Thomas Frieß, Sandra Aurenhammer, Elisabeth Glatzhofer, Lorenz Wido Gunczy, Werner Ernst Holzinger, Erwin Holzer, Elisabeth Huber, Samuel Messner, Carsten Morkel, Michael Steinwandter & Andreas Hilpold

Insektengemeinschaften (Insecta: Coleoptera, Heteroptera, Auchenorrhyncha) in Windwurfflächen am Latemar (Italien, Südtirol)

Abstract

Insect communities (Insecta: Coleoptera, Heteroptera, Auchenorrhyncha) in windthrow areas at Mt. Latemar (Italy, South Tyrol).

The storm "Vaia" caused large-scale windthrow in various parts of South Tyrol in October 2018. One of the most heavily affected areas was a montane and sub-alpine spruce stand known as "Latemarwald" in the vicinity of Lake Carezza/Karer See.

Two years later, in the summer of 2020, the beetle, true bug and true hopper fauna was recorded in three habitat types: unaffected high forest stands, uncleared and cleared windthrow areas. Five sites of each habitat type were investigated with different methods, resulting in a total of 15 sampling sites. The aim of this survey was to compare the species composition of the three habitat types. The results should form the basis for further succession monitoring of the young windthrow areas.

One hundred thirty-six beetle, 29 true bug and 24 true hopper taxa were recorded. Three beetle and one true bug species are first records for the fauna of South Tyrol. Only few endangered species were identified in each group. Both species numbers and abundance showed no significant difference in the high forest stands and the adjacent windthrow areas for all insect groups investigated. However, the overall species numbers were higher in windthrow areas, especially in uncleared sites from which both, the highest and the lowest species numbers, were recorded. A slightly but not significantly higher number of saproxylic beetle species, especially fresh wood dwellers, was recorded in uncleared sites. The proportion of open land species of true bugs and true hoppers and the number of ecological guilds increased in windthrow areas, the latter showing differences between the uncleared and cleared sites. In agreement with existing literature, we understand this as evidence that partial and mosaic-like clearance of windthrow areas is beneficial to biodiversity.

Keywords: insects, windthrow, succession, biodiversity, monitoring, South Tyrol

Adressen der Autorinnen und Autoren:

Thomas Frieß, Sandra Aurenhammer, Elisabeth Glatzhofer, Lorenz Wido Gunczy, Werner E. Holzinger, Elisabeth Huber, Samuel Messner
ÖKOTEAM – Institut für Tierökologie und Naturraumplanung, Bergmanngasse 22, A-8010 Graz
friess@oekoteam.at (Korrespondenz)

Erwin Holzer
Auersbach 3, A-8184 Anger
erwin.holzer@aon.at

Carsten Morkel
Institut für Angewandte Entomologie, Bartholomäusstraße 24, D-37688 Beverungen
cmorkel@angewandte-entomologie.de

Michael Steinwandter, Andreas Hilpold
Eurac Research, Institute for Alpine Environment, Viale Druso 1, I-39100 Bozen
michael.steinwandter@eurac.edu, andreas.hilpold@eurac.edu

eingereicht: 02.09.2021
angenommen: 16.10.2021

DOI: 10.5281/zenodo.5596180

1. Einleitung

Windwürfe sind natürliche Störungsereignisse, die zu einer Öffnung des Waldbestands und im Anschluss zu einer Verjüngungsphase führen, wie es auch in altersbedingten Zerfallsphasen von Waldbereichen der Fall ist. In der Zerfallsphase kommt es in der Regel zu einer schnellen Ausbreitung einer dichten, krautig-grasigen bis strauchigen Vegetation, gefolgt vom Aufkommen von Pionierbaumarten, und schließlich zur Etablierung der standorttypischen Klimaxbaumarten und zum neuerlichen Kronenschluss (Ellenberg & Leuschner 2010). Zerfallsphasen sind durch massive Veränderungen der abiotischen Faktoren wie Sonneneinstrahlung, Wind und Verdunstung, aber auch durch Veränderung der Vegetationsschichtung und der Totholzmengen gekennzeichnet. Die Artengarnituren und Abundanzen der diese Flächen besiedelnden Organismen sind von diesen Faktoren maßgeblich geprägt (z. B. Duelli & Obrist 2002). Zerfallsphasen tragen daher zum Erhalt der gesamten Biodiversität des Waldes bei (Hilmers et al. 2018).
Das anfallende Totholz spielt eine Schlüsselrolle im Ökosystem Wald, die lokale Zersetzung des Holzes erfüllt eine Reihe von Funktionen, unter anderem speichert es Kohlenstoff und Wasser, dient als Lebensraum vieler Organismengruppen und hält den standörtlichen Nährstoffkreislauf aufrecht. Die durch den Totholzabbau entstehende Nährstoffzusammensetzung im Waldboden führt zu verbesserten Entwicklungsbedingungen für die nächste und vor allem übernächste Waldgeneration (Kramer et al. 2014). Die spontane Verjüngung ist bestens an den Standort angepasst und hält Erosion, Steinschlag, Nährstoff- und Wasserverluste hintan. Aufgrund der prognostizierten künftigen Zunahme der Häufigkeit von Windwurfereignissen (z. B. Schelhaas et al. 2003, Usbeck et al. 2010) infolge des Klimawandels sind begleitende Forschungen zur Entwicklung derartiger Flächen unter unterschiedlichen Rahmenbedingungen von Bedeutung. Im bewirtschafteten, nadelholzdominierten Wald wird das „Schadholz“ nach Windwürfen, insbesondere zur Vorbeugung von Borkenkäferkalamitäten, möglichst rasch geräumt.
Vom 27. bis zum 30. Oktober 2018 dominierte in großen Teilen Europas die Tiefdruckzone „Vaia“, die zu orkanartigen Stürmen mit Windgeschwindigkeiten bis zu 130 km/h führte. Südtirol war davon so stark betroffen, dass es temporär zum Notstandsgebiet erklärt wurde. Rund 6.000 Hektar Wald – das sind 1,7 % der gesamten Waldfläche – waren von Windwürfen betroffen. Dabei handelte es sich ausschließlich um Nadelwälder der montanen und subalpinen Stufe mit Fichten- und Fichten-Tannenbeständen sowie zu einem Anteil von rund 9 % um Lärchen- und Zirbenbeständen. Für Südtirol wurde eine Schadholzmenge von rund 1,5 Millionen Festmetern angegeben (Autonome Provinz Bozen, Abt. Forstwirtschaft 2020). Besonders stark betroffen war die Gemeinde Welschnofen in den westlichen Dolomiten mit einem Schadholzausmaß von 361.000 Festmetern. Am Fuße des Gebirgsstockes des Latemars fielen auf Südtiroler Seite 160 Hektar Wald mit einem Holzvolumen von rund 130.000 Festmetern (Abb. 1), was etwa dem 16-fachen der jährlichen Entnahme entspricht (Motta et al. 2018, Chirici et al. 2019, Autonome Provinz Bozen, Abt. Forstwirtschaft 2020). Die meisten Windwurfflächen im Gebiet sind südexponiert und befinden sich in Höhen zwischen 1.300 m und 1.700 m im mäßig steilen bis schroffen Gelände. Aufgrund drohender Borkenkäferkalamitäten erfolgte die Aufarbeitung des Schadholzes relativ rasch. Innerhalb von zwei Jahren, bis Ende November 2020, wurden 80 % der Windwurfflächen geräumt (Abb. 2). Es kam zu keiner forstwirtschaftlich relevanten Populationsentwicklung von Borkenkäfern (Autonome Provinz Bozen, Abt. Forstwirtschaft 2020).
In einem Spezialprojekt des Biodiversitätsmonitorings Südtirol (https://biodiversity.eurac.edu/de/home-2/) wurden auf breiter taxonomischer Basis die Reaktionen von Flora und Fauna auf das Windwurfgeschehen dokumentiert. Besonderes Augenmerk lag auf der Frage, inwieweit Unterschiede in der Diversität und Zusammensetzung der Biozönosen von geräumten Flächen (= Totholz entfernt) zu nicht geräumten Flächen (= Totholz bleibt vor Ort) bestehen. Untersucht wurden, neben den in der vorliegenden Studie präsentierten Insektengruppen, auch Gefäßpflanzen, Moose, Tagfalter, Heuschrecken und weitere bodennah lebende wirbellose Tiere sowie Fledermäuse, Vögel und Kleinsäuger. Nachstehend werden die Ergebnisse der Untersuchungen zur Käfer-, Wanzen- und Zikadenfauna im zweiten Jahr nach dem Sturmereignis präsentiert.

Abb. 1: Aufnahme der Windwurfflächen (bräunlich) aus Richtung Latemar mit Blick auf den Karer See (im Vordergrund) im Sommer 2020. Die Windwurfflächen erscheinen am Foto grau-braun, in gutem Kontrast zu dem olivgrünen, stehenden Wald (Foto A. Hilpold).

Abb. 2: Großflächig geräumte Windwurfgebiete in der Umgebung des Karer Sees (Foto T. Frieß).

2. Untersuchungsgebiet und Untersuchungsflächen

Das Untersuchungsgebiet befindet sich in der Gemeinde Welschnofen rund 20 km östlich von Bozen an den Nordabhängen des Latemars in den westlichen Dolomiten, westlich des Karer Passes/Passo Carezza. Der Latemarwald gilt laut Wikipedia (2021) als „einer der schönsten Fichtenwälder Europas", was sich wohl in erster Linie auf die Wuchsform und die Dimension der Nadelbäume beziehen dürfte. Umfassende Daten zur Biodiversität des Waldes liegen hingegen nicht vor. Fichten finden hier ideale Wachstumsbedingungen und erreichen Baumhöhen von bis zu 45 Metern und ein Alter von bis zu 250 Jahren (Südtiroler Landesverwaltung 2021). Alle untersuchten Standorte liegen auf etwa derselben Höhenlage (1.556 bis 1.845 m ü. M.), weisen dieselbe Exposition und denselben geologischen Untergrund auf. Der vorherrschende Waldtyp auf allen Flächen ist der Silikat-Wollreitgras-Fichten-Tannenwald (Hintner 2010).
Untersucht wurden 15 Flächen (Tab. 1, Abb. 3) aus drei verschiedenen Kategorien (Hochwald, geräumter Windwurf, ungeräumter Windwurf), mit jeweils fünf Flächen pro Kategorie. Der Mindestabstand zwischen den einzelnen Flächen betrug 500 m. Die drei Lebensraumtypen waren „Windwurf-Fichtenwald ohne oder mit nur teilweiser Totholzräumung" (ungeräumt, Typ D, Abb. 4), „Windwurf-Fichtenwald mit vollständiger Räumung des Totholzes" (geräumt, Typ C, Abb. 5) und „Fichtenwald-Hochwald" (keine Windwurffläche, Typ F, Abb. 6). Der Typ D wurde durch den Windwurf des Jahres 2018 nur teilweise beeinträchtigt. Weitere Bäume fielen aber einem Schneedruckereignis im Herbst 2019 zum Opfer. Im Laufe des Sommers 2020 wurden diese Flächen zum Teil ebenfalls geräumt. Je nach Standort fand sich an den D-Standorten im Erhebungszeitraum eine größere Zahl an liegenden Stämmen. Die beiden Standorte 3D und 4D waren noch nicht geräumt, in den anderen drei Standorten lagen nur vereinzelte Stämme am Boden.

Tab. 1: Bezeichnung und Lage der untersuchten Standorte an den Nordabhängen des Latemars. Angabe des Koordinatenformats: WGS 84.

Nr.	Standorttyp	Koordinaten Nord	Koordinaten Ost	Seehöhe
1C	Windwurf – geräumt	46°24'43.0" N	11°34'24.9" E	1.556 m
2C	Windwurf – geräumt	46°24'35.3" N	11°34'46.5" E	1.633 m
3C	Windwurf – geräumt	46°24'19.9" N	11°34'53.5" E	1.687 m
4C	Windwurf – geräumt	46°24'17.4" N	11°35'18.8" E	1.661 m
5C	Windwurf – geräumt	46°24'12.6" N	11°36'10.6" E	1.748 m
1D	Windwurf – ungeräumt	46°24'35.2" N	11°34'11.9" E	1.616 m
2D	Windwurf – ungeräumt	46°24'19.2" N	11°34'16.7" E	1.650 m
3D	Windwurf – ungeräumt	46°24'05.8" N	11°34'29.9" E	1.690 m
4D	Windwurf – ungeräumt	46°23'53.6" N	11°35'11.1" E	1.806 m
5D	Windwurf – ungeräumt	46°24'09.3" N	11°35'42.3" E	1.783 m
1F	Hochwald	46°24'21.8" N	11°33'54.5" E	1.578 m
2F	Hochwald	46°24'18.9" N	11°34'35.5" E	1.603 m
3F	Hochwald	46°24'06.9" N	11°34'51.2" E	1.645 m
4F	Hochwald	46°23'49.6" N	11°34'52.0" E	1.741 m
5F	Hochwald	46°23'59.6" N	11°35'29.4" E	1.845 m

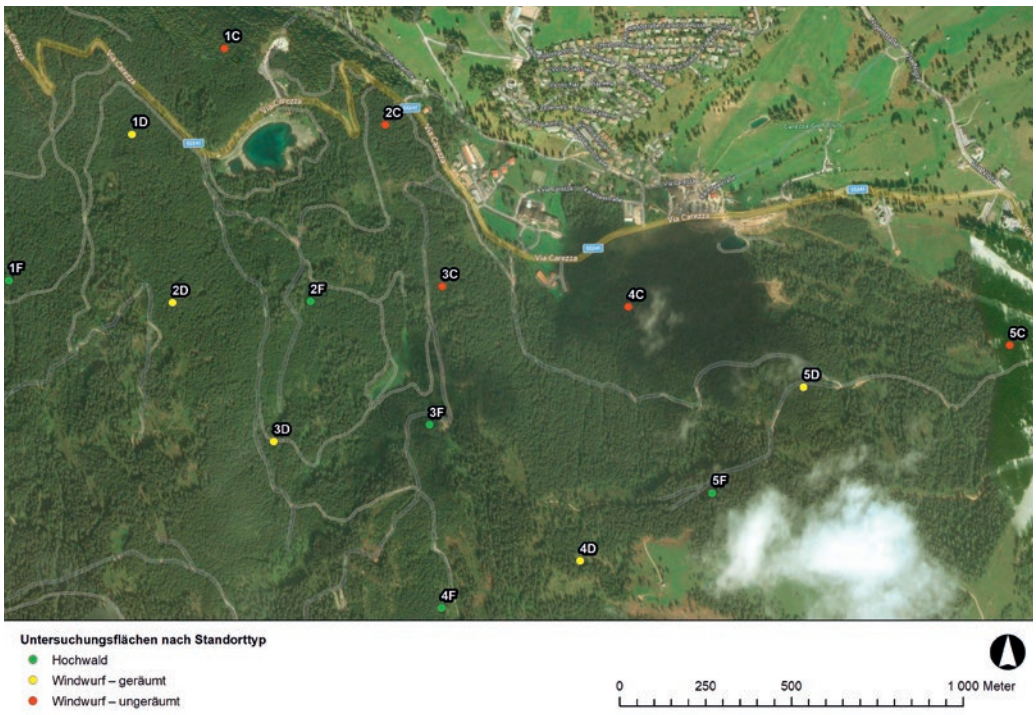

Abb. 3: Lage und Bezeichnung der untersuchten Flächen an den Nordabhängen des Latemars (vor dem Windwurf) (Grafik P. Zimmermann).

Abb. 4: Latemar, Standort 3D, Windwurf – ungeräumt (Foto T. Frieß).

Abb. 5: Latemar, Standort 2C, Windwurf – geräumt (Foto S. Messner).

Abb. 6: Latemar, Standort 5F, Hochwald (Foto T. Frieß).

3. Material und Methoden

Für die Erhebungen wurde ein quantitativer Ansatz gewählt, um für nachfolgende Monitoringdurchgänge eine replizierbare Erfassungsmethode vorzugeben. Zum Fang der Tiere (Käfer, Wanzen, Zikaden) wurde auf jeder Fläche eine Kreuzfensterfalle (Anflugfalle; Abb. 5) für 4 Wochen (Aufbau am 27./28.7.2020, Abbau am 25./26.8.2020) installiert. Diese bestehen aus gekreuzt ineinander geschobenen, transparenten Plexiglasscheiben (Dimension: Höhe 60 cm × Breite 40 cm), an deren unterem Ende sich ein Trichter mit einem Fanggefäß befindet. Zum Schutz vor starken Niederschlägen und vor Laubeintrag ist am oberen Ende der Falle eine Abdeckung angebracht. Als Fangflüssigkeit wurde ein Gemisch aus Ethanol, Wasser, Glycerin und Essigsäure im Verhältnis 4:3:2:1 verwendet. Weiters wurde sowohl am Tag des Anbringens als auch des Abbauens der Kreuzfensterfallen für je eine halbe Stunde (zeitstandardisiert) per Handfang (an Holz, unter der Rinde) nach Individuen der drei Insektengruppen Käfer, Wanzen und Zikaden gesucht, sowie ebenfalls für eine halbe Stunde per Kescher die an der Vegetation sitzende Fauna besammelt. In allen Flächen waren zudem je zwei Bodenfallen (Betreiber: M. Steinwandter) zweimal für je rund 3 Wochen (9.7.–29.7.2020, 8.9.–30.9.2020) im Einsatz. Daraus wurden lediglich Wanzen und Zikaden ausgewertet. Für die Gruppe der Rindenwanzen wurde am 25./26.8.2020 pro Fläche eine zusätzliche zeitstandardisierte Erfassung (30 Minuten pro Standort, zwei Kartierer) mit gezielter Suche auf und unter sich ablösender Borke sowie durch Abkehren und Abklopfen von Alt- und Totholz vorgenommen.
Ausfälle der Kreuzfensterfallen gab es auf den Flächen 2C und 3C. Hier wurde eine „Ersatz-Fangperiode“ gewählt (Zeitraum: 26.8.–20.9.2020).
Die Kombination aus den drei genannten Tiergruppen spiegelt aufgrund ihrer heterogenen ökologischen Ansprüche bzgl. Habitat (Bodenoberflächenbewohner, Gras- und Krautschichtbesiedler, ans Holz gebunden Arten) und trophischer Ebene (carnivore, phytophage, mycetophage Ernährung) die für Windwurfflächen maßgeblichen Effekte auf ökologische Gilden vieler Insektengruppen wider. Mit dieser Gruppenauswahl wird ein breites ökologisches Spektrum an waldbewohnenden Arten mit vielen anspruchsvollen Naturnähe-Indikator-Arten erfasst.
Die Determination der Käfer erfolgte im Regelfall nach der Bestimmungsserie „Die Käfer Mitteleuropas“, Bände 2–11 (Freude et al. 1964–1983) sowie der Nachtragsbände 12–15 (Lohse & Lucht 1989–1994, Lucht & Klausnitzer 1998). In schwierigen Fällen wurde weitere Spezialliteratur herangezogen. Die Nomenklatur folgt dem Catalogue of Palaearctic Coleoptera (Löbl & Smetana 2003–2013). Zur naturschutzfachlichen Bewertung der Flächen wurden die Gefährdungsangaben der Arten in der Roten Liste für Südtirol verwendet (Kahlen 2018).
Die Bestimmung der Wanzenarten erfolgte hauptsächlich mit den Arbeiten von Wagner (1952–1967) unter Zuhilfenahme der digitalen Wanzenabbildungen von G. Strauß (www.corisa.de). Reihenfolge und Nomenklatur folgen Rabitsch (2005). Eine Rote Liste für Südtirol existiert nicht. Für die Auswertung wird daher jene des nahe gelegenen und biogeographisch und naturräumlich ähnlichen Kärntens herangezogen (Friess & Rabitsch 2009).
Zikaden wurden mit Hilfe der Bestimmungswerke von Holzinger et al. (2003), Biedermann & Niedringhaus (2004) und Kunz et al. (2011) determiniert. Die Nomenklatur richtet sich nach Holzinger (2009a). Die Gefährdungseinstufungen folgen Holzinger (2009b) (Rote Liste Österreich), da die Roten Listen der Zikaden Südtirols und Kärntens deutlich veraltet sind.
Das determinierte Material aller Gruppen befindet sich in den Sammlungen des ÖKO-TEAMs – Institut für Tierökologie und Naturraumplanung, Graz (Coll. OEKO) und des Instituts für Angewandte Entomologie, Beverungen (Coll. CMCB).
Die Auswertungen und Interpretationen finden einerseits für Käfer und für Schnabelkerfe (Wanzen, Zikaden) getrennt und dann für alle Organismengruppen kombiniert statt. Ein Fokus wird auf den Unterschied zwischen den Hochwald-Standorten und den Windwurfflächen gelegt.

4. Ergebnisse

Im Folgenden werden zuerst die Ergebnisse der Käfer und Schnabelkerfe präsentiert und im dritten Teil eine Gesamtanalyse der Ergebnisse vorgestellt.

4.1 Käfer (Coleoptera)

Artenbestand

Es wurden 136 Arten aus 34 Käferfamilien festgestellt (Tab. 2). Die artenreichsten Familien waren Kurzflügelkäfer mit 30 und Rüsselkäfer mit 20 Spezies. Die häufigste Art war der Federflügler *Acrotrichis intermedia*, der mit 35 Exemplaren in neun von 15 Flächen angetroffen wurde. Individuenreichere Arten waren zudem *Leptusa pulchella*, Kurzflügelkäfer (28 Ex.), *Eusphalerum pallens*, Kurzflügelkäfer (23 Ex.), *Oreina cacaliae cacaliae*, Blattkäfer und *Phyllobius arborator*, Rüsselkäfer (je 22 Ind.). 68 Arten (50 % des Arteninventars) konnten lediglich in einem Exemplar nachgewiesen werden. 69 Arten sind xylobiont im Sinne von Schmidl & Bussler (2004) und Möller (2009). Eine Art ist in Südtirol stark gefährdet (*Phyllobius pomaceus*) (Kahlen 2018), für fünf Arten kann keine Gefährdungseinstufung vorgenommen werden (Stufe DD = Datenlage ungenügend, hierher wurden auch die Landesneufunde gestellt). Damit ergibt sich ein Anteil von nicht einmal 5 % Rote Liste-Arten am Gesamtarteninventar.

Tab. 2: Alphabetische Liste der nachgewiesenen Käferarten. RL: Rote Liste der Käfer Südtirols (Kahlen 2018): LC = ungefährdet, NT = nahezu gefährdet, DD = Datenlage ungenügend, EN = stark gefährdet. Xy: xylobionte Gilden (Schmidl & Bussler 2004, ergänzt): a = Altholzbesiedler, f = Frischholzbesiedler, m = Mulmhöhlenbesiedler, p = Holzpilzbesiedler. Rote Liste-Arten (inkl. DD-Arten) sind rot geschrieben. * = Neufunde für Südtirol (werden als DD eingestuft).

	Artname	RL	Xy	1C	1D	1F	2C	2D	2F	3C	3D	3F	4C	4D	4F	5C	5D	5F	Σ
1	*Abax parallelepipedus* (Piller & Mitterpacher, 1783)	LC									1								1
2	*Acrotrichis intermedia* (Gillmeister, 1845)	LC		7	2	4		6	3			4		4	1			4	35
3	*Agathidium arcticum* Thomson, 1862	LC	p															1	1
4	*Agathidium atrum* (Paykull, 1798)	LC	p											1					1
5	*Agathidium badium* Erichson, 1845	LC	p										3		1				4
6	*Agathidium nigripenne* (Fabricius, 1792)	LC	p								1								1
7	*Agrilus cyanescens* Ratzeburg, 1837	LC	f								1								1
8	*Altica* sp.	–		1															1
9	*Ampedus aethiops* Lacordaire, 1835	LC	a		1								1						2
10	*Ampedus nigrinus* (Herbst, 1784)	LC	a		1			1											2
11	*Anaspis kiesenwetteri* Emery, 1876	DD	a	1		1			1								3		6
12	*Anaspis rufilabris* (Gyllenhall, 1827)	LC	a				1		1		1		1				2		6
13	*Anogcodes fulvicollis* (Scopoli, 1763)	LC	a					1											1
14	*Anthaxia godeti* Gory & Laporte, 1839	LC	f	1															1
15	*Anthaxia helvetica* Stierlin, 1868	LC	f					1											1
16	*Anthaxia quadripunctata* (Linnaeus, 1758)	LC	f	1	1		1	1											4
17	*Anthophagus omalinus* Zetterstedt, 1828	LC																1	1
18	*Anthophagus* sp.	–												1					1
19	*Aphidecta obliterata* (Linnaeus, 1758)	LC												3				1	4
20	*Atheta incognita* (Sharp, 1869)	LC				1													1
21	*Atheta lativentris* (J. Sahlberg, 1876)	LC	p										1	1					2
22	*Atheta* sp.	–		1	1			1	1							1			5
23	*Athous subfuscus* (O. F. Müller, 1764)	LC			1	1						3						1	6
24	**Atomaria elongatula* Erichson, 1846	DD	p										1						1
25	*Atomaria turgida* Erichson, 1846	LC	a			1								1				3	5
26	*Baeocrara variolosa* (Mulsant & Rey, 1873)	LC	a	1		1			1										3

	Artname	RL	Xy	1C	1D	1F	2C	2D	2F	3C	3D	3F	4C	4D	4F	5C	5D	5F	Σ
27	*Batophila rubi* (Paykull, 1799)	LC		1			1												2
28	*Bolitochara mulsanti* Sharp, 1875	LC	p	1															1
29	*Brachypterus urticae* (Fabricius, 1792)	LC						2											2
30	*Buprestis rustica Linnaeus, 1758*	LC	f				1												1
31	*Byturus tomentosus* (De Geer, 1774)	LC												1					1
32	*Calyptomerus alpestris* Redtenbacher, 1849	LC	p			2								1				1	4
33	*Carabus depressus depressus* Bonelli, 1810	LC										1							1
34	*Cartodere nodifer* (Westwood, 1839)	LC	m											1				3	4
35	*Chaetocnema hortensis* (Geoffroy, 1785)	LC														1			1
36	*Chrysanthia viridissima* (Linnaeus, 1758)	LC	a					1											1
37	*Cis dentatus* Mellie, 1848	LC	p												1				1
38	*Cis punctulatus* Gyllenhal, 1827	LC	p				1							1					2
39	*Coccinella septempunctata* Linnaeus, 1758	LC					2												2
40	*Coxelus pictus* (Sturm, 1807)	LC	p		2		2						1	1		4	1		11
41	*Cryptocephalus aureolus* Suffrian, 1847	LC									1								1
42	*Cryptolestes alternans* (Erichson, 1846)	LC	f								1								1
43	*Cryptophagus scanicus* (Linnaeus, 1758)	LC	m									1					1		2
44	*Crypturgus pusillus* (Gyllenhal, 1813)	LC	f				1												1
45	*Crypturgus subcribrosus* Eggers, 1933	NT	f					1											1
46	*Curtimorda maculosa* (Neazen, 1794)	NT	a					6			2		2	1					11
47	*Cychrus attenuatus* Fabricius, 1792	NT				1									1				2
48	*Dadobia immersa* (W.F. Erichson, 1837)	LC	a	1		1		1											3
49	*Dictyoptera aurora* (Herbst, 1874)	LC	a									1							1
50	*Dinaraea arcana* (W.F. Erichson, 1839)	LC	a										1						1
51	*Dryocoetes autographus* (Ratzeburg, 1837)	LC	f					2		6				5					13
52	*Dryocoetes hectographus* Reitter, 1913	LC	f							2									2
53	*Enicmus histrio* Joy & Tomlin, 1910	LC	p					1											1
54	*Epuraea binotata* Reitter, 1872	LC	f						1									1	2
55	*Epuraea unicolor* (Olivier, 1790)	LC	f	1															1
56	*Eusphalerum luteum* (Marsham, 1802)	LC		1	2	3	1			4				3		1			15
57	*Eusphalerum pallens* (Heer, 1841)	LC				4								9		7		2	22
58	*Eusphalerum palligerum* (Kiesenwetter, 1847)	LC												1					1
59	*Gabrius* sp.	–		1															1
60	*Gaurotes virginea* (Linnaeus, 1758)	LC	a	1	3			3	1		2			1					11
61	*Glischrochilus quadripunctatus* (Linnaeus, 1758)	LC	f								1								1
62	*Hemicrepidius hirtus* (Herbst, 1784)	LC	a		1			1											2
63	*Hippodamia variegata* Goeze, 1777	LC			1		3												4
64	*Hylastes cunicularius* Erichson, 1836	LC	f					2											2
65	*Hylobius abietis* (Linnaeus, 1758)	LC	f		1			1											2
66	*Hylurgops palliatus* (Gyllenhal, 1813)	LC	f					2			1					1		1	5
67	*Ips typographus* (Linnaeus, 1758)	LC	f			2					11			2					15
68	*Ischnoglossa elegantula* (Mannerheim, 1830)	LC														1			1
69	*Latridius minutus* (Linnaeus, 1767)	LC	p		1														1
70	*Leiodes lucens* (Fairmaire, 1855)	LC												2					2
71	**Leiodes ruficollis* (Sahlberg, 1898)	DD									2								2
72	*Leiodes skalitzkyi* (Ganglbauer, 1899)	LC												1					1
73	*Leptusa pulchella* (Mannerheim, 1831)	LC	a	4			4	1	2	5	1	5	1	1		1		3	28
74	*Luperus viridipennis* Germar, 1824	LC												1					1
75	*Malthodes alpicola* Kiesenwetter, 1852	LC	a			1			1					1				1	4

	Artname	RL	Xy	1C	1D	1F	2C	2D	2F	3C	3D	3F	4C	4D	4F	5C	5D	5F	Σ
76	*Malthodes fuscus* (Waltl, 1838)	LC	a			1			1						5				7
77	*Malthodes* sp.	–				1						1						1	3
78	*Megarthrus depressus* (Paykull, 1789)	LC																1	1
79	*Megasternum concinnum* (Marsham, 1802)	LC		1															1
80	*Molorchus minor* (Linnaeus, 1758)	LC	f			1													1
81	*Monotoma longicollis* (Gyllenhal, 1827)	LC			1			2											3
82	*Mycetoporus mulsanti* Ganglbauer, 1895	LC										1							1
83	*Nemozoma elongatum* (Linnaeus, 1761)	LC	f								1								1
84	*Nicrophorus investigator* Zetterstedt, 1824	LC								1									1
85	*Notiophilus biguttatus* (Fabricius, 1779)	LC			3	2	2	1	4				2	2					16
86	*Nudobius lentus* (Gravenhorst, 1806)	LC	f										2						2
87	**Oedemera monticola* Svihla, 1978	DD									1								1
88	*Oreina cacaliae cacaliae* (Schrank, 1785)	LC				1			2		3	3		4	4		1	4	22
89	*Oreina gloriosa* (Fabricius, 1781)	LC													1	2			3
90	*Oreina intricata anderschi* (Duftschmid, 1825)	LC									1	1			1	1			4
91	*Oreina speciosa speciosa* (Linnaeus, 1767)	LC													1				1
92	*Orthotomicus laricis* (Fabricius, 1792)	LC	f								7								7
93	*Othius subuliformis* Stephens, 1833	LC							1										1
94	*Otiorhynchus carinatopunctatus* Retzius, 1783	LC									1								1
95	*Otiorhynchus gemmatus* (Scopoli, 1763)	LC													1				1
96	*Oxypoda ignorata* Zerche, 1996	LC																1	1
97	*Ocalea skalitzkyi* Bernhauer, 1902	LC												2				1	3
98	*Pedilophorus auratus* (Duftschmid, 1825)	LC												1					1
99	*Phosphuga atrata* (Linnaeus, 1758)	LC														1			1
100	*Phyllobius arborator* (Herbst, 1797)	LC			1	11					1	5		3	1				22
101	*Phyllobius glaucus* (Scopoli, 1763)	LC									1							1	2
102	*Phyllobius pomaceus* Gyllenhal, 1834	EN												1					1
103	*Pissodes harcyniae* (Herbst, 1795)	LC	f		1														1
104	*Pissodes validirostris* (C.R. Sahlberg, 1834)	LC	f														1		1
105	*Pityogenes chalcographus* (Linnaeus, 1761)	LC	f	1	3	1		6	1	1	1			2				2	18
106	*Plectophloeus fischeri* (Aube, 1833)	LC	a					1			1								2
107	*Podabrus alpinus* (Paykull, 1798)	LC												1					1
108	*Podistra prolixa* (Maerkel, 1852)	LC				1								1					2
109	*Polydrusus aeratus* (Gravenhorst, 1807)	LC										1							1
110	*Polydrusus impar* Gozis, 1882	LC									1								1
111	*Polygraphus poligraphus* (Linnaeus, 1758)	LC	f															2	2
112	*Prosternon tessellatum* (Linnaeus, 1758)	LC			1														1
113	*Protaetia cuprea metallica* (Herbst, 1782)	LC					2			2									4
114	*Pterostichus burmeisteri baldensis* Schaum, 1862	LC		2															2
115	*Pterostichus jurinei* (Panzer, 1802)	LC																1	1
116	*Pterostichus unctulatus* (Duftschmid, 1812)	LC			1				2										3
117	*Pteryx suturalis* (Heer, 1841)	LC	a					2				2						1	5
118	*Ptiliolum sahlbergi* (Flach, 1888)	LC																1	1
119	*Quedius alpestris* Heer, 1839	LC																1	1
120	*Quedius dubius* (Heer, 1839)	LC																1	1
121	*Quedius mesomelinus* skoraszewskyi Korge, 1961	LC	m						2			2		1					5
122	*Quedionuchus plagiatus* Mannerheim, 1843	LC	a					1											1
123	*Rhagonycha gallica* Pic, 1923	DD																1	1
124	*Rhagonycha nigripes* Redtenbacher, 1842	LC												1					1

	Artname	RL	Xy	1C	1D	1F	2C	2D	2F	3C	3D	3F	4C	4D	4F	5C	5D	5F	Σ
125	*Rhizophagus bipustulatus* (Fabricius, 1792)	LC	f				1					2							3
126	*Rhizophagus dispar* (Paykull, 1800)	LC	f				4	6	2		2	3				1		3	21
127	*Salpingus ruficollis* (Linnaeus, 1761)	LC	f						1										1
128	*Sepedophilus littoreus* (Linnaeus, 1758)	LC	a			1													1
129	*Serropalpus barbatus* (Schaller, 1783)	LC	a			1					1								2
130	*Silvanus bidentatus* (Fabricius, 1792)	LC	f					1						1				1	3
131	*Syntomium aeneum* (P. Müller, 1821)	LC									1								1
132	*Tachinus pallipes* (Gravenhorst, 1806)	LC									1				1				2
133	*Thanasimus femoralis* (Zetterstedt, 1828)	LC	f	1		1		1											3
134	*Trichodes alvearius* (Fabricius, 1792)	LC			1														1
135	*Trypodendron lineatum* (Olivier, 1795)	LC	f								1	1				1			3
136	*Zoosetha rufescens* (Kraatz, 1856)	LC																1	1
	Individuen			**29**	**30**	**45**	**27**	**56**	**28**	**21**	**51**	**37**	**16**	**64**	**19**	**23**	**9**	**47**	**502**
	Arten			**19**	**21**	**24**	**15**	**28**	**18**	**7**	**29**	**17**	**11**	**35**	**12**	**13**	**6**	**30**	

Faunistisch bemerkenswerte Nachweise

Atomaria elongatula

Atomaria elongatula (Abb. 7) besiedelt bevorzugt stärker dimensioniertes Laub- und Nadelholz feuchter und warmer Standorte. Der Schimmelkäfer kommt typischerweise bodennah an Schimmelrasen auf der Unterseite umgestürzter Bäume sowie unter verpilzten und vermulmten Borken nahe der Stammbasis vor. Auch stehende, trockene und verpilzte Stämme werden besiedelt. In weißfaulem Holz nutzt die Art schimmliges Nagemehl als Nahrungsquelle (Möller 2009). Die Art ist in Mitteleuropa weit verbreitet, aber sehr selten (Lohse & Lucht 1992). Ein Individuum wurde per Kescher in Fläche 4C (Windwurf – geräumt, 26.8.2020) gesammelt. Die Art ist neu für Südtirol.

Phyllobius pomaceus – Nessel-Blattrüssler

Der an Kräutern lebende Rüsselkäfer (Abb. 8) bevorzugt die Große Brennnessel (*Urtica dioica*) als Wirtspflanze. Adulti haben eine kurze Erscheinungszeit und fressen am Blattrand der Futterpflanzen, wohingegen die Larvalentwicklung an den Wurzeln stattfindet. Zu den natürlichen Habitaten der Art zählen diverse frische bis feuchte Lebensräume, darunter Hochstaudenfluren, Bachtäler und Waldsäume. Gelegentlich wird die Art an Hanf und Erdbeeren schädlich (Rheinheimer & Hassler 2010). Während *Phyllobius pomaceus* in Nordtirol häufig in Hochstaudenfluren am Rande von Auen und Feuchtwiesen vorkommt, ist aus Südtirol nur ein alter Fund aus Bozen bekannt (Kahlen 2018). Die Art ist in Österreich in wärmeren Lagen häufig, in höheren Lagen nur verstreut verbreitet. Sie ist in Südtirol als stark gefährdet eingestuft. Ein Einzeltier wurde in Fläche 4D (Windwurf – ungeräumt, 27.7.2020) gekeschert. Wiederfund für Südtirol seit über 150 Jahren.

Leiodes ruficollis

Zu den Lebensräumen dieses eurytopen Schwammkugelkäfers (Abb. 9) zählen Waldwege, Schonungen, Flussauen und Ruderalflächen. *Leiodes ruficollis* lebt mycetophil in der Bodenstreu, z. B. unter Kiefern und im Detritus (Koch 1989a). Lange wurde *L. ruficollis* Sahlberg (= *bicolor* Brancsik) zu *L. nigrita* Schmidt gestellt. Daffner (1983) räumte diese taxonomische Unklarheit in seiner Revision der paläarktischen Arten der Tribus Leiodini aus und grenzte *L. ruficollis* von *L. nigrita* (= *L. scita* Reitter in Freude et al. 1971) ab. Mehrere sichere Nachweise von *L. ruficollis* sind aus Nordtirol bekannt (Kahlen 1987, 2011). Nach Freude et al. (1971) ist die Art vom südlichen Nord- bis Südeuropa verbreitet und in Mitteleuropa überall selten. Geiser (2001) gibt Europa als Gesamtareal der Art an. In Fläche 4D (Windwurf – ungeräumt, 27.7.2020) konnte ein Individuum per Kescher erhalten werden. Die Art ist neu für Südtirol.

Abb. 7: Auf einer Windwurffläche gelang der Südtiroler Erstnachweis des Schimmelkäfers *Atomaria elongatula*. Die Art bevorzugt großdimensioniertes Totholz (Foto S. Aurenhammer).

Abb. 8: Der Nessel-Blattrüssler (*Phyllobius pomaceus)* wurde nach über 150 Jahren erstmals wieder in Südtirol angetroffen (Foto S. Aurenhammer).

Abb. 9: Der Schwammkugelkäfer *Leioderes ruficollis* lebt mycetophil in der Bodenstreu und wird erstmals für Südtirol dokumentiert (Foto S. Aurenhammer).

Abb. 10: Der erste Nachweis des blütenbesuchenden Scheinbockkäfers *Oedemera monticola* für Südtirol konnte auf einer ungeräumten Windwurffläche erbracht werden (Foto S. Aurenhammer).

Oedemera monticola

Oedemera monticola (Abb. 10) ist eine Gebirgsart, die blühende Hochstauden besucht (Koch 1989b). Dieser Scheinbockkäfer wurde erst im Jahr 1978 als eigenständige Art beschrieben und von *O. virescens* (Linnaeus, 1767) abgetrennt. Sein Verbreitungsgebiet erstreckt sich von den Karpaten bis zum Engadin. Vorkommen wurden z. B. aus dem Harz, der Rhön (Lohse 1982), aus dem Kalser Dorfertal in Osttirol (Gros et al. 2007) und unlängst aus dem Gesäuse gemeldet (ÖKOTEAM 2017). Es ist anzunehmen, dass die Art bislang oft verkannt wurde. Ein Tier wurde in Fläche 3D (Windwurf – ungeräumt, 27.7.2020) gekeschert. Die Art ist neu für Südtirol.

4.2 Wanzen und Zikaden (Hemiptera)

Artenbestand

Insgesamt wurden 29 Wanzen- und 24 Zikadenarten (davon 19 auf Artniveau bestimmt) festgestellt, alle 713 Individuen wurden ausgewertet (Tab. 3). Nur wenige Arten konnten in höheren Stückzahlen (> 5 Exemplare) nachgewiesen werden. Unter den Wanzen dominierte die polyphage, an diversen Kräutern saugende Miride *Lygus wagneri*, die typisch für mesophiles Offenland, insbesondere sonnige Standorte, in dieser Höhenlage ist. Weitere mesophile Offenlandarten sind die Glasflügelwanze *Rhopalus parumpunctatus* und die an Gräsern saugende Charakterart für grasige Standorte der Hochmontan-/Subalpinstufe *Stenodema holsata*. Die beiden weiteren, in höheren Stückzahlen angetroffenen Arten fanden sich im Zuge der Rindenwanzenkartierung unter Rinde von Totholz: *Aradus pictellus* wird an sich selten gefunden und lebt an verpilztem,

besonntem und stark dimensioniertem Fichtentotholz (Morkel & Friess 2018); *Xylocoris cursitans* lebt räuberisch von kleinen, weichhäutigen Totholzbewohnern bzw. von deren Larven und Eiern. Unter den Zikaden konnten nur die häufige, polyphage Zwergzikade *Evacanthus interruptus* sowie die in montanen Offenlandlebensräumen stetig vertretene *Erythria manderstjernii* mehrfach beobachtet werden. Die Anzahl an Rote Liste-Arten unter den Zikaden und Wanzen war mit drei gefährdeten Arten (*Aradus crenaticollis*, *A. pictellus*, *Loricula elegantula*) ebenfalls sehr gering.

Tab. 3: Alphabetische Liste der nachgewiesenen Wanzen- und Zikadenarten. RL: Wanzen: Rote Liste der Wanzen Kärntens (Friess & Rabitsch 2009), Zikaden: Rote Liste der Zikaden Österreichs (Holzinger 2009b): LC = ungefährdet, NT = nahezu gefährdet, DD = Datenlage ungenügend, VU = gefährdet; ÖT = Ökologische Typen (siehe Friess & Rabitsch 2009, Holzinger 2009b): UK = Ubiquist, MW = mesophile Waldart, MS = mesophile Saumart, MO = mesophile Offenlandart, AO = (montan-) alpine Offenlandart, XO = xerothermophile Offenlandart. Rote Liste-Arten (inkl. DD-Arten) sind rot geschrieben. * = Neufund für Südtirol.

	Taxa	RL	ÖT	1C	1D	1F	2C	2D	2F	3C	3D	3F	4C	4D	4F	5C	5D	5F	Σ
	Heteroptera																		
1	*Acalypta musci* (Schrank, 1781)	LC	HW						1					2					3
2	*Anthocoris nemorum* (Linnaeus, 1761)	LC	UK								1								1
3	*Aradus betulinus* Fallén, 1807	NT	MW	2								4		2					8
4	*Aradus crenaticollis* R.F. Sahlberg, 1848	VU	MW													1			1
5	*Aradus pictellus* Kerzhner, 1972	VU	MW		5	19										2			26
6	*Atractotomus magnicornis* (Fallén, 1807)	LC	MW			1								1				1	3
7	*Bryocoris pteridis* (Fallén, 1807)	LC	MS									1							1
8	*Calocoris alpestris* (Meyer-Dür, 1843)	NT	AO								1	1						2	4
9	*Carpocoris melanocerus* (Mulsant & Rey, 1852)	NT	AO	1															1
10	*Corizus hyoscyami* (Linnaeus, 1758)	LC	MO	2			1												3
11	*Cremnocephalus alpestris* Wagner, 1941	LC	AO									1		4			1		6
12	*Dolycoris baccarum* (Linnaeus, 1758)	LC	MO	3	1		1			2						1			8
13	*Grypocoris sexguttatus* (Fabricius, 1777)	LC	MS											1				1	2
14	*Loricula elegantula* (Baerensprung, 1858)	VU	MW						1										1
15	*Lygocoris pabulinus* (Linnaeus, 1761)	LC	MS								1	1		4		1		1	8
16	*Lygus wagneri* Remane, 1955	LC	MO	2			25			5				3	2	10		1	48
17	*Mecomma ambulans* (Fallén, 1807)	LC	MS											3					3
18	*Monalocoris filicis* (Linnaeus, 1758)	LC	MS									6		1	1				8
19	*Neottiglossa pusilla* (Gmelin, 1790)	LC	MO				1												1
20	**Nysius cymoides* (Spinola, 1837)	LC	XO	1															1
21	*Pinalitus rubricatus* (Fallén, 1807)	LC	MW									2					1		3
22	*Plagiognathus arbustorum* (Fabricius, 1794)	LC	UK	1			1												2
23	*Rhopalus parumpunctatus* Schilling, 1829	LC	MO				10												10
24	*Spilostethus pandurus* (Scopoli, 1763)	DD	XO													1			1
25	*Stenodema holsata* (Fabricius, 1787)	LC	MO			2	1							2	2	1	2	2	12
26	*Stenodema sericans* (Fieber, 1861)	NT	MO				1												1
27	*Stictopleurus punctatonervosus* (Goeze, 1778)	LC	MO	6											1				7
28	*Trapezonotus dispar* Stål, 1872	LC	MS		6		3												9
29	*Xylocoris cursitans* (Fallén, 1807)	LC	MW		1			10					3						14
	Auchenorrhyncha																		
30	*Arocephalus longiceps* (Kirschbaum 1868)	LC	MO				1												1
31	*Balclutha punctata* (Fabricius 1775) sensu Wagner, 1939	LC	MO										1						1
32	*Cicadella viridis* (Linnaeus 1758)	LC	MO											2					2
33	*Ebarrius cognatus* (Fieber 1869)	NT	AO				1	2					1	2					6

	Taxa	RL	ÖT	1C	1D	1F	2C	2D	2F	3C	3D	3F	4C	4D	4F	5C	5D	5F	Σ
34	*Elymana kozhevnikovi* (Zachvatkin 1938)	DD	MW				1				2								3
35	*Empoasca* sp.										3								3
36	*Errastunus ocellaris* (Fallén 1806)	LC	MO				11					1	2	5		4			23
37	*Errhomenus brachypterus* Fieber 1866	LC	MW		5	7	1		3	3	1	4				1		1	26
38	*Erythria manderstjernii* (Kirschbaum 1868)	LC	AO			1				2	13	1	1	11			5	8	42
39	*Eupteryx cyclops* Matsumura 1906	LC	MS					1											1
40	*Evacanthus interruptus* (Linnaeus 1758)	LC	MS	2		2	12	22	10	4	5	5	40	142	2	89	16	8	359
41	*Jassargus baldensis* Schulz 1976							3											3
42	*Jassargus* sp.													1					1
43	*Javesella discolor* (Boheman 1847)	LC	MS															1	1
44	*Javesella* sp.													1					1
45	*Macrosteles cristatus* (Ribaut 1927)	LC	UK								1								1
46	*Neophilaenus lineatus* (Linnaeus 1758)	LC	MO								2	1		2		1			6
47	*Ophiola decumana* (Kontkanen 1949)	LC	MO	4	5			11											20
48	*Ophiola* sp.					1	1				1								3
49	*Philaenus spumarius* (Linnaeus 1758)	LC	MO				3			3						1			7
50	*Planaphrodes nigrita* (Kirschbaum 1868)	LC	HW	1				1		1						1			4
51	*Psammotettix helvolus* (Kirschbaum 1868) – Gr.	LC	MO										1						1
52	*Psammotettix* sp.													1					1
53	*Speudotettix subfusculus* (Fallén 1806)	LC	MW										1						1
	Individuen			**25**	**23**	**33**	**75**	**50**	**15**	**20**	**31**	**28**	**50**	**190**	**8**	**114**	**25**	**26**	**713**
	Arten			**11**	**6**	**6**	**17**	**7**	**4**	**7**	**11**	**12**	**8**	**19**	**5**	**13**	**5**	**10**	

Faunistisch bemerkenswerte Nachweise

Aradus pictellus – Verborgene Rindenwanze

Aradus pictellus (syn. *Aradus obtectus* Vásárhelyi, 1988) (Abb. 11) lebt bevorzugt an toten Fichten und Tannen in hochmontanen Lagen. Sie ist eine Charakter- und Zielart für totholzreiche Nadelwälder und benötigt stärker dimensioniertes, stehendes Fichtentotholz, das mit Porlingen (v.a. *Fomitopsis pinicola*) besetzt ist (Abb. 14). *A. pictellus* gilt als gefährdet (Friess & Rabitsch 2009). Die Art profitiert insbesondere von Borkenkäferkalamitäten und Windwürfen (Seibold et al. 2014, Morkel & Friess 2018). Bislang wurde die Art erst einmal für Südtirol im Gebiet von Hafling bei Meran nachgewiesen (Heiss & Péricart 2007; vgl. www.florafauna.it). Bei Heiss & Hellrigl (1996) wird die Art nicht gelistet (oder als *Aradus pictus* geführt). Obwohl die Art anspruchsvoll ist, kann angenommen werden, dass diese Rindenwanze in den Bergwäldern Südtirols verbreitet lebt. Im Rahmen der Untersuchung fand sie sich an drei Standorten, am zahlreichsten in einem bestehenden Hochwald an einer Hochstubbe.

Aradus crenaticollis – Gekerbte Rindenwanze

Die Art (Abb. 12) lebt ebenfalls an Fichte (Totholz, verpilzt), bevorzugt montane und subalpine Lagen innerhalb der Alpen und gilt in ganz Mitteleuropa als selten. Für Südtirol sind in der Datenbank www.florafauna.it nur drei Funde verzeichnet, wobei zwei aus Tamanini (1982) stammen und ein nicht publizierter Fund aus dem Ultental stammt (S. Ballini, 2016). Im Latemarwald konnte ein Tier an einem alten Fichtenstrunk (nicht erst durch Windwurf entstanden) entdeckt werden.

Nysius cymoides

Nysius cymoides (Abb. 13) ist eine turanisch-mediterran verbreitete, xerophil-epigäische Bodenwanze. Sie lebt in trocken-heißen Offenlandbiotopen mit sandigem, steinigem Substrat, insbesondere unter und an Arten der Gattungen *Artemisia*, *Centaurea*

Abb. 11: *Aradus pictellus* bevorzugt stark dimensioniertes, stehendes Fichtentotholz und gilt als Profiteur von Borkenkäferkalamitäten und Windwürfen (Foto C. Morkel).

Abb. 12: *Aradus crenaticollis* ist eine seltene, an verpilztem Fichtentotholz lebende Rindenwanze (Foto C. Morkel).

Abb. 13: *Nysius cymoides*, ein Landesneufund für die Südtiroler Fauna (Foto G. Kunz).

und *Erigeron*. Funde sind bis in die Subalpinstufe bekannt. In Mitteleuropa gilt sie als verbreitet, aber selten und wird meist nur in geringen Stückzahlen angetroffen. Ein Tier fand sich in der Kescherfangprobe in der Fläche 1C (Windwurf – geräumt, 26.8.2020). Die Art ist neu für Südtirol.

Erythria manderstjernii – Bergblattzikade
Die Bergblattzikade (Abb. 15) ist eine (montan-)alpine Offenlandart, die sich polyphag von Kräutern ernährt. Ihr Lebensraum umfasst vor allem alpine Rasen und Matten sowie lichte Wälder. Sie fand sich in geringen Abundanzen in sechs untersuchten Standorten.

Abb. 14: Fundort von *Aradus pictellus* am bereits geräumten Rand des Standortes 1D (ungeräumt). Die Fichtenhochstubbe ist älter, stand schon vor dem Windwurf besonnt und war bereits verpilzt (Foto C. Morkel).

Abb. 15: *Erythria manderstjernii* ist eine stetig in jungen und offenen Waldsukzessionsflächen auftretende Blattzikade (Foto G. Kunz).

Abb. 16: *Elymana kozhevnikovi* lebt an Reitgras und kommt in Waldblößen vor (Foto G. Kunz).

Elymana kozhevnikovi – Tatarengraszirpe
Als mesophile Waldart besiedelt *Elymana kozhevnikovi* (Abb. 16) Hochgrasbestände in Wäldern und an Waldrändern wie auch in Kahlschlägen. Die Vertikalverbreitung erstreckt sich von der kollinen bis zur montanen Höhenstufe. Diese Zwergzikade ernährt sich monophag 2. Grades von *Calamagrostis* spp. Sie fand sich einem Exemplar am Standort 3D.

Evacanthus interruptus – Gelbschwarze Schmuckzikade
Die häufige und auffällig schwarz-gelb gestreifte Zwergzikade (Abb. 17) lebt als mesophile Saumart an Waldrändern, Säumen, in Staudenfluren und Ruderalflächen und besaugt polyphag Kräuter und Stauden. Sie besiedelt Habitate der kollinen bis alpinen Höhenstufe, wobei sie in der Kraut-, Strauch- oder Baumschicht lebt. Sie wurde in neun Flächen gesammelt.

Abb. 17: *Evacanthus interruptus* ist eine typische Art von Schlagfluren und Säumen und der mit Abstand häufigste Schnabelkerf in den Untersuchungsflächen. Sie lebt polyphag an diversen Kräutern und Stauden (Foto G. Kunz).

Abb. 18 a-j: Auswertungen bezüglich Arten- und Individuenzahlen von xylobionten Käfern, allen Käfern, Schnabelkerfen und aller Gruppen gemeinsam für Windwurfgebiete und Hochwald im Vergleich.

4.3 Gesamtergebnisse und Zönotik

Im direkten Vergleich des bestehenden Hochwaldes zu den angrenzenden Windwurfflächen sind sowohl die Arten- als auch die Individuenzahlen aller untersuchter Insektengruppen ähnlich, die Diversitäts-Spannweite bei geworfenen Flächen ist aber insgesamt höher. Das heißt, die artenreichsten und artenärmsten Flächen sind jeweils Windwurfstandorte (Abb. 18 e-h).

Der Anteil gefährdeter Arten ist insgesamt sehr gering, das trifft für Windwurf- wie für Hochwaldflächen gleichermaßen zu. Bei Windwurfflächen sind 88 % aller Arten, im Hochwald 91 % aller Arten aktuell ungefährdet. Geringfügig mehr Arten der Vorwarnstufe kommen in den geworfenen Waldstandorten vor (Abb. 19).

Bezüglich der festgestellten Arten- und Individuenzahlen unter den Käfern zeigen die ungeräumten Windwürfe die durchschnittlich höchsten Werte, aber auch die größte Amplitude der festgestellten Werte. Hochwald-Standorte sind sowohl arten- als auch individuenreicher als geräumte Windwurfflächen. Bei den Hemipteren zeigt sich ein ähnliches Bild: Ungeräumte Flächen können im Vergleich die artenreichsten wie auch die artenärmsten sein. Bei Wanzen und Zikaden sind die ungeräumten Flächen am individuenreichsten. Für alle drei Taxa zusammen ergibt sich bezüglich der Arten- und Individuenzahlen der Trend (nicht signifikant), dass die ungeräumten Windwurfflächen die höchsten Werte aufweisen, gefolgt von den Hochwald-Standorten und anschließend den geräumten Flächen (Abb. 18 a-d).

Bei den Käfern zeigt sich eine leichte, nicht signifikante Erhöhung der Artenzahl xylobionter Arten, insbesondere von Frischholzbesiedlern (Abb. 20), in den Windwurfflächen im Vergleich zu den Hochwald-Standorten. Anteilsmäßig ist dieser bei den

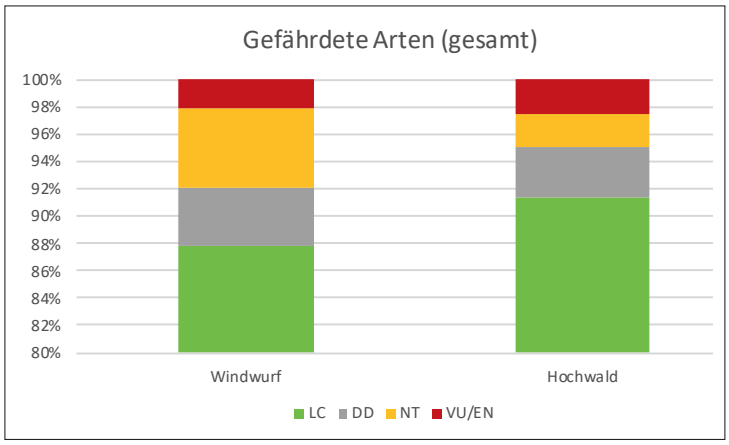

Abb. 19: Anteile gefährdeter Arten für Windwurfgebiete und für Hochwald-Standorte. LC = ungefährdet, DD = Datenlage ungenügend, NT = nahezu gefährdet, VU/EN = gefährdet/stark gefährdet.

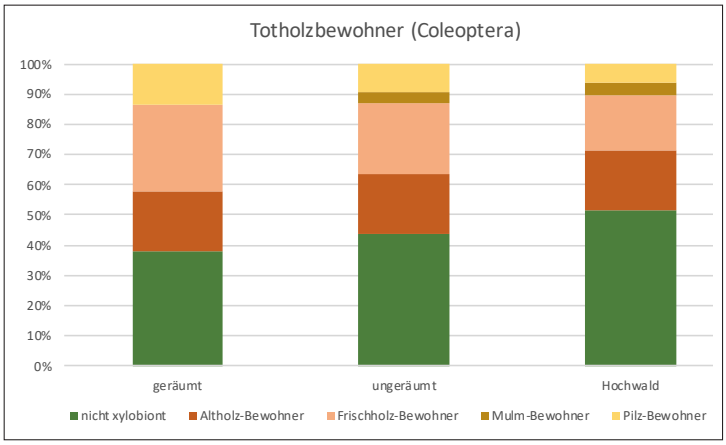

Abb. 20: Anteile nicht xylobionter und unterschiedlicher Typen von xylobionten Käfern in ungeräumten und geräumten Windwurfgebieten sowie im Hochwald.

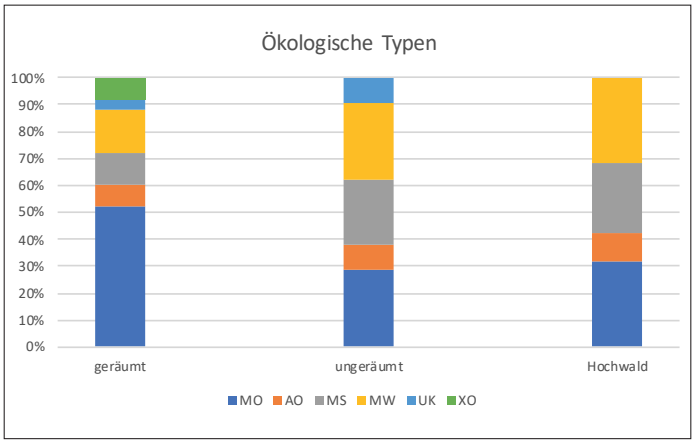

Abb. 21: Anteile unterschiedlicher ökologischer Typen von Schnabelkerfen in ungeräumten und geräumten Windwurfgebiete und im Hochwald. MO = mesophile Offenlandart, AO = (montan-)alpine Offenlandart, MS = mesophile Saumart, MW = mesophile Waldart, UK = Ubiquist, XO = xerophile Offenlandart.

ungeräumten Standorten am stärksten. Bei den Hemipteren zeigt sich erwartungsgemäß eine Erhöhung in der Anzahl an Vertretern unterschiedlicher ökologischer Gilden in den geworfenen Flächen. Der Anteil von Offenlandarten nimmt zu, jener der Wald- und Saumarten ab. Ubiquisten, oftmals ausbreitungsstarke Arten, kommen nur in den Windwurfflächen vor, xerophile Offenlandarten nur in den geräumten Windwurflächen (Abb. 21).

5. Diskussion

Generell gilt, dass Windwürfe eine Zunahme der Biodiversität auf lokaler und regionaler Ebene herbeiführen und einen wichtigen Faktor für die Erhaltung der Biodiversität in Wäldern darstellen (z. B. Bouget & Duelli 2004). Die meisten Organismengruppen reagieren positiv auf ein derartiges Ereignis, insbesondere Arten der frühen Waldsukzessionsphasen und lichtliebende Totholzbewohner. Das zeigen auch erste Ergebnisse aus dem Latemargebiet, u. a. durch eine Zunahme bei höheren Pflanzen, Tagfaltern und Heuschrecken. Moose nahmen in den Latemar-Windwurfgebieten hingegen stark ab (Paniccia et al. 2020). Duelli et al. (2002), Duelli & Obrist (2002) und Wermelinger et al. (2017) konnten in schweizerischen Windwurfflächen 50 % mehr Tiere als im Wald feststellen. Die hier untersuchten Insektengruppen Käfer, Wanzen und Zikaden bestätigen die Zunahme der Diversität in Windwurfgebieten nicht. Die Gruppen sind teilweise artenreicher, teilweise aber auch artenärmer als jene der jeweiligen Hochwald-Standorte.

Qualitativ betrachtet zeigen die Windwurfgebiete eine andere Zusammensetzung der Fauna als die Hochwaldflächen. Da es zum gleichzeitigen Auftreten von Wald-, Saum- und Offenlandarten kommt, sind mehr unterschiedliche ökologische Gilden präsent. Allerdings zeigen sich keine wesentlichen qualitativen Unterschiede bezüglich der naturschutzfachlich relevanten Rote Liste-Arten. Die Anteile gefährdeter Spezies am Artenbestand sind generell sehr gering. Ein Grund hierfür ist, dass die Standorte ursprünglich allesamt altersgleiche, geschlossene Fichten-Wirtschaftswälder mit einem geringen Anteil wertgebender Sonderhabitate, wie besonnter Totholzflächen, Feuchtstellen, oder Felsstandorte, die generell mehr Rote Liste-Arten beherbergen, waren.

Die höchsten Werte, sowohl an Arten als auch an Individuen, erreichen in der vorliegenden Studie ungeräumte Flächen, vermutlich insbesondere aufgrund des Strukturreichtums und des Totholzangebots. Allerdings weichen die ungeräumten Flächen nicht nur im Post-Windwurf-Management von den geräumten ab, sondern sind z. T. in Folge eines späteren Schadereignisses entstanden (Schneedruckereignis Herbst 2019) und weisen zudem etwas unterschiedliche standörtliche Bedingungen auf. Die vorliegende Studie kann aus diesen Gründen keine klare Antwort auf die Auswirkungen einer kompletten Räumung vs. eines Räumungsverzichtes der Fläche geben.

Verschiedene Studien weisen jedoch darauf hin, dass der Verzicht auf eine Räumung solcher Flächen positive Effekte auf die Biodiversität haben kann: Wermelinger et al. (1995, 2002) und Thorn et al. (2014) konnten deutliche Unterschiede zwischen geräumten und ungeräumten Windwurfflächen hinsichtlich der Diversität xylobionter Käfer nachweisen. Die Arten- und Individuenzahl war auf den geräumten Windwurf-Flächen geringer, unter anderem durch den Verlust an Totholz. Im Gegensatz dazu kamen Duelli et al. (2002) nach mehrjähriger Untersuchung nach einem Windwurf zum Ergebnis, dass es keine signifikanten Unterschiede zwischen geräumten und ungeräumten Windwurf-Flächen in der Gesamt-Diversität gibt. Die Artendiversität in geräumten Flächen kann erhöht sein, wenn flächiger und schneller eine pflanzliche Sukzession mit der Ausprägung einer strukturreichen Pflanzendecke ermöglicht wird, sodass insbesondere Phytophage davon profitieren. Das hat Auswirkungen auf die Artenzahlen der untersuchten Insektengruppen, insbesondere bezüglich der ökologischen Zusammensetzung der Artengemeinschaften. Ähnliches haben Wermelinger et al. (2017) beschrieben und Unterschiede in der Ausprägung der funktionellen Gruppen in geräumten und nicht geräumten Windwurfflächen erkannt. Schönenberger et al. (2003) haben aus unterschiedlichen Blickrichtungen die Wirkungen von Windwürfen in der

Abb. 22: Für viele Totholzbesiedler sowie die weitere Sukzession des Totholzes ist in den kommenden Jahren die Menge an Totholz und die Besiedlung mit Totholzpilzen (hier *Fomitopsis pinicola*) von Bedeutung. Fundstelle von *Aradus betulinus* (Foto T. Frieß).

Schweiz beleuchtet und kommen bezüglich der Räumung zu dem Schluss, dass diese nur teilweise und aufgrund von Bodenverdichtung, Verletzungen des Oberbodens und zur Schonung der Mykorrhizapilze unter Bedacht erfolgen soll. Schönenberger et al. (2003) schlagen deshalb eine Räumung und Ernte dort vor, wo diese gewinnbringend betrieben werden kann. Bei der Beantwortung der Frage, ob eine Räumung erfolgen soll oder nicht, sollten allerdings auch biodiversitätsrelevante Faktoren wie Flächengröße, Exposition, Holzklassen und Präsenz von Sonderlebensräumen Berücksichtigung finden. Totholz erfüllt wichtige Funktionen in Windwurfflächen, wie Schutz vor Erosion und Lawinen, und stellt eine bedeutende Nährstoffquelle für den Bodenaufbau dar.
Für Windwurfflächen wird daher zum Schutz bzw. zur Förderung der Biodiversität empfohlen nur teilweise und mosaikartig zu räumen (u. a. Schöneberger et al. 2003). Bezüglich des Managements ist, wie von amtlicher Seite in Südtirol vorgesehen, die Naturverjüngung prioritär und Aufforstungen sollen nur im Objekt- und Standortschutzwald erfolgen (Autonome Provinz Bozen, Abt. Forstwirtschaft 2020). Die vorliegende Studie unterstreicht diese Empfehlungen.
Ein Grund für die Tatsache, dass forstwirtschaftlich schädliche Borkenkäfer keine relevanten Entwicklungen im Latemargebiet genommen haben, kann (neben der raschen Aufarbeitung) sein, dass der Windwurf Ende Oktober stattgefunden hat und mit der nachfolgenden Trockenheit im Winter das Holz so stark ausgetrocknet ist, dass Frischholzbesiedler keine günstigen Entwicklungsbedingungen mehr vorgefunden haben (M. Kahlen, schriftl. Mitt.). Das kann auch eine plausible Erklärung für die zum Erhebungszeitraum generell im Gebiet zu beobachtende schwache Xylobionten- und Holzpilzbesiedlung sein.
Bei den untersuchten Standorten handelt es sich um junge Windwurfflächen. Die Besiedelung durch spezialisierte xylobionte Käfer und saproxyl-mycetophage Rindenwanzen zeigt in dieser frühen Phase der Entwicklung keine nennenswerte Dynamik, auch wenn in frischen ungeräumten Windwurfflächen Xylobionte profitieren. Für Rindenwanzen sind vor allem mittlere Zerfallsphasen relevant und eine ausreichende Besiedelung mit Totholzpilzen ist obligat (Abb. 22). Beides ist zwei Jahre nach dem Sturmereignis noch nicht gegeben und diese Indikatoren sind daher schwach ausgeprägt, es kann aber von einer zunehmenden Pilzbesiedlung in den Folgejahren ausgegangen werden. Qualitative Unterschiede werden bei einigen Käferfamilien (z. B. Buprestidae, Cerambycidae), aufgrund der langen Larval-Entwicklung, erst nach mehreren Jahren deutlicher (vgl. Wermelinger et al. 2002). Die Grundlagen für eine weitere wissenschaftliche Begleitung der Flächen ist gelegt – die tatsächlichen Auswirkungen des Sturmereignisses und des Holzmanagements werden in den kommenden Jahren durch die zeitliche Entwicklung deutlicher werden.

6. Zusammenfassung

In der Umgebung des Karer Sees (Italien, Südtirol), im so genannten Latemarwald, kam es im Oktober 2018 aufgrund eines Sturmereignisses in montanen und subalpinen Fichtenbeständen zu einem großflächigen Windwurf. An insgesamt 15 Waldstandorten wurden im Sommer 2020 mit unterschiedlichen (semi-)quantitativen Methoden die Käfer-, Wanzen- und Zikadenfauna erfasst. Untersucht wurden drei Lebensraumtypen mit jeweils fünf Standorten (unbeeinträchtigte Hochwaldbestände, ungeräumte und geräumte Windwurfflächen). Ziel war die vergleichende Untersuchung der Insektenfauna dieser drei Lebensraumtypen. Zudem soll das Ergebnis die Grundlage für ein weiterführendes Sukzessionsmonitoring der jungen Windwurfflächen sein.
Es wurden 136 Käfer-, 29 Wanzen- und 24 Zikadentaxa festgestellt. Die drei Käferarten *Atomaria elongatula*, *Leiodes ruficollis* und *Oedemera monticola* sowie die Wanzenart *Nysius cymoides* wurden erstmals für die Südtiroler Fauna dokumentiert. Die Anzahl an Rote Liste-Arten ist in jeder Gruppe sehr gering. Der Flächenvergleich ergibt sowohl bei Arten- als auch bei Individuenzahlen sehr ähnliche Werte der Lebensraumtypen bei allen untersuchten Insektengruppen. Unter den Xylobionten, insbesondere den Frischholzbesiedlern, fällt aber die deutlich erhöhte Artendiversität in den ungeräumten Flächen auf. Die Varianz der Diversität ist bei Windwurf-Flächen, insbesondere bei ungeräumten, höher als beim Hochwald. Demnach sind die artenreichsten und artenärmsten Flächen jeweils Windwurfstandorte. Bei den Wanzen und Zikaden ist der Anteil an Offenlandarten und der hierin enthaltenen ökologischen Gilden erhöht, letztere zeigen Unterschiede zwischen den ungeräumten und geräumten Varianten. In Übereinstimmung mit der Literatur verstehen wir das als Hinweise darauf, dass die nur teilweise und mosaikartige Räumung von Windwurfflächen für die Biodiversität förderlich ist.

7. Dank

Für die Bestimmung schwieriger Käfertaxa sowie für fachlich wertvolle Anmerkungen sind wir M. Kahlen zu großem Dank verpflichtet. Einzelne weitere Käfer wurden dankenswerterweise von J. Esser, H. Fuchs, J. Jelinek, A. Kopetz, M. Sörensson und A. Kapp determiniert. Für Fotos und Grafiken danken wir G. Kunz und P. Zimmermann. Wertvolle Anmerkungen zum Manuskript verdanken wir M. Goßner.

8. Literatur

Autonome Provinz Bozen, Abteilung Forstwirtschaft, 2020: Endbericht Vaia 2018, Unwetter- und Windwurfereignisse in Südtirol vom 27.10. bis 30.10.2018. Dezember 2020, 76 pp.

Biedermann R. & Niedringhaus R., 2004: Die Zikaden Deutschlands. Bestimmungstafeln für alle Arten. WABV Fründ, Scheeßel, Deutschland, 409 pp.

Bouget C. & Duelli P., 2004: The effects of windthrow on forest insect communities: A literature review. Biological Conservation, 118 (3): 281–299.

Chirici G., Giannetti F., Travaglini D. et al., 2019: Forest damage inventory after the "Vaia" storm in Italy. For. Riv di Selvic ed Ecol For, 16: 3–9. url: https://doi.org/10.3832/efor3070–016

Daffner H., 1983: Revision der paläarktischen Arten der Tribus Leiodini Leach (Coleoptera, Leiodidae). Folia Entomologica Hungarica (Series nova), 44 (2): 9–163.

Duelli P. & Obrist M. K., 2002: Räumen oder belassen? Die Entwicklung der faunistischen Biodiversität auf Windwurfflächen im schweizerischen Alpenraum. Verh. Ges. Oekol, 29: 117–131.

Duelli P., Obrist M. K. & Wermelinger B., 2002: Windthrow-induced changes in faunistic biodiversity in alpine spruce forests. For. Snow Landsc. Res, 77 (1/2): 117–131.

Ellenberg H. & Leuschner C., 2010: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 6. vollständig neu bearbeitete und stark erweiterte Auflage von C. Leuschner. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 1334 pp.

Freude H., Harde K. W. & Lohse G. A., 1964–1983: Die Käfer Mitteleuropas. Bände 2–11. Goecke & Evers, Krefeld.

Freude H., Harde K. W. & Lohse G. A., 1971: Die Käfer Mitteleuropas – Adephaga 2. Band 3. Goecke & Evers, Krefeld. 364 pp.

Friess T. & Rabitsch W., 2009: Checkliste und Rote Liste der Wanzen Kärntens (Insecta: Heteroptera). Carinthia II, 199: 335–392.

Geiser E., 2001: Die Käfer des Landes Salzburg. Faunistische Bestandserfassung und tiergeographische Interpretation. Monographs on Coleoptera, Vol. 2, 706 pp.

Gros P., Dämon W. & Medicus C., 2007: Nationalpark Hohe Tauern – Tag der Artenvielfalt 2007 (Kalser Dorfertal, Osttirol). Unveröffentlichter Endbericht im Auftrag des Nationalparks Hohe Tauern. Haus der Natur, Salzburg, 66 pp.

Heiss E. & Hellrigl K., 1996: Wanzen – Heteroptera (= Hemiptera s.str.). In: Hellrigl K. (ed.), Die Tierwelt Südtirols. Veröffentlichungen des Naturmuseums Bozen, 1, 831 pp.

Heiss E. & Péricart J., 2007: Hémiptères Aradidae, Piesmatidae et Dipsocoromorphes. Faune de France, 91, 509 pp. + Anh.

Hilmers T., Friess N., Bassler C., Heurich M., Brandl R., Pretzsch H., Seidl R. & Muller J., 2018: Biodiversity along temperate forest succession. J. Appl. Ecol., 55 (6): 2756–2766. doi:10.1111/1365–2664.13238

Hintner C. (ed.), 2010: Waldtypisierung Südtirol. Bd. 1, Waldtypen, Wuchsgebiete, Bestimmungsschlüssel. Autonome Provinz Bozen, Südtirol, Abt. Forstwirtschaft, Bozen, 311 pp.

Holzinger W. E., 2009a: Auchenorrhyncha (Insecta). In: Schuster R. (ed.), Checklisten der Fauna Österreichs, No. 4, 41–100.

Holzinger W. E., 2009b: Rote Liste der Zikaden (Hemiptera: Auchenorrhyncha) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Lebensministeriums, Band 14/3: 41–317.

Holzinger W. E., Kammerlander I. & Nickel H., 2003: The Auchenorrhyncha of Central Europe. Die Zikaden Mitteleuropas. 1: Fulgoromorpha, Cicadomorpha excl. Cicadellidae. Brill, Leiden, 673 pp.

Kahlen M., 1987: Nachtrag zur Käferfauna Tirols. Ergänzung zu den bisher erschienenen faunistischen Arbeiten über die Käfer Nordtirols (1950, 1971 und 1976) und Südtirols (1977). Veröffentlichungen des Museums Ferdinandeum, 288 pp.

Kahlen M., 2011: Fünfter Beitrag zur Käferfauna Nordtirols. Ergänzung zu den bisher erschienenen faunistischen Arbeiten über Käfer Nordtirols (1950, 1971, 1976 und 1987). Wissenschaftliches Jahrbuch der Tiroler Landesmuseen, 4: 137–319.

Kahlen M., 2018: Die Käfer von Südtirol. Ein Kompendium. Veröffentlichungen des Naturmuseums Südtirol, 13, 602 pp.

Koch K., 1989a: Die Käfer Mitteleuropas – Ökologie. Band 1. Goecke & Evers, Krefeld, 440 pp.

Koch K., 1989b: Die Käfer Mitteleuropas – Ökologie. Band 2. Goecke & Evers, Krefeld, 382 pp.

Kramer K., Brang P, Bachofen H., Bugmann H. & Wohlgemuth T,. 2014: Site factors are more important than salvage logging for tree regeneration after wind disturbance in Central European forests. For. Ecol. Manage, 331: 116–128.

Kunz G., Nickel H. & Niedringhaus R., 2011: Fotoatlas der Zikaden Deutschlands. Photographic Atlas of the Plant- and Leafhoppers of Germany. Fründ, Scheeßel, 293 pp.

Löbl I. & Smetana A., 2003–2013: Catalogue of Palaearctic Coleoptera, Volume 1–8. Apollo Books, Stenstrup.

Lohse G. A., 1982: 13. Nachtrag zum Verzeichnis der mitteleuropäischen Käfer. Entomologische Blätter für Biologie und Systematik der Käfer, 78: 115–126.

Lohse G. & Lucht W. H., 1989–1998: Die Käfer Mitteleuropas. Supplementbände 12–15. Goecke & Evers, Krefeld.

Lohse G. & Lucht W. H., 1992: Die Käfer Mitteleuropas. 2. Supplementband mit Katalogteil. Goecke & Evers, Krefeld, 375 pp.

Lucht W. H. & Klausnitzer B., 1998: Die Käfer Mitteleuropas. Band 15: 4. Supplementband zu den Bänden 1–15. Goecke & Evers, Krefeld, 390 pp.

Morkel C. & Friess T., 2018: Rindenwanzen (Insecta: Heteroptera: Aradidae) als Indikatoren natürlicher Waldentwicklung im Nationalpark Gesäuse (Österreich, Steiermark). Joannea Zoologie, 16: 93–138.

Möller G., 2009: Struktur- und Substratbindung holzbewohnender Insekten, Schwerpunkt Coleoptera – Käfer. Dissertation, Freie Universität Berlin, 284 pp.

Motta R., Ascoli D., Corona P. et al., 2018: Silviculture and wind damages. The storm "Vaia." For – Riv di Selvic ed Ecol For, 15: 94–98. url: https://doi.org/10.3832/efor2990–015

Ökoteam, 2017: Endemitenfauna im Nationalpark Gesäuse. Tiergruppe: Käfer: Rüssel-, Blattkäfer & Co. (Coleoptera part.: Curculionidae, Chrysomelidae). Unveröffentlichter Endbericht im Auftrag der Nationalpark Gesäuse GmbH, 105 pp.

Paniccia C., Anderle M., Friess T., Hilpold A., Ladurner E., Meola V., Morkel C., Steinwandter M., Stifter S., Seeber J. & Tappeiner U., 2020: Biodiversity in the post-windthrow areas at the northern foot of Latemar massif (South Tyrol, Italy). Posterpräsentation bei der 11. Tagung „Zoologische und botanische Forschung in Südtirol", Naturmuseum Südtirol, 3.-4. September 2020, Bozen (Italien).

Rabitsch W., 2005: Heteroptera (Insecta). In: Schuster R. (ed.), Checklisten der Fauna Österreichs, Österreichische Akademie der Wissenschaften, Wien, No. 2, 64 pp.

Rheinheimer J. & Hassler M., 2010: Die Rüsselkäfer Baden-Württembergs. 1. Aufl. Verlag Regionalkultur, Heidelberg, Ubstadt Weiher, 944 pp.

Schelhaas M. J., Nabuurs G. J. & Schuck A., 2003: Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries. Global Change Biology, 9(11): 1620–1633.

Schmidl J. & Bussler H., 2004: Ökologische Gilden xylobionter Käfer Deutschlands und ihr Einsatz in der landschaftsökologischen Praxis – ein Bearbeitungsstandard. Naturschutz und Landschaftsplanung, 36 (7): 202–218.

Schönenberger W., Angst C., Bründl M., Dobbertin M., Duelli P., Egli S., Frey W., Gerber W., Kupferschmid A. D., Lüscher P., Senn J., Wermelinger B. & Wohlgemuth T., 2003: Vivians Erbe. Waldentwicklung nach Windwurf im Gebirge. Eidg. Forschungsanstalt WSL, Merkblatt für die Praxis, 36, 12 pp.

Seibold S., Bässler C., Baldrian P., Thorn S., Müller J. & Gossner M., 2014: Wood resource and not fungi attract early-succesional saproxylic species of Heteroptera – an experimental approach. Insect Conservation and Diversity, 7: 533-542. url: http://dx.doi.org/10.1111/icad.12076.

Südtiroler Landesverwaltung, 2021: http://www.provinz.bz.it/land-forstwirtschaft/forstdienst-foerster/latemar.asp [aufgerufen am 25.10.2021].

Tamanini L., 1982: Gli Eterotteri dell'Alto Adige (Insecta: Heteroptera). Studi Trentini di Scienze Naturali, Acta Biol., 59: 63–194.

Thorn S., Bässler C., Gottschalk T., Hothorn T., Bussler H., Raffa K. & Müller J., 2014: New insights into the consequences of post-windthrow salvage logging revealed by functional structure of saproxylic beetles assemblages. PloS one, 9(7), e101757.

Usbeck T., Wohlgemuth T., Dobbertin M., Pfister C., Bürgi A. & Rebetez M., 2010: Increasing storm damage to forests in Switzerland from 1858 to 2007. Agricultural and Forest Meteorology, 150(1): 47–55.

Wagner E., 1952: Blindwanzen oder Miriden. Die Tierwelt Deutschlands, 41, Gustav Fischer, Jena, 218 pp.

Wagner E., 1966: Wanzen oder Heteropteren. I. Pentatomorpha. Die Tierwelt Deutschlands, 54, Gustav Fischer, Jena, 235 pp.

Wagner E., 1967: Wanzen oder Heteropteren. II. Cimicomorpha. Die Tierwelt Deutschlands, 55, Gustav Fischer, Jena, 179 pp.

Wermelinger B., Duelli P., Obrist M.K., Odermatt O., Seifert M., 1995: Faunistic development on windthrow areas with and without timber harvest. Schweiz. Z. Forstwes., 146: 913–928.

Wermelinger B., Duelli P. & Obrist M. K., 2002: Dynamics of saproxylic beetles (Coleoptera) in windthrow areas in alpine spruce forests. Forest snow and landscape research, 77(1/2): 133–148.

Wermelinger B., Moretti M., Duelli P., Lachat T., Pezzatti G. B. & Obrist M. K., 2017: Impact of windthrow and salvage-logging on taxonomic and functional diversity of forest arthropods. Forest Ecology and Management, 391: 9–18.

Wikipedia, 2021: Latemarwald. https://de.wikipedia.org/wiki/Latemarwald [aufgerufen am 18.8.2021].