime forests (*Aceri-Tilietum platyphylli*), 22 beech forests (*Cyclamini-Fagetum*, *Galio odorati-Fagetum*, *Melampyro-Fagetum*, *Mercuriali-Fagetum*), 6 oak forests (*Euphorbio angulatae-Quercetum*, *Geranio sanguinei-Quercetum pubescentis*, *Luzulo-Quercetum petraeae*), 7 oak-hornbeam forests (*Galio sylvatici-Carpinetum*), 3 ash forests (*Scillo-Fraxinetum*) and 4 Austrian pine forests (*Seslerio-Pinetum nigrae*). Spider diversity (spider species richness) and variation of spider assemblages did not differ significantly between core area forests and managed forests with regard to biodiversity parameters and spider assemblages. However, we found significant differences between the forest types with regard to species richness, proportion of forest specialists, proportion of forest steppe/edge species, shading indicator values and dryness/moisture indicator values. No differences were found in number of individuals and proportion of forest generalists.

Key words: faunistics, forest specialists, forest generalists, forest steppe and forest edge species, indicators, Austria

Einleitung

Der im Jahre 2005 durch die UNESCO (Organisation der Vereinten Nationen für Erziehung, Wissenschaft und Kultur) anerkannte Biosphärenpark Wienerwald liegt in den Bundesländern Niederösterreich und Wien (BPWW 2014). Mit einer Größe von 105.645 ha ist er der zweitgrößte der bislang in Österreich anerkannten Biosphärenparks (UMWELTBUNDESAMT 2014). Der Wienerwald ist das größte zusammenhängende Laubwaldgebiet Mitteleuropas, folglich stellen die Wälder, und insbesondere jene der Kernzonen, bedeutende Schutzgüter dar, die auch wissenschaftlich im Rahmen eines Basismonitorings untersucht werden (BPWW 2014). Im Zuge einer ersten Erhebung der Biodiversität von ausgewählten Organismengruppen sollten auch die Folgen der Außernutzungstellung dieser Wälder im Jahr 2005 für die Biodiversität geprüft werden. Um die Auswirkungen der Außernutzungstellung im Rahmen eines Monitoringprogramms kontrollieren zu können, ist es notwendig, nicht nur die Artengemeinschaften in den außer Nutzung gestellten Kernzonen zu untersuchen, sondern auch Flächen in Wirtschaftswäldern zum Vergleich in die Untersuchung mit einzubeziehen.

Anhand der Spinnenarten, insbesondere der typischen Waldbewohner, kann man testen, ob die Außernutzungstellung im Laufe der Jahre zu einer Verbesserung des Naturschutzstatus der typischen Lebensgemeinschaften in den Kernzonen geführt hat. Insgesamt werden im Rahmen des Moduls „Spinnen“ 45 Dauermonitoringflächen untersucht, von denen 30 in Kernzonen und 15 in Wirtschaftswäldern liegen. In der vorliegenden Studie werden die arachnologischen Daten des Biodiversitätsmonitorings in den 45 Monitoringprobestellen präsentiert.

Material und Methode

Insgesamt wurden 45 Probestellen ausgewählt, 30 in den Kernzonen (27 in Niederösterreich, 3 in Wien) und 15 in Wirtschaftswäldern (13 in Niederösterreich, 2 in Wien) (Abb. 1). Alle 45 Probestellen wurden mittels GPS verortet. Neben den geographischen Koordinaten wurde auch die Seehöhe bestimmt (Tab. 1).

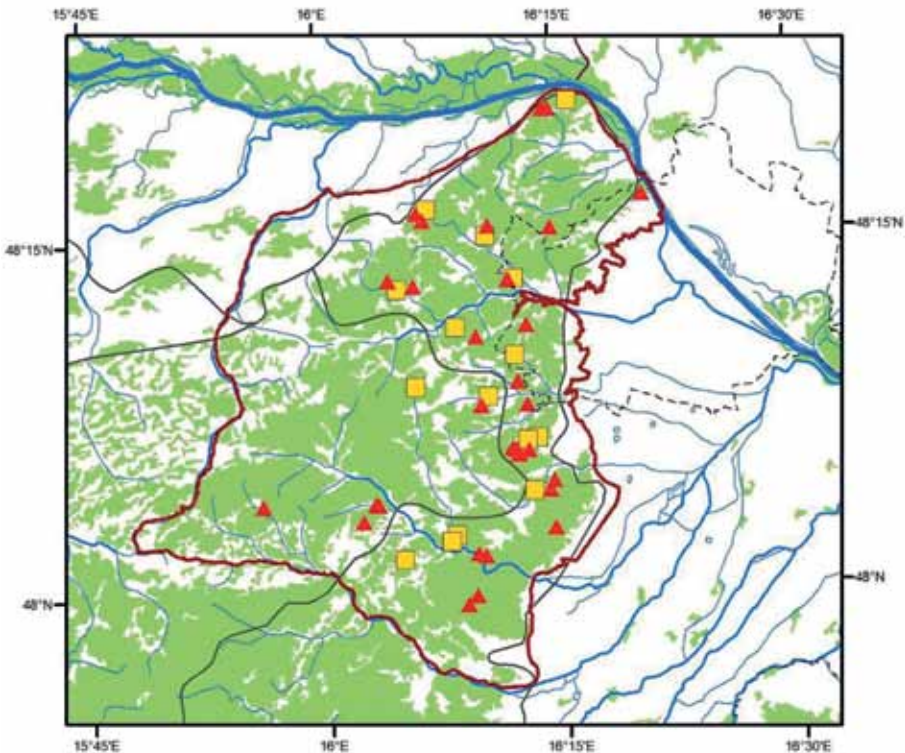


Abb. 1: Lage der 45 Probestellen. Rote Dreiecke = Kernzonen, Orange Quadrate = Wirtschaftswälder. Rote Linie: Grenze des BPWW. Graue Linie: Grenze der Forstlichen Wuchsgebiete. Gestrichelte graue Linie: Wien, Blau: Flüsse, Grün: Wald.

Tab. 1: Liste der 30 Probeflächen in Kernzonen (K) und 15 in Wirtschaftswäldern (W). Prflnr = Probeflächennummer, mit Angaben zu Seehöhe in m über Adria, Waldgesellschaften und Waldtypen.

K/W	Prflnr	müA	Waldgesellschaft	Waldtyp
K01	47	Wien	321 Galio sylvatici-Carpinetum primuletosum	Eichen-Hainbuchenwald
K02	216	NÖ	335 Mercuriali-Fagetum allietosum	Buchenwald
K03	334	Wien	396 Galio odorati-Fagetum impatientetosum	Buchenwald
K04	816	Wien	352 Euphorbio angulatae-Quercetum laseretosum	Eichenwald
K05	1015	NÖ	368 Aceri-Tilietum platyphylli aconitetosum	Ahorn-Lindenwald
K06	1018	NÖ	361 Scillo-Fraxinetum galanthesum	Eschenwald
K07	3011	NÖ	636 Mercuriali-Fagetum allietosum	Buchenwald
K08	5027	NÖ	628 Cyclamini-Fagetum	Buchenwald
K09	6010	NÖ	413 Cyclamini-Fagetum	Buchenwald
K10	6019	NÖ	460 Galio sylvatici-Carpinetum primuletosum	Eichen-Hainbuchenwald
K11	11038	NÖ	648 Seslerio-Pinetum nigrae typicum	Schwarzföhrenwald
K12	11062	NÖ	571 Seslerio-Pinetum nigrae typicum	Schwarzföhrenwald
K13	20080	NÖ	341 Scillo-Fraxinetum galanthesum	Eschenwald
K14	21028	NÖ	399 Galio odorati-Fagetum typicum	Buchenwald
K15	22024	NÖ	330 Aceri-Tilietum platyphylli aconitetosum	Ahorn-Lindenwald
K16	22029	NÖ	387 Geranio sanguinei-Quercetum pubescentis	Eichenwald
K17	25041	NÖ	380 Galio sylvatici-Carpinetum circaeetosum	Eichen-Hainbuchenwald
K18	26063	NÖ	420 Galio odorati-Fagetum impatientetosum	Buchenwald
K19	26083	NÖ	428 Galio odorati-Fagetum typicum	Buchenwald
K20	29021	NÖ	570 Aceri-Tilietum aconitetosum vulpariae	Ahorn-Lindenwald
K21	32008	NÖ	357 Galio sylvatici-Carpinetum circaeetosum	Eichen-Hainbuchenwald
K22	32035	NÖ	401 Galio odorati-Fagetum impatientetosum	Buchenwald
K23	33028	NÖ	413 Seslerio-Pinetum nigrae quercetosum pubescentis	Schwarzföhrenwald
K24	33045	NÖ	368 Cyclamini-Fagetum	Buchenwald
K25	34017	NÖ	452 Cyclamini-Fagetum	Buchenwald
K26	35017	NÖ	522 Scillo-Fraxinetum typicum	Eschenwald
K27	35028	NÖ	525 Geranio sanguinei-Quercetum pubescentis	Eichenwald
K28	35044	NÖ	430 Euphorbio angulatae-Quercetum typicum	Eichenwald
K29	41025	NÖ	439 Galio odorati-Fagetum typicum	Buchenwald
K30	46025	NÖ	404 Galio sylvatici-Carpinetum typicum	Eichen-Hainbuchenwald
W01	138	NÖ	310 Luzulo-Quercetum petraeae genistetosum tinctoriae	Eichenwald
W02	5909	NÖ	358 Galio sylvatici-Carpinetum luzuletosum	Eichen-Hainbuchenwald
W03	9390	NÖ	415 Galio odorati-Fagetum impatientetosum	Buchenwald
W04	14600	Wien	401 Galio odorati-Fagetum impatientetosum	Buchenwald
W05	15514	NÖ	448 Galio odorati-Fagetum typicum	Buchenwald
W06	20398	NÖ	343 Galio sylvatici-Carpinetum typicum	Eichen-Hainbuchenwald
W07	24380	Wien	365 Melampyro-Fagetum	Buchenwald
W08	27837	NÖ	428 Galio odorati-Fagetum typicum	Buchenwald
W09	29259	NÖ	306 Galio odorati-Fagetum typicum	Buchenwald
W10	35302	NÖ	476 Cyclamini-Fagetum	Buchenwald
W11	35635	NÖ	526 Geranio sanguinei-Quercetum pubescentis	Eichenwald
W12	43728	NÖ	397 Seslerio-Pinetum nigrae quercetosum pubescentis	Schwarzföhrenwald
W13	51574	NÖ	322 Cyclamini-Fagetum	Buchenwald
W14	52538	NÖ	379 Cyclamini-Fagetum	Buchenwald
W15	54774	NÖ	620 Cyclamini-Fagetum	Buchenwald

In den 45 Probeflächen wurden sechs Waldtypen (elf Waldgesellschaften) unterschieden (Tab. 1): 3 Ahorn-Lindenwälder (*Aceri-Tilietum platyphylli*), 22 Buchenwälder (*Cyclamini-Fagetum*, *Galio odorati-Fagetum*, *Melampyro-Fagetum*, *Mercuriali-Fagetum*), 6 Eichenwälder (*Euphorbio angulatae-Quercetum*, *Geranio sanguinei-Quercetum pubescentis*, *Luzulo-Quercetum petraeae*), 7 Eichen-Hainbuchenwälder (*Galio sylvatici-Carpinetum*), 3 Eschenwälder (*Scillo-Fraxinetum*) und 4 Schwarzföhrenwälder (*Seslerio-Pinetum nigrae*). Die Nomenklatur der Waldgesellschaften folgt WILLNER & GRABHERR (2007).

Die Beprobung jeder Probefläche erfolgte mittels dreier Bodenfallen gemäß BARBER (1931). Als Fanggefäße dienten weiße Plastik-Joghurtbecher mit einem Öffnungsdurchmesser von 65 mm und einer Tiefe von 100 mm. Diese wurden in zuvor fix eingegrabene, weiße 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. Jedes der insgesamt 135 Fanggefäße wurde zur Abtötung und Fixierung des Tiermaterials zu einem Drittel mit Monoäthylenglykol gefüllt, und mit einem auf Bambusstäbchen befestigten, 12 x 12 cm großen, transparenten Plexiglasdach vor Regen geschützt. Grundsätzlich haben Dächer keinen Einfluss auf die Fangeffizienz von Barberfallen (PHILLIPS & COBB 2005, BUCHHOLZ & HANNIG 2009). Zum Schutz vor Wildtieren wurde jede Falle mit einem Zaun gesichert. Auf 120 der 135 Fallenpunkte wurde ein Geflügel-Weidezaun (Polyethylen, PE, 40 cm hoch) mittels dreier Gewindestangen (M5 Edelstahl A2, Durchmesser 5 mm, Länge 1 m) errichtet, auf den restlichen 15 Fallenpunkten wurde ein stärkerer Maschendrahtzaun (50 cm hoch) mittels dreier Gewindestangen (M10 Edelstahl A2, Durchmesser 10 mm, Länge 1 m) aufgestellt. Die Errichtung dieser stärkeren Zäune war an einigen Stellen mit hoher Wildschweinaktivität notwendig (insbesondere in den Probeflächen des Lainzer Tiergartens), da die Geflügelzäune – wie sich in einer Projekt-Vorphase zeigte – diesen Tieren nicht Stand halten.

Innerhalb des Stichprobenpunktes wurden die einzelnen Barberfallen an drei ausgewählten Punkten der 20 x 20 m großen Erhebungsfläche fix positioniert (siehe DROZDOWSKI et al. 2014). Die Ausrichtung der Barberfallen folgte einer genauen Vorgabe: jeweils eine Barberfalle an der Südwest- und der Südostecke des nach Norden ausgerichteten Erhebungsquadrates und die dritte Barberfalle in der Mitte zwischen der Nordwest- und Nordostecke.

Die Fallen wurden eine gesamte Vegetationsperiode lang von 10. April bis 9. November 2012 exponiert und alle drei Wochen, d. h. im Laufe von 10 Fangperioden, geleert. Der Fangzeitraum über die gesamte Vegetationsperiode garantiert, dass alle in den Untersuchungsflächen vorkommenden epigäischen Spinnenarten zu irgendeinem Zeitpunkt im Jahr gefangen werden können (RIECKEN 1999).

Das Fallenmaterial wurde nach Tiergruppen (Spinnen, Laufkäfer, Weberknechte, Pseudoskorpione, Schnecken und Rest) getrennt, in 70%igem Alkohol aufbewahrt. Die adulten Spinnen wurden unter Verwendung des europäischen Bestimmungsschlüssels von HEIMER & NENTWIG (1991) sowie NENTWIG et al. (2013) auf Artniveau determiniert. Die Nomenklatur der Spinnen folgt PLATNICK (2014). Das gesamte im Projekt bearbeitete Spinnenmaterial wurde in der Sammlung Arachnoidea des Naturhistorischen Museums Wien (NHMW) unter der Acquisitionsnummer 2014.IX deponiert.

Habitataffinität

In der naturschutzfachlichen Praxis sind zwei wesentliche Aspekte zu trennen, zum einen der Artenreichtum per se und zum anderen die Anzahl der sogenannten „habitat dependent species“ (siehe DUELLI & OBRIST 2003, MAGURA et al. 2001). Der Anteil von typischen Waldarten im Artenspektrum ist somit der entscheidende Parameter in der Bewertung von Wald-Lebensräumen. Aus diesem Grund wurde vor den Auswertungen jede einzelne Spinnenart unter Verwendung relevanter Information aus der Literatur (z. B. BUCHAR & RŮŽIČKA 2002, ENTLING et al. 2007, GRIMM 1985, HÄNGGI et al. 1995, KREUELS & PLATEN 1999, MATVEINEN-HUJU 2004) sowie aus eigenen Datenbanken hinsichtlich ihrer Habitataffinität oder Habitatpräferenz kategorisiert. Folgende vier Kategorien wurden unterschieden (vgl. MILASOWSZKY et al. 2010): (i) Waldspezialisten, (ii) Waldgeneralisten, (iii) Waldsteppe- und Waldrandarten sowie (iv) Nicht-Waldarten. Für die ökologische Charakterisierung der Probestellen wurden zudem Daten zu den Spinnenindikatoren für Beschattung und Trockenheit/Feuchtigkeit herangezogen (ENTLING et al. 2007).

Statistik

Da die Fangergebnisse von Barberfallen grundsätzlich die spezifische Aktivität der einzelnen Spinnenarten widerspiegeln und nicht deren tatsächliche Populationsdichten, wird in der Literatur empfohlen (z. B. BONTE et al. 2002, 2003), für die statistischen Auswertungen unbedingt Präsenz-Absenz-Daten zu verwenden. Für die statistischen Analysen und die MDS wurde die Software SPSS Version 15.0 für Windows verwendet (SPSS 2006). Zur Berechnung der Arten-Akkumulationskurve wurde das Programm EstimateS von COLWELL (2005) herangezogen.

Ergebnisse

Faunistik

In den 45 Probestellen (30 in Kernzonen, 15 in Wirtschaftswäldern) wurden im Untersuchungszeitraum (10. April bis 9. November 2012) 171 Spinnenarten mit 7.622 adulten Individuen aus 26 Familien gefangen (Tab.2, 3). Lediglich zehn der 171 Spinnenarten

Die Spinnenfauna in Wäldern des Biosphärenparks Wienerwald 317

kommen in mehr als der Hälfte der 45 Untersuchungsflächen vor. Die stetigsten Arten sind *Histopona torpida* mit 44 Präsenzen und *Pardosa alacris* mit 43 Präsenzen. Diese beiden Arten konnten zudem in allen 15 Wirtschaftswäldern nachgewiesen werden. In 40 Untersuchungsflächen (davon in 28 der 30 Kernzonen) kam *Inermocoelotes inermis* vor. Bei den zehn stetigsten Arten handelt es sich durchwegs um charakteristische Waldbewohner.

Insgesamt stellen die Linyphiiden mit 58 Arten (ca. 34%) den Großteil des gefundenen Artenspektrums, jedoch nur 9% der Individuen (Tab. 2). Die individuenreichste Familie sind die Lycosiden mit 48% aller gefangenen Spinnen, obwohl sie nur mit 11 Arten (ca. 6%) im Arteninventar vertreten sind. Hinsichtlich der Artenzahl stellen die Gnaphosiden mit 17 Arten (ca. 10%) die zweitgrößte Gruppe. Die Ageleniden sind die drittgrößte Gruppe unter den Waldbewohnern mit 11 Arten (ca. 6%). Bei der Individuenzahl stellen die Ageleniden mit 22% sogar die zweitgrößte Gruppe.

Tab. 2: Anzahl und Anteil der Arten und Individuen in den einzelnen Spinnenfamilien.

Familie	Arten	Individuen	Arten (%)	Individuen (%)
Agelenidae	11	1.692	6	22
Amaurobiidae	4	143	2	2
Anapidae	1	3	1	0
Anyphaenidae	1	1	1	0
Araneidae	3	8	2	0
Atypidae	1	36	1	0
Clubionidae	3	28	2	0
Cybaeidae	1	6	1	0
Dictynidae	2	22	1	0
Dysderidae	6	230	4	3
Gnaphosidae	17	386	10	5
Hahniidae	2	3	1	0
Linyphiidae	58	719	34	9
Liocranidae	7	297	4	4
Lycosidae	11	3.647	6	48
Mimetidae	1	2	1	0
Miturgidae	3	136	2	2
Philodromidae	3	14	2	0
Phrurolithidae	1	29	1	0
Pisauridae	1	3	1	0
Salticidae	8	18	5	0
Segestriidae	2	12	1	0
Tetragnathidae	3	4	2	0
Theridiidae	10	57	6	1
Thomisidae	9	112	5	1
Zodariidae	2	14	1	0
	171	7.622	100%	100%

Tab. 3: Liste der Spinnenarten- und familien sowie Anzahl der adulten Individuen in den 45 Untersuchungsflächen.

* = Waldspezialist; ** = Waldgeneralist; *** = Waldsteppen- und Waldrandart.

Araneae		<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866)	1
Agelenidae		<i>Drassyllus villicus</i> (Thorell, 1875) ***	79
<i>Agelena labyrinthica</i> (Clerck, 1757) ***	1	<i>Echemus angustifrons</i> (Westring, 1861)	9
<i>Coelotes solitarius</i> L. Koch, 1868 *	4	<i>Gnaphosa bicolor</i> (Hahn, 1833) *	37
<i>Eratigena agrestis</i> (Walckenaer, 1802)	2	<i>Gnaphosa opaca</i> Herman, 1879	1
<i>Eratigena atrica</i> (C. L. Koch, 1843)	3	<i>Haplodrassus silvestris</i> (Blackwall, 1833) *	113
<i>Histopona luxurians</i> (Kulczyński, 1897) *	178	<i>Kishidaia conspicua</i> (L. Koch, 1866) *	4
<i>Histopona torpida</i> (C. L. Koch, 1837) *	958	<i>Scotophaeus scutulatus</i> (L. Koch, 1866) *	1
<i>Inermocoelotes inermis</i> (L. Koch, 1855) *	410	<i>Trachyzelotes pedestris</i> (C. L. Koch, 1837) ***	8
<i>Tegenaria campestris</i> (C. L. Koch, 1834) *	30	<i>Zelotes apricorum</i> (L. Koch, 1876) *	55
<i>Tegenaria ferruginea</i> (Panzer, 1804) *	5	<i>Zelotes aurantiacus</i> Miller, 1967 ***	2
<i>Textrix denticulata</i> (Olivier, 1789) ***	35	<i>Zelotes erebeus</i> (Thorell, 1871) ***	25
<i>Urocoras longispinus</i> (Kulczyński, 1897) ***	66	<i>Zelotes subterraneus</i> (C. L. Koch, 1833) *	15
Amaurobiidae		Hahniiidae	
<i>Amaurobius erberi</i> (Keyserling, 1863) *	6	<i>Hahnia helveola</i> Simon, 1875 *	2
<i>Amaurobius fenestralis</i> (Ström, 1768) *	17	<i>Hahnia nava</i> (Blackwall, 1841)	1
<i>Amaurobius jugorum</i> L. Koch, 1868 *	115	Linyphiidae	
<i>Callobius claustrarius</i> (Hahn, 1833) *	5	<i>Abacoproeces saltuum</i> (L. Koch, 1872) *	3
Anapidae		<i>Centromerus brevipalpus</i> (Menge, 1866) *	1
<i>Comaroma simoni</i> Bertkau, 1889 *	3	<i>Centromerus sellarius</i> (Simon, 1884) *	17
Anyphaenidae		<i>Centromerus silvicola</i> (Kulczyński, 1887) *	12
<i>Anyphaena accentuata</i> (Walckenaer, 1802) *	1	<i>Centromerus sylvaticus</i> (Blackwall, 1841) **	2
Araneidae		<i>Ceratinella brevis</i> (Wider, 1834) **	2
<i>Araneus angulatus</i> Clerck, 1757 *	1	<i>Ceratinella scabrosa</i> (O. P.-Cambridge, 1871) *	23
<i>Cercidia prominens</i> (Westring, 1851) ***	6	<i>Diplocephalus cristatus</i> (Blackwall, 1833)	8
<i>Neoscona adianta</i> (Walckenaer, 1802)	1	<i>Diplocephalus latifrons</i> (O. P.-Cambridge, 1863) *	3
Atypidae		<i>Diplocephalus picinus</i> (Blackwall, 1841) **	17
<i>Atypus affinis</i> Eichwald, 1830 ***	36	<i>Diplostyla concolor</i> (Wider, 1834) **	29
Clubionidae		<i>Drapetisca socialis</i> (Sundevall, 1833) *	1
<i>Clubiona caerulescens</i> L. Koch, 1867 *	1	<i>Gnathonarium dentatum</i> (Wider, 1834)	1
<i>Clubiona comta</i> C. L. Koch, 1839 *	5	<i>Gonatium rubellum</i> (Blackwall, 1841) *	13
<i>Clubiona terrestris</i> Westring, 1851 *	22	<i>Lepthyphantes leprosus</i> (Ohlert, 1865)	1
Cybaeidae		<i>Linyphia hortensis</i> Sundevall, 1830 *	5
<i>Cybaeus tetricus</i> (C. L. Koch, 1839) *	6	<i>Linyphia triangularis</i> (Clerck, 1757) **	1
Dictynidae		<i>Macrargus rufus</i> (Wider, 1834) *	9
<i>Altella biuncata</i> (Miller, 1949)	1	<i>Mansuphantes mansuetus</i> (Thorell, 1875) *	3
<i>Cicurina cicur</i> (Fabricius, 1793) **	21	<i>Maso sundevalli</i> (Westring, 1851) **	2
Dysderidae		<i>Mecopisthes silus</i> (O. P.-Cambridge, 1872) *	3
<i>Dasumia canestrinii</i> (L. Koch, 1876) *	42	<i>Megalephyphantes collinus</i> (L. Koch, 1872) ***	1
<i>Dysdera hungarica</i> Kulczyński, 1897 ***	1	<i>Megalephyph. pseudocollinus</i> Saaristo, 1997 ***	2
<i>Dysdera ninnii</i> Canestrini, 1868 ***	69	<i>Mermessus trilobatus</i> (Emerton, 1882)	2
<i>Harpactea hombergi</i> (Scopoli, 1763) *	13	<i>Metopobactrus prominulus</i> (O. P.-Cambridge, 1872)	5
<i>Harpactea lepida</i> (C. L. Koch, 1838) *	87	<i>Micrargus herbigradus</i> (Blackwall, 1854) **	10
<i>Harpactea rubicunda</i> (C. L. Koch, 1838) ***	18	<i>Microneta viaria</i> (Blackwall, 1841) *	76
Gnaphosidae		<i>Moebelia penicillata</i> (Westring, 1851) *	2
<i>Callilepis nocturna</i> (Linnaeus, 1758)	1	<i>Neriene clathrata</i> (Sundevall, 1830) **	2
<i>Callilepis schuszeri</i> (Herman, 1879) ***	2	<i>Oedothorax agrestis</i> (Blackwall, 1853)	1
<i>Drassodes lapidosus</i> (Walckenaer, 1802)	28	<i>Ostearius melanopygius</i> (O. P.-Cambridge, 1879)	1
<i>Drassodes pubescens</i> (Thorell, 1856)	5	<i>Palliduphantes alutacius</i> (Simon, 1884) *	5

Die Spinnenfauna in Wäldern des Biosphärenparks Wienerwald

319

<i>Palliduphantes pallidus</i> (O. P.-Cambridge, 1871) **	3	<i>Zora nemoralis</i> (Blackwall, 1861) *	68
<i>Panamomops affinis</i> Miller & Kratochvíl, 1939 *	22	<i>Zora spinimana</i> (Sundevall, 1833) **	66
<i>Pelecopsis radicecola</i> (L. Koch, 1872) *	1	Philodromidae	
<i>Pocadicnemis pumila</i> (Blackwall, 1841) **	1	<i>Philodromus aureolus</i> (Clerck, 1757) *	2
<i>Porrhomma errans</i> (Blackwall, 1841)	1	<i>Philodromus dispar</i> Walckenaer, 1826 *	11
<i>Porrh. microphthalmum</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	2	<i>Thanatus sabulosus</i> (Menge, 1875) *	1
<i>Saloca diceros</i> (O. P.-Cambridge, 1871) *	21	Phrurolithidae	
<i>Scotargus pilosus</i> Simon, 1913 *	1	<i>Phrurolithus festivus</i> (C. L. Koch, 1835) **	29
<i>Sintula corniger</i> (Blackwall, 1856) ***	7	Pisauridae	
<i>Tapinocyba pallens</i> (O. P.-Cambridge, 1872) *	9	<i>Pisaura mirabilis</i> (Clerck, 1757) **	3
<i>Tenuiphantes flavipes</i> (Blackwall, 1854) *	175	Salticidae	
<i>Tenuiphantes tenebricola</i> (Wider, 1834) *	101	<i>Ballus chalybeius</i> (Walckenaer, 1802) *	4
<i>Trichoncus affinis</i> Kulczyński, 1894 *	20	<i>Carrhotus xanthogramma</i> (Latreille, 1819)	1
<i>Trichoncyboides simoni</i> (Lessert, 1904)	5	<i>Euophrys frontalis</i> (Walckenaer, 1802) **	6
<i>Troglohyphantes noricus</i> (Thaler & Polenec, 1974) *	2	<i>Evarcha arcuata</i> (Clerck, 1757)	1
<i>Troglohyphantes subalpinus</i> Thaler, 1967	1	<i>Evarcha falcata</i> (Clerck, 1757) *	1
<i>Walckenaeria alticeps</i> (Denis, 1952) *	7	<i>Heliophanus cupreus</i> (Walckenaer, 1802)	1
<i>Walckenaeria antica</i> (Wider, 1834)	8	<i>Marpissa muscosa</i> (Clerck, 1757) *	1
<i>Walcken. atrotibialis</i> (O. P.-Cambridge, 1878) **	1	<i>Neon reticulatus</i> (Blackwall, 1853) *	3
<i>Walckenaeria cucullata</i> (C. L. Koch, 1836) *	10	Segestriidae	
<i>Walckenaeria dysderoides</i> (Wider, 1834) **	15	<i>Segestria bavarica</i> C. L. Koch, 1843	1
<i>Walckenaeria furcillata</i> (Menge, 1869) *	5	<i>Segestria senoculata</i> (Linnaeus, 1758) *	11
<i>Walckenaeria mitrata</i> (Menge, 1868) *	18	Tetragnathidae	
<i>Walckenaeria nudipalpis</i> (Westring, 1851)	2	<i>Meta menardi</i> (Latreille, 1804)	1
<i>Walckenaeria obtusa</i> Blackwall, 1836 **	1	<i>Metellina mengei</i> (Blackwall, 1870) *	1
<i>Walckenaeria simplex</i> Chyzer, 1894 *	17	<i>Metellina segmentata</i> (Clerck, 1757) **	2
Liocranidae		Theridiidae	
<i>Agroeca brunnea</i> (Blackwall, 1833) *	11	<i>Crustulina guttata</i> (Wider, 1834) **	1
<i>Agroeca cuprea</i> Menge, 1873	4	<i>Dipoena erythropus</i> (Simon, 1881) ***	1
<i>Agroeca proxima</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	4	<i>Enoplognatha ovata</i> (Clerck, 1757) **	1
<i>Apostenus fuscus</i> Westring, 1851 *		<i>Enoplognatha thoracica</i> (Hahn, 1833)	3
<i>Liocranum rupicola</i> (Walckenaer, 1830) ***	197	<i>Episinus truncatus</i> Latreille, 1809 ***	2
<i>Sagana rutilans</i> Thorell, 1875 ***	3	<i>Euryopsis flavomaculata</i> (C. L. Koch, 1836) *	16
<i>Scotina celans</i> (Blackwall, 1841) ***	51	<i>Pholcomma gibbum</i> (Westring, 1851) *	2
Lycosidae		<i>Robertus lividus</i> (Blackwall, 1836) **	29
<i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1757)	4	<i>Robertus neglectus</i> (O. P.-Cambridge, 1871) **	1
<i>Alopecosa sulzeri</i> (Pavesi, 1873)	3	<i>Robertus scoticus</i> Jackson, 1914 *	1
<i>Arctosa maculata</i> (Hahn, 1822) *	3	Thomisidae	
<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)	1	<i>Cozyptila blackwalli</i> (Simon, 1875) *	2
<i>Pardosa alacris</i> (C. L. Koch, 1833) *	3259	<i>Ozyptila atomaria</i> (Panzer, 1801)	2
<i>Pardosa amentata</i> (Clerck, 1757)	49	<i>Ozyptila praticola</i> (C. L. Koch, 1837) **	51
<i>Pardosa hortensis</i> (Thorell, 1872)	1	<i>Ozyptila trux</i> (Blackwall, 1846) *	2
<i>Pardosa lugubris</i> (Walckenaer, 1802) **	17	<i>Synema globosum</i> (Fabricius, 1775) ***	1
<i>Piratula hygrophila</i> (Thorell, 1872)	31	<i>Xysticus kochi</i> Thorell, 1872	1
<i>Trochosa terricola</i> Thorell, 1856 **	252	<i>Xysticus lanio</i> C. L. Koch, 1835 *	3
<i>Xerolycosa nemoralis</i> (Westring, 1861) **	27	<i>Xysticus luctator</i> L. Koch, 1870 ***	42
Mimetidae		<i>Xysticus macedonicus</i> Silhavy, 1944 *	8
<i>Ero furcata</i> (Villers, 1789) **	2	Zodariidae	
Miturgidae		<i>Zodarion germanicum</i> (C. L. Koch, 1837)	13
<i>Zora armillata</i> Simon, 1878	2	<i>Zodarion rubidum</i> Simon, 1914	1

Habitataffinität

Die 45 Probeflächen im Biosphärenpark Wienerwald weisen im Gesamtartenspektrum rund 75% an den Wald gebundene Spinnenarten auf. In Bezug auf die 171 nachgewiesenen Spinnenarten stellen die Waldspezialisten rund 46% den Großteil des Artenspektrums. Weit verbreitete Generalisten mit Schwerpunkt des Vorkommens in Wäldern sowie Arten von Waldsteppen und Waldrändern bilden 16% bzw. 13% des Artenspektrums. Ein Viertel der Arten stammt aus Nicht-Waldlebensräumen (Abb. 2, Tab. 3).

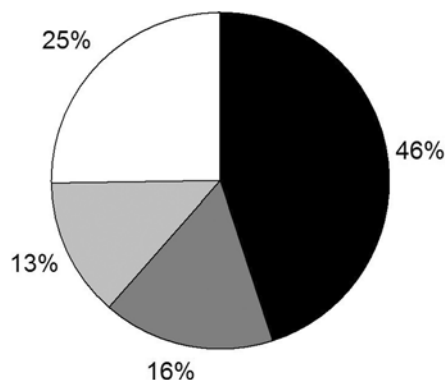


Abb. 2: Kreisdiagramm zeigt die Anteile der Waldspezialisten (schwarz), Waldgeneralisten (dunkelgrau), Waldsteppe- und Waldrandarten (hellgrau) und Nicht-Waldarten (weiß) im Artenspektrum der Spinnenfauna.

Artensättigungskurve

Die Artensättigungskurve zeigt, dass mit 9 Probeflächen rund 50% der 171 Arten repräsentiert werden können, mit 21 Probeflächen rund 75% und mit 34 Probeflächen rund 90% (Abb. 3). Der steile Verlauf der Artensättigungskurve zeigt auch, dass mit einer Erhöhung der Probeflächenanzahl im Untersuchungsgebiet mit weiteren Spinnenarten zu rechnen ist.

Biodiversität

Drei Gruppen von Biodiversitätsparametern wurden hinsichtlich der Unterschiede zwischen Kernzonen und Wirtschaftswäldern getestet: (i) Arten- und Individuenreichtum, (ii) Anteil aller Waldspinnen, der Waldspezialisten, der Waldgeneralisten sowie der Waldsteppe- und Waldrandarten sowie (iii) Indikatorwerte für Beschattung und Feuchtigkeit/Trockenheit (mittels der Daten für Indikatorarten nach ENTLING et al. 2007). Zwischen den Kernzonen und den Wirtschaftswäldern konnten keine signifikanten Unterschiede im Artenreichtum (Mann-Whitney-U-Test, $p=0,165$), im Individuenreichtum (Mann-Whitney-U-Test, $p=0,054$), im Anteil der Waldarten im Artenspektrum (Mann-Whitney-U-Test, $p=0,343$), im Anteil der Waldspezialisten (Mann-Whitney-U-Test, $p=1,000$), im Anteil der Waldgeneralisten (Mann-Whitney-U-Test, $p=0,555$), im Anteil der Waldsteppe- und Waldrandarten (Mann-Whitney-U-Test, $p=0,876$) sowie hinsichtlich der Indikatorenwerte für Beschattung (Mann-Whitney-U-Test, $p=0,754$) und der Indikatorenwerte für Feuchtigkeit bzw. Trockenheit (Mann-Whitney-U-Test, $p=0,847$) gefunden werden. Mit anderen Worten: Kernzonen und Wirtschaftswälder unterscheiden sich in den getesteten Biodiversitätsparametern nicht voneinander.

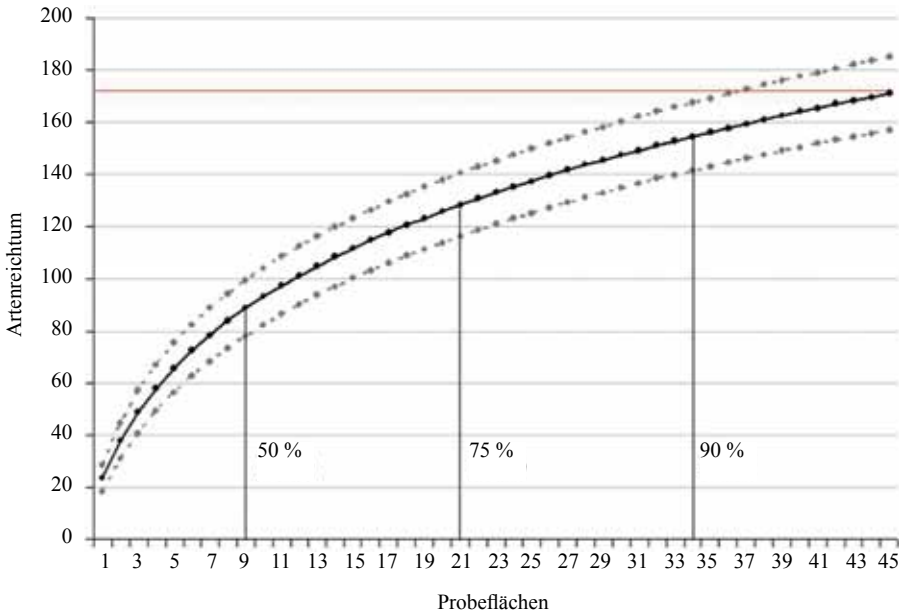
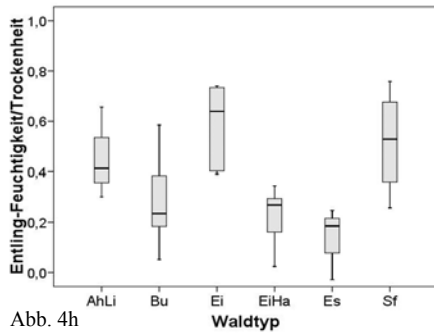
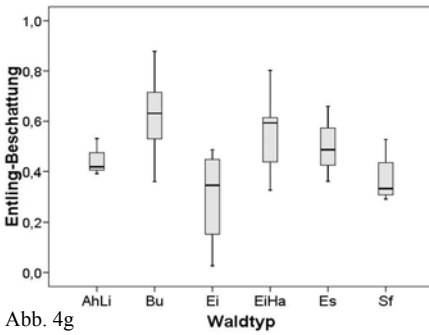
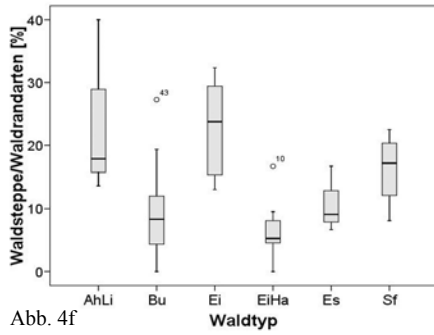
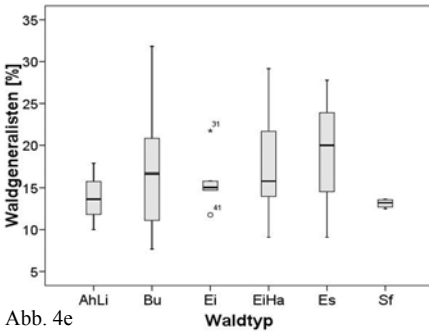
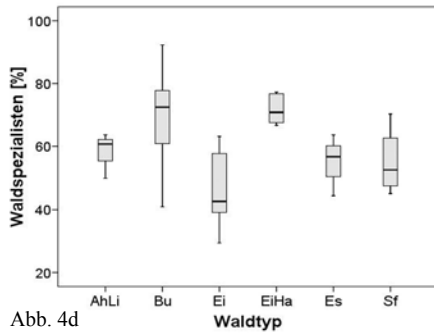
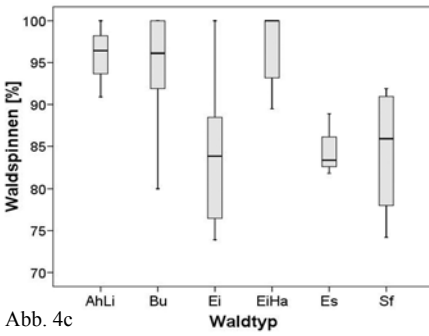
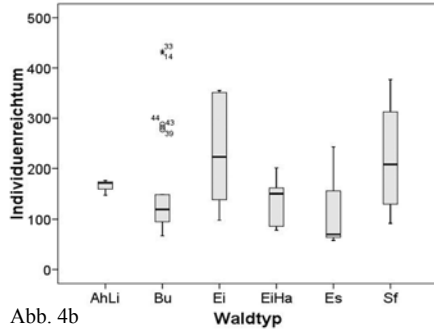
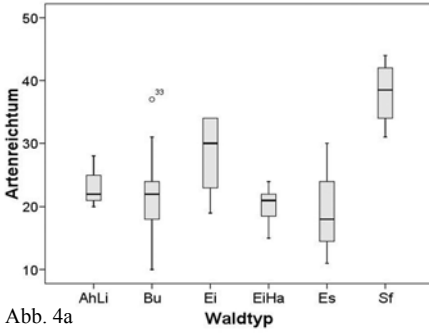


Abb.3: Arten-Akkumulationskurve zeigt die Spinnenartenzahlen der 45 Untersuchungsflächen entsprechend einer Zufallskurve („mean random curve“) basierend auf 1.000 Iterationen; schwarze Linie = mittlere Zufallskurve; gestrichelte Linien = unteres und oberes 95%-Konfidenzintervall. Rote Linie markiert die maximale Spinnenanzahl.

Bei den sechs Waldtypen zeigten sich hingegen signifikante Unterschiede im Artenreichtum (Kruskal-Wallis-H-Test, $p=0,001$, Abb.4a), im Anteil aller Waldarten (Kruskal-Wallis-H-Test, $p=0,004$, Abb.4c), im Anteil der Waldspezialisten (Kruskal-Wallis-H-Test, $p=0,001$, Abb.4d), im Anteil der Waldsteppe- und Waldrandarten (Kruskal-Wallis-H-Test, $p=0,004$, Abb.4f) sowie hinsichtlich der Indikatorenwerte für Beschattung (Kruskal-Wallis-H-Test, $p=0,003$, Abb.4g) und der Indikatorenwerte für Feuchtigkeit bzw. Trockenheit (Kruskal-Wallis-H-Test, $p=0,002$, Abb.4h). Keine signifikanten Unterschiede wurden im Individuenreichtum (Kruskal-Wallis-H-Test, $p=0,223$, Abb.4b) und im Anteil der Waldgeneralisten (Kruskal-Wallis-H-Test, $p=0,707$, Abb.4e) nachgewiesen.

Zönologie

Die Ähnlichkeit der Spinnengemeinschaften der 45 Untersuchungsflächen wurde mit Hilfe einer Multidimensionalen Skalierung (MDS) und unter Verwendung des Lance & Williams Unähnlichkeitsmaßes auf der Grundlage binärer Daten (Präsenz/Absenz; 1/0) berechnet (Stress=0,23, $R^2=0,77$). Dabei zeigt sich, dass die



Die Spinnenfauna in Wäldern des Biosphärenparks Wienerwald 323

Abb. 4: Boxplots zeigen Unterschiede zwischen den sechs Waldtypen hinsichtlich (a) Artenreichtum, (b) Individuenreichtum, (c) Anteil aller Waldspinnen im Artenspektrum, (d) Anteil der Waldspezialisten, (e) Anteil der Waldgeneralisten, (f) Anteil der Waldsteppe und Waldrandarten, (g) Indikatorenwerte für Beschattung nach ENTLING et al. (2007) und (h) Indikatorenwerte für Feuchtigkeit bzw. Trockenheit nach ENTLING et al. (2007). Waldtypen: AhLi = Ahorn-Lindenwälder, Bu = Buchenwälder, Ei = Eichenwälder, EiHa = Eichen-Hainbuchenwälder, Es = Eschenwälder und Sf = Schwarzföhrenwälder.

Spinnengemeinschaften der Kernzonen und jene der Wirtschaftswälder fast vollständig überlappen, d. h. sich nicht voneinander trennen lassen (Abb. 5), wie bereits die Ergebnisse der Biodiversitätsanalysen vermuten ließen.

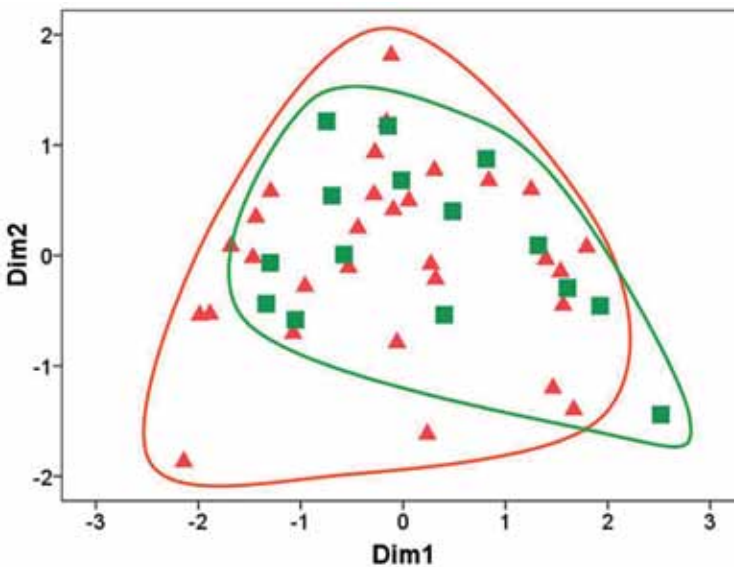


Abb. 5: Streudiagramm zeigt die Ähnlichkeit der Spinnengemeinschaften in den Kernzonen (rote Dreiecke) und in den Wirtschaftswäldern (grüne Quadrate).

Diskussion

In der vorliegenden Studie konnte hinsichtlich der Spinnenfauna eine Reihe signifikanter Unterschiede zwischen den untersuchten Waldtypen, nicht jedoch zwischen Kernzone und Wirtschaftswald gefunden werden.

Beim Vergleich der Waldtypen zeigte sich, dass die Schwarzföhrenwälder im Durchschnitt die meisten Spinnenarten aufweisen, weit weniger Arten kommen in den Eichenwäldern vor, und der Artenreichtum der restlichen vier Waldtypen ist noch geringer, untereinander aber annähernd gleich. Beim Anteil der Waldspinnen im Artenspektrum haben Ahorn-Lindenwälder, Buchenwälder und Eichen-Hainbuchenwälder deutlich

höhere Werte als Eichenwälder, Eschenwälder und Schwarzföhrenwälder. Hinsichtlich der Waldspezialisten ist der Anteil in Buchenwäldern und Eichen-Hainbuchenwäldern größer als in den anderen Waldtypen. Bei den Waldsteppe- und Waldrandarten sind die Anteile in den Ahorn-Lindenwäldern, Eichenwäldern und Schwarzföhrenwäldern im Durchschnitt grundsätzlich höher als in den Buchenwäldern, Eichen-Hainbuchenwäldern und Eschenwäldern. Hinsichtlich der Beschattungsindikatoren sind Buchenwälder und Eichen-Hainbuchenwälder im Durchschnitt schattiger als Ahorn-Lindenwälder, Eichenwälder und Schwarzföhrenwälder. Auf der Basis der Indikatorwerte für Feuchtigkeit/Trockenheit sind die Ahorn-Lindenwälder, Eichenwälder und Schwarzföhrenwälder als trocken einzustufen, die Buchenwälder, Eichen-Hainbuchenwälder und vor allem Eschenwälder als vergleichsweise feucht.

Die trockenen und lichten Schwarzföhrenwälder und Eichenwälder mit ihrem teils grasigen Unterwuchs beherbergen eine Reihe von Spinnen des grasigen Offenlands, insbesondere xerothermophile Spinnen, die in schattige und feuchte Wälder – wie Buchen-, Eichen-Hainbuchen- oder Eschenwälder – nicht eindringen können (vgl. HORAK 1991). Ahorn-Lindenwälder wiederum weisen den höchsten Anteil an Waldsteppe- und Waldrandarten aus, wie sie für wärmebegünstigte Wälder in Ostösterreich typisch sind (MILASOWSZKY et al., unpubl.). Die Eschenwälder beherbergen eine feuchteliebende Spinnenfauna; hier sind es vor allem die euryöken, störungstoleranten Spinnenarten, die das Artenspektrum prägen (vgl. JEDLIČKOVÁ 1988). Zudem ist bemerkenswert, dass Buchenwälder und Eichen-Hainbuchenwälder keine Unterschiede in den untersuchten Biodiversitätsparametern zeigen. TÜRK (1996) stellt dazu fest, dass Bestände, die schon seit längerem durch Außernutzungstellung oder durch forstliche Maßnahmen in Richtung naturnaher Bewirtschaftung hinsichtlich ihrer Struktur und Schattigkeit Rotbuchenwäldern nicht unähnlich sind, ausgenommen die von Natur aus lichten, lockeren Eichen-Hainbuchenwälder an steilen Südhängen. Eine andere Ursache für die strukturelle Ähnlichkeit von Buchenwäldern und Eichen-Hainbuchenwäldern liegt auch in der Bewirtschaftung dieser Wälder. Insbesondere wurde und wird in den Eichen-Hainbuchenwäldern die forstlich wertvollere Lichtbaumart Eiche gefördert und damit gegenüber der unter natürlichen Bedingungen eigentlich dominanten, aber forstlich weniger wertvollen Schattbaumart Hainbuche bevorzugt. TÜRK (1996) stellt dazu auch fest, dass eine höhere Beteiligung der von ihren Standortansprüchen im Vergleich zur Hainbuche „Rotbuchen ähnlicheren“ (Trauben)-Eiche nicht nur auf anthropogen stärker beeinflusste Bestände hinweist, sondern dass Eichen häufig auf Standorten potentiell natürlicher Buchenwälder waldbaulich gefördert wurden.

Beim Vergleich der Wälder in den Kernzonen mit Wirtschaftswäldern wurden keine signifikanten Unterschiede in der Spinnenfauna gefunden; einzig beim Vergleich

des Individuenreichtums könnte man aufgrund der geringen Irrtumswahrscheinlichkeit von $p=0,054$ annehmen, dass dieser in Wirtschaftswäldern bei einer Zunahme der Stichprobengröße durchaus auch höher sein könnte als in den Kernzonen. Man könnte demzufolge postulieren, dass in Wirtschaftswäldern deshalb signifikant mehr Individuen mittels Barberfallen gefangen werden als in Kernzonen, weil aufgrund der Strukturunterschiede im Oberboden eines Wirtschaftswalds (kaum Totholz, geringerer Unterwuchs etc.) laufaktive Spinnen wie die Wolfspinnen günstigere Bedingungen vorfinden als netzbauende und somit weniger mobile Spinnenarten wie die Trichternetzspinnen. Umgekehrt sind Boden-Netzbauer typisch für strukturreiche ursprüngliche Wälder, während die oberflächenaktiven Laufspinnen in solchen Wäldern kaum bis gar nicht vorkommen, da es sich bei diesen Spinnen mehrheitlich um Opportunisten handelt, die vor allem daran angepasst sind, die kurzfristig entstehenden Lichtlücken und Saumhabitate rasch zu besiedeln (MILASOWSZKY et al. 2008). Bei einem Vergleich von Spinnengemeinschaften des Großen Urwalds Rothwald und eines angrenzenden Wirtschaftswaldes (MILASOWSZKY et al. 2009) konnte gezeigt werden, dass im Urwald auch wesentlich weniger Arten vorkamen als im Wirtschaftswald. Im Wirtschaftswald traten eine Reihe von opportunistischen Spinnenarten von Saumlebensräumen, wie Hecken, Waldränder und Lichtungen, auf. Darunter vor allem die weit verbreiteten Wolfspinnen *Pardosa alacris* und *Trochosa terricola*. Besonders auffällig war dabei das völlige Fehlen von Wolfspinnen im Großen Urwald Rothwald. Die Wolfspinnen gehören hinsichtlich ihrer Jagdstrategie zur Subgilde der Boden-Renner (siehe UETZ et al. 1999), die in strukturreichen Urwäldern gegenüber den bodenlebenden Netzbauern (z. B. Trichternetzspinnen) offenbar nicht konkurrenzfähig sind und zudem auch durch Unterschiede im Mikroklima gegenüber den schatten- und feuchtigkeitsliebenden Trichternetzspinnen benachteiligt sind.

In der vorliegenden Studie werden jedoch auch die Kernzonen von Wolfspinnen, insbesondere von der opportunistischen Waldspinne *Pardosa alacris*, dominiert, woraus man schließen kann, dass diese Wälder auch 10 Jahre nach der Außernutzungstellung noch von ihrer vormaligen waldbaulichen Bewirtschaftung geprägt werden. Von einem naturnahen, „urwaldartigen“ Zustand scheinen die Kernzonenwälder noch weit entfernt zu sein. Es ist jedoch zu erwarten, dass im Laufe der Zeit dieser Zustand in „einem Urwald von morgen“ (ZERBE 2009) wieder erreicht werden wird.

Der Hauptgrund für die fast vollständige Überlappung der Variation der Spinnengemeinschaften von Kernzonen und Wirtschaftswäldern liegt sehr wahrscheinlich in der gemeinsamen Vergangenheit dieser Waldflächen. Im Wirtschaftswald sind die waldbaulichen Maßnahmen (Verjüngung, Baumartenzusammensetzung, Erst- und Zweitdurchforstung, etc.) für die Struktur eines Bestandes entscheidend. Insbesondere bei Durchforstungen wird dem Wald sehr viel Biomasse entzogen, aber auch forstlich

nicht verwertbares Totholz wurde in der Vergangenheit teilweise aus forstsanitären und anderen Gründen aus dem Bestand entfernt. Folglich ist der Zeitpunkt der Einrichtung von Kernzonen nicht gleichzusetzen mit dem Zeitpunkt der letzten Eingriffe, wie z. B. Durchforstungsmaßnahmen dieser Waldflächen. Bei der Auswahl und Einrichtung der Kernzonen im Biosphärenpark Wienerwald wurde u. a. berücksichtigt, dass die aktuelle Vegetation möglichst der potentiell natürlichen Vegetation entspricht, hohes Bestandesalter und hoher Struktureichtum, wie etwa Totholz, waren ebenfalls Kriterien. Da es allerdings im Gebiet des heutigen Biosphärenparks Wienerwald mit wenigen Ausnahmen (z. B. Naturwaldreservat Johannser Kogel, Prflnr. 47) in der Vergangenheit keine systematischen historischen Nutzungsunterschiede zwischen den heutigen Kernzonenwäldern und Wirtschaftswäldern gab, gehören beide auch 10 Jahre nach der Außernutzungstellung zur selben Grundgesamtheit in Bezug auf die Nutzungsformen und waldbaulichen Maßnahmen der Vergangenheit.

Die wenigen Arbeiten über Spinnen in Naturwäldern bzw. Urwäldern stammen vor allem aus borealen Wäldern (z. B. PALMGREN & BISTRÖM 1979, PAJUNEN et al. 1995, KOPONEN 1999). Nennenswerte Vergleiche hinsichtlich der Spinnenfauna zwischen Naturwäldern und Wirtschaftswäldern wurden u. a. in Finnland (PAJUNEN et al. 1995) und Deutschland (PLATNER et al. 1996, 1997) durchgeführt. PAJUNEN et al. (1995) fanden zwar keine strikten Urwaldspezialisten, die Spinnengemeinschaften zwischen Urwaldstandorten und Wirtschaftswäldern unterschieden sich aber sehr deutlich. Wesentliche Parameter dafür waren Habitatunterschiede (z. B. Baumkronendeckung). Beim Vergleich eines alten Naturwaldes (120 Jahre alter Buchenmischwald) mit einem Jungbestand in Deutschland fanden PLATNER et al. (1996, 1997) im Altbestand deutlich mehr Spinnenarten als im Jungbestand. Es dominierten sehr stark die endo- und epigäischen Zwergspinnen (Linyphiidae-Erigoninae). Generell hatten die Mischflächen die größeren Spinnendichten, die einzelnen Arten hatten aber sehr unterschiedliche Abundanzen auf den verschiedenen Waldflächen. Die höhere Dichte der Webspinnen im Altbestand war durch die größere strukturelle Vielfalt (Strukturdiversität) im Vergleich zum Jungbestand bedingt (Kraut- und Strauchschicht). Die Strukturdiversität im offeneren, älteren Bestand war für die Spinnen ein wesentlich bedeutenderer Faktor als die bestandsbildende Baumart selbst. In Buchenwäldern z. B. spielt der Kronenschluss für das Wald-Meso- und Mikroklima eine ganz wichtige Rolle (MILASOWSZKY et al. 2009). Ein spezifisches Waldinnenklima bzw. „Stammraumklima“ bildet sich aus, da in mehr oder weniger geschlossenen Waldbeständen der Luftkörper unterhalb der Kronenschicht weniger der Einwirkung des Windes unterliegt. Neben dem eingeschränkten Luftaustausch ist ein Waldinnenklima auch durch die Abschwächung der Globalstrahlung und des Lichteinfalls gekennzeichnet. Zudem wird die Wirkung des Niederschlags durch das Kronendach herabgesetzt; die Luft- und Bodenfeuchte

sind in der Regel im geschlossenen Wald höher als in offenen Lebensräumen, während Temperaturschwankungen abgeschwächt werden. Die genannten Faktoren führen bei den Spinnen zur Ausbildung einer typischen Waldinnenfauna („forest interior species“, Waldspezialisten, stenöke Waldarten), die auch für sehr alte Wälder („old-growth forests“) typisch ist. In gut durchforsteten Wirtschaftswäldern hingegen oder in Beständen auf ungünstigen Standorten herrschen für Waldspezialisten in der Regel weniger optimale Umweltbedingungen, weil z. B. mehr Licht eindringt als in einem Wald mit einem geschlossenen Kronendach. Dadurch können auch Arten persistieren, die sonst eher typisch für Schlagfluren sind (MILASOWSKY et al. 2009).

Die Differenzierung der Artengemeinschaften in Wäldern geschieht grundsätzlich über einen sehr langen Zeitraum, der sich naturgemäß über mehrere Waldentwicklungsphasen erstreckt. Die Bäume eines Bestandes im Wirtschaftswald werden in der Regel in der Optimalphase geerntet. Spätere Stadien, wie Klimax-, Zerfall-, und Zusammenbruchphasen kommen im Wirtschaftswald daher nicht vor (SCHERZINGER 1996). Bis auf die wenigen Ausnahmen (z. B. Naturwaldreservat Johannser Kogel, Prflnr 47) befinden sich alle Monitoringflächen gegenwärtig maximal in der Optimalphase. Vereinzelt kann man zwar in den Probeflächen Klimax- oder Zerfallphasen erkennen, allerdings noch nicht in einem Umfang, wie es für „old-growth forests“ typisch wäre. Infolgedessen haben sich die entscheidenden Strukturunterschiede (z. B. liegendes Totholz) zwischen den Wirtschaftswäldern und den vor 10 Jahren eingerichteten Kernzonen des Biosphärenparks Wienerwald noch nicht ausgebildet. Eine Differenzierung der Spinnengemeinschaften von Kernzonenwäldern und Wirtschaftswäldern wird also erst in Zukunft stattfinden, wenn die natürliche Dynamik in den außer Nutzung gestellten Wäldern dazu geführt hat, dass sich späte Waldentwicklungsphasen mit allen Elementen von „old-growth forests“ etabliert haben werden (siehe ZERBE 2009).

Danksagung

Wir danken dem Träger des Projekts, der Biosphärenpark Wienerwald Management GmbH, insbesondere Frau MMag. Irene Drozdowski und Herrn DI Harald Brenner für ihren Einsatz für das Projekt und die Bereitstellung von Daten. 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. Großer Dank gebührt den zahlreichen Kolleginnen und Kollegen, die bei der Auswahl und Einrichtung der Monitoringflächen im Einsatz waren, stellvertretend für all jene unermüdlichen dienstbaren Geister sei an dieser Stelle Mag. Birgit Rotter (ÖBF) und Mag. Markus Staudinger (AVL) ganz herzlich auch namentlich gedankt. Das Spinnen-Projekt wäre ohne die tüchtige Unterstützung von Mag. Markus Strodl nicht machbar gewesen. Ein ganz spezieller Dank geht auch an Priv. Doz. Dr. Wolfgang Willner für seine essentiellen Kommentare zu den Pflanzengesellschaften. Weiters sei Dr. Dietmar Moser herzlich gedankt, der für uns eine wunschgemäße Karte des Untersuchungsgebiets erstellt hat. Unser Dank geht auch an Priv. Doz. Dr. Harald Zechmeister, nicht nur für seine Hilfe bei unseren ersten Schritten im Freiland beim Suchen und Finden von Probestellen, sondern auch für sein Lektorat einer früheren Version dieses Manuskripts. Zuletzt gilt es natürlich auch den Grundeigentümern und Waldbesitzern zu danken, die ihre Waldflächen für die Einrichtung der Monitoringflächen im Wirtschaftswald zur Verfügung gestellt haben.

Literatur

- BARBER, H. S. (1931): Traps for cave-inhabiting insects. – *Journal of the Elisha Mitchell Scientific Society* 46: 259-266
- BONTE, D., BAERT, L., MAELFAIT J.-P. (2002): Spider assemblages structure and stability in a heterogeneous coastal dune system (Belgium). – *Journal of Arachnology* 30: 331-343
- BONTE, D., CRIEL, P., VAN THOURNOUT, I., MAELFAIT, J.-P. (2003): Regional and local variation of spider assemblages (Araneae) from coastal grey dunes along the North Sea. – *Journal of Biogeography* 30: 901-911
- BPWW (2014): Homepage des BPWW. – <http://www.bpww.at/> (30.11.2014)
- BUCHAR, J. & RŮŽIČKA, V. (2002): Katalog pavouků České republiky [Catalogue of spiders of the Czech Republic]. – Peres Publ.: Praha, 351 pp.
- BUCHHOLZ, S. & HANNIG, K. (2009): Do covers influence the capture efficiency of pitfall traps? – *European Journal of Entomology* 106: 667-671
- COLWELL, R. K. (2005): EstimateS 7.5 User's Guide. – <http://viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateS>
- DROZDOWSKI, I., STAUDINGER, M., BRENNER, H., MRKVIČKA, A. (2014): Beweissicherung und Biodiversitätsmonitoring in den Kernzonen des Biosphärenparks Wienerwald - Einführung und Methodik – *Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Niederösterreichischen Landesmuseum* 25: 89-136
- DUELLI, P. & OBRIST, M. K. (2003): Biodiversity indicators: the choice of values and measures. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98: 87-98
- ENTLING, W., SCHMIDT, M. H., BACHER, S., BRANDL, R., NENTWIG, W. (2007): Niche properties of Central European spiders: shading, moisture and the evolution of the habitat niche. – *Global Ecology and Biogeography* 16: 440-448, + Supplement
- GRIMM, U. (1985): Die Gnaphosidae Mitteleuropas (Arachnida, Araneae). – *Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins in Hamburg (NF)* 26: 1-248

Die Spinnenfauna in Wäldern des Biosphärenparks Wienerwald 329

- HÄNGGI, A., STÖCKLI, E., NENTWIG, W. (1995): Lebensräume mitteleuropäischer Spinnen. – *Miscellanea Faunistica Helvetiae* 4: 1-460
- HEIMER, S. & NENTWIG, W. (1991): Spinnen Mitteleuropas. – Verlag Paul Parey: Berlin und Hamburg, 543 pp.
- HORAK, P. (1991): Faunistische Untersuchungen an Spinnen (Arachnida, Araneae) pflanzlicher Reliktstandorte der Steiermark, IV: Ein Faunenvergleich. – *Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereins für Steiermark* 121: 207-218
- JEDLIČKOVÁ, J. (1988): Spiders of the Jurský šúr Nature Reserve (Czechoslovakia). – *Biologické práce (Bratislava)* 34: 1-170
- KOPONEN, S. (1999): Common ground-living spiders in old Taiga forests of Finland. – *Journal of Arachnology* 27: 201-204
- KREUELS, M. & PLATEN, R. (1999): Rote Liste der gefährdeten Webspinnen (Arachnida: Araneae) in Nordrhein-Westfalen mit Checkliste und Angaben zur Ökologie der Arten. – *LÖBF-Schriftenreihe* 17: 449-504
- MAGURA, T., KÖDÖBÖCZ, V., TÓTHMÉRÉSZ, B. (2001): Effects of habitat fragmentation on carabids in forest patches. – *Journal of Biogeography* 28: 129-138
- MATVEINEN-HUJU, K. (2004): Habitat affinities of 228 boreal Finnish spiders: a literature review. – *Entomologica Fennica* 15: 149-192
- MILASOWSKY, N., HEPNER, M., HÖRWEG, C., ROTTER, D. (2010): Influence of scrub encroachment and rank vegetation development on the epigeic spider fauna (Arachnida: Araneae) of dry meadows in the “Untere Lobau” (National Park Donau-Auen, Vienna, Austria). – In: W. Nentwig, M. Entling, C. Kropf (Hrsg.), *European Arachnology 2008*, 129-146, Proceedings of the 24th European Congress of Arachnology, Bern, 25-29 August 2008
- MILASOWSKY, N., HEPNER, M., STRODL, M. (2008): Endbericht „Projekt Naturwaldzellen“. – Bericht im Auftrag der Österreichischen Bundesforste AG und der Biosphärenpark Wienerwald Management GesmbH sowie in Kooperation mit dem Club Naturaktiv, 65 pp.
- MILASOWSKY, N., HEPNER, M., WAITZBAUER, W. (2009): Beiträge zur Kenntnis der Spinnenfauna (Arachnida: Araneae) des Wildnisgebiets Dürrenstein (Österreich: Niederösterreich). – *Contributions to Natural History* 12: 973-986
- NENTWIG, W., BLICK, T., GLOOR, D., HÄNGGI, A., KROPF, C. (2013): Spinnen Mitteleuropas - Bestimmungsschlüssel. – <http://www.araneae.unibe.ch> (Version 06.2013)
- PAJUNEN, T., HAILA, Y., HALME, E., NIEMELÄ, J., PUNTTILA, P. (1995): Ground-dwelling spiders (Arachnida, Araneae) in fragmented old forests and surrounding management forests in southern Finland. – *Ecography* 18: 62-72
- PALMGREN, P. & BISTRÖM, O. (1979): Populations of Araneae (Arachnoidea) and Staphylinidae (Coleoptera) on the floor of a primeval forest in Mäntyharju, southern Finland. – *Annales Zoologici Fennici* 16: 177-182
- PHILLIPS, I.D. & COBB, T.P. (2005): Effects of habitat structure and lid transparency on pitfall catches. – *Environmental Entomology* 34: 875-882
- PLATNER, C., SCHEU, S., SCHAEFER, M., SCHAUERMANN, J. (1997): Untersuchungen zur Bodenmakrofauna von Rein- und Mischbeständen von Buche und Fichte unterschiedlichen Alters auf Buntsandstein. – *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 85: 575-578
- PLATNER, C., SCHEU, S., SCHAUERMANN, J., SCHAEFER, M. (1996): Die Bodenmakrofauna eines 30- und eines 120-jährigen Mischwaldes in einem Gradienten von Fichte (*Picea abies*) zu Buche (*Fagus sylvatica*). – *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 81: 235-256

- PLATNICK, N. I. (2014): The world spider catalog, version 15. American Museum of Natural History. – <http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog/index.html>
- RIECKEN, U. (1999): Effects of short-term sampling on ecological characterisation and evaluation of epigeic spider communities and their habitats for site assessment studies. – *Journal of Arachnology* 27: 189-195
- SCHERZINGER, W. (1996): *Naturschutz im Wald*. – Ulmer: Stuttgart, 447 pp.
- SPSS (2006): *SPSS Base 15.0 User's Guide*. – Chicago, Illinois, U.S.A., 591 pp.
- TÜRK, W. (1996): Die Hainbuche in der realen und der potentiellen natürlichen Vegetation Mitteleuropas unter besonderer Berücksichtigung Bayerns. – *Berichte der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft* 12: 17-26
- UETZ, G. W., HALAJ, J., CADY, A. B. (1999): Guild structure of spiders in major crops. – *Journal of Arachnology* 27: 270-280
- UMWELTBUNDESAMT (2014): Biosphärenparks. – http://www.umweltbundesamt.at/umweltsituation/naturschutz/sg/bios_parks/ (30.11.2014)
- WILLNER, W. & GRABHERR, G. (Hrsg.) (2007): *Die Wälder und Gebüsche Österreichs. Ein Bestimmungswerk mit Tabellen*. – Elsevier-Spektrum Akademischer Verlag: München, Vol. 1 (Textband) 302 pp., Vol. 2 (Tabellenband) 290 pp.
- ZERBE, S. (2009): Renaturierung von Waldökosystemen. – In: S. Zerbe, G. Wiegleb (Hrsg.), *Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa*, 153-182, Spektrum Akademischer Verlag, Springer: Heidelberg

Anschrift der Verfasser:

Martin Hepner (martin.hepner@univie.ac.at),
Norbert Milasowszky (norbert.milasowszky@univie.ac.at),
Department für Integrative Zoologie der Universität Wien, Althanstraße 14,
A-1090 Wien