

**Zeitschrift:** Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft =  
Bulletin de la Société Entomologique Suisse = Journal of the Swiss  
Entomological Society

**Herausgeber:** Schweizerische Entomologische Gesellschaft

**Band:** 80 (2007)

**Heft:** 3-4

**Artikel:** Auswirkungen von Feuer, Meereshöhe und Vegetation auf die  
Heuschreckenfauna im Waldbrandgebiet oberhalb Leuk im Wallis

**Autor:** Jenni, Sibille / Walter, Thomas / Moretti, Marco

**DOI:** <https://doi.org/10.5169/seals-402951>

### **Nutzungsbedingungen**

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

### **Conditions d'utilisation**

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

### **Terms of use**

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

**Download PDF:** 27.04.2026

**ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>**

## Auswirkungen von Feuer, Meereshöhe und Vegetation auf die Heuschreckenfauna im Waldbrandgebiet oberhalb Leuk im Wallis

SIBILLE JENNI<sup>1,4</sup>, THOMAS WALTER<sup>2</sup>, MARCO MORETTI<sup>3</sup>, PHILIPPE JEANNERET<sup>2</sup>, MARTIN K. OBRIST<sup>1</sup> & PETER DUELLI<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Zürcherstrasse 111, CH-8903 Birmensdorf, Schweiz

<sup>2</sup> Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Reckenholzstrasse 191, CH-8046 Zürich, Schweiz

<sup>3</sup> Sottostazione Sud delle Alpi, Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, P.O. Box 57, CH-6504 Bellinzona, Schweiz

<sup>4</sup> email: sibille.jenni@gmail.com

*Influence of fire, altitude and vegetation on the orthopteran fauna in a forest fire area in the canton Wallis, Switzerland.* — In August 2003 a wildfire destroyed 300 ha of forest above Leuk, VS. In 2006 the repopulation of the Orthoptera fauna was assessed at three altitudinal levels on 147 transects within the burnt area, in the adjacent intact forests, and on unburnt grassland outside these forests. A total of 9117 individuals were registered belonging to 34 species of Orthoptera and Mantodea (*Mantis religiosa*). Species numbers and species composition varied significantly between habitat types, burnt or unburnt habitats, and altitudes (900 m – 1800 m).

Average species numbers and abundances were highest in the burnt area, where the characteristic species were *Calliptamus italicus*, *Chorthippus brunneus*, *Oedipoda caerulescens*, *Oedipoda germanica*, *Phaneroptera nana*, *Platycleis albopunctata*, *Podisma pedestris*, *Sphingonotus caerulans*, and *Tettigonia viridissima*. Red-listed species were also significantly more numerous on burnt plots. Record altitudes for Switzerland were reached on the burnt area by some species such as *Mecostethus parapleurus* and *Sphingonotus caerulans*. This is most likely due to increased surface temperatures on the sun-exposed plots with little vegetation.

Three years of pitfall trap sampling revealed a quick increase of Orthoptera species richness and drastic increases of population sizes. Three years after the fire, the burnt area was entirely and evenly populated by Orthoptera, also with species not known to be very mobile.

Once more the results of this study confirm the fact that an ecological disturbance such as a forest fire, which is generally perceived as a catastrophe by most people, may also be a driving force for biodiversity – and in the case of grasshoppers even beneficial to rare and threatened red-listed species.

Keywords: Orthoptera, forest fire, habitat types, altitude

### EINLEITUNG

Brandereignisse zählen zu den weltweit wichtigsten ökosystemaren Störungen. Brände schaffen neue Lebensräume oder machen Ressourcen verfügbar (Begon *et al.* 1998). Savannen, oder im Mittelmeerraum Macchia und Garrigue, sind das Ergebnis von regelmässigen Feuereinflüssen. Schelhaas *et al.* (2003) fanden eine deutliche Zunahme der Waldbrandhäufigkeit in Europa im Zeitraum von 1970 bis 2000. In der Schweiz treten nur auf der Alpensüdseite jährlich – vorwiegend im Winter und Frühjahr im Unterholz und der Streuauflage – Brände auf (Conedera *et al.* 1996). Es gibt Hinweise, dass Waldbrände in der Schweiz in Zukunft häufiger

werden. Reinhard *et al.* (2005) analysierten in diesem Zusammenhang die Klima-  
veränderung im Tessin und fanden eine Zunahme aller Klimafaktoren, die Trocken-  
heit und Waldbrände fördern. Bei weiterer Zunahme der Trockenheitsperioden be-  
steht laut Fuhrer *et al.* (2006) die Gefahr, dass auch nördlich der Alpen vermehrt  
Waldbrände auftreten werden.

Was bedeutet eine solche Zunahme von Feuerereignissen in der Schweiz für  
die Fauna? Was geschieht während dem Brand und wie geht die Wiederbesiedlung  
der Brandflächen vor sich? In regelmässig gebrannten Kastanienwäldern der Süd-  
schweiz ist der Artenreichtum der Insekten signifikant höher als in ungebrannten  
Kontrollflächen (Moretti *et al.* 2004) und die ökologische Resilienz ist je nach funk-  
tioneller Gruppe in gebrannten und ungebrannten Flächen unterschiedlich (Moretti  
*et al.* 2006).

Oberhalb von Leuk (VS) fielen im August 2003 300 ha Wald einer Brandstif-  
tung zum Opfer. Dies war der grösste in den letzten 100 Jahren im Wallis regis-  
trierte Waldbrand (Gimmi *et al.* 2004). Im Folgejahr begann ein umfassendes Moni-  
toring des Brandgebietes im Rahmen des Forschungsprogrammes Walddynamik der  
Eidgenössischen Forschungsanstalt WSL mit dem Ziel, mehr über die Auswirkung  
des Feuers auf den Boden, das Klima, die Vegetation und die Insektenfauna her-  
auszufinden (Wohlgemuth *et al.* 2005). Erste entomologische Ergebnisse aus dem  
Jahr 2004 zeigten, dass im Randgebiet der Brandfläche (100–150 m vom Waldrand  
entfernt) höhere Fangzahlen erreicht wurden als im intakten Wald oder in der Mitte  
der Brandflächen.

In Brandstudien werden Heuschrecken oft als Bioindikatoren verwendet, da  
sie relativ schnell auf Störungen reagieren und gut nachweis- und erfassbar sind (In-  
grisch & Köhler 1998, Gardiner *et al.* 2005). Aus der Schweiz und den angrenzen-  
den Ländern ist – mit Ausnahme der Untersuchung von Buck (1979) aus einem  
Waldbrandgebiet in der Lüneburger Heide auf der Basis nur weniger Orthopteren-  
arten – nichts bekannt.

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit den Wirkungen des Waldbrandes  
oberhalb von Leuk auf die Orthopterenfauna. Dabei wurden folgende Fragestellun-  
gen untersucht:

1. Unterscheiden sich die Arten- und Individuenzahlen in Habitaten innerhalb  
und ausserhalb des Brandgebietes signifikant?
2. Welche Umweltfaktoren (Vegetationstyp, Höhe ü. M.) beeinflussen die  
Arten- und Individuenzahlen am stärksten?
3. Welches sind die spezifischen Indikator- und Rote Liste-Arten der Brand-  
fläche?
4. Welche Schlüsse können bezüglich der Besiedelungsgeschwindigkeit der  
Brandfläche durch Heuschrecken gezogen werden?

## MATERIAL UND METHODEN

### *Untersuchungsgebiet*

Lage: Das Untersuchungsgebiet umfasste neben der 300 ha grossen, südexp-  
nierten Waldbrandfläche oberhalb Leuk (46°20' N, 7°39' E) auf beiden Seiten un-  
gebrannte Kontrollflächen mit Wald und Offenland. Das Brandgebiet erstreckt sich  
vom Bannwald oberhalb der Stadt Leuk auf 800 m ü. M. bis hinauf zur Waldgrenze

Tab. 1: Aufbau der Transektversuchsordnung: Pro mögliche Kombination mit Habitatstyp, Höhenstufe und Brandgebiet/Nicht-Brandgebiet gibt es jeweils 7 Transekte, mit Ausnahme bei den Ruderalhabitaten, die nur im Brandgebiet vorkommen.

	Ausserhalb des Brandgebietes			Im Brandgebiet		
	Unten	Mitte	Oben	Unten	Mitte	Oben
Baumhabitat	7	7	7	7	7	7
Strauchhabitat	7	7	7	7	7	7
Grasland	7	7	7	7	7	7
Ruderalhabitat				7	7	7

auf 2100 m ü. M. Östlich und vor allem auf der Westseite wird das Brandgebiet von einer Geländerippe begrenzt und erreicht auf 1400 m ü. M. mit 1000 m Breite die grösste Ausdehnung.

Klima: Das Klima ist typisch kontinental mit kalten Wintern und trockenen Sommern. Der gemessene Jahresniederschlag zwischen Anfang November 2005 und Ende Oktober 2006 betrug laut der auf 1500 m ü. M. installierten Meteostation im Brandgebiet 639 mm. Die mittlere Temperatur betrug auf 1500 m ü. M. im Juli 18.6 °C und im August 2006 lediglich 11.1 °C, da es Anfang August einen Kälteeinbruch gab.

Vegetation: Abhängig von Temperaturfaktoren, die in enger Beziehung zur Höhe stehen, kann die Vegetation im Waldbrandgebiet in drei Waldgürtel mit unterschiedlichen Hauptbaumarten unterteilt werden: Föhren- (ab 800 m ü. M.), Fichten- (ab 1500 m ü. M.) und Lärchenwälder (ab 2000 m ü. M.) (Wohlgemuth *et al.* 2005). Das Feuer zerstörte die Baumschicht fast gänzlich. Kleine Waldinseln, die vom Brand verschont blieben, sind selten und hauptsächlich in den höheren Lagen zu finden.

### Datenerhebung

#### Transekte

Um dem Strukturreichtum der untersuchten Fläche gerecht zu werden, wurde die Transektbegehung gewählt. Diese Methode gilt bei heterogener Habitatsstruktur als sinnvolle Alternative zu standardisiertem Keschern (Laussmann 1999). Zur Beantwortung der Forschungsfragen wurden insgesamt 147 Transekte untersucht, von denen jeweils 84 innerhalb und 63 ausserhalb des Brandgebietes lagen. Zudem wurden unterschiedliche Distanzen vom Brandgebietsrand angestrebt, um einen gegebenenfalls drei Jahre nach dem Brandereignis noch erkennbaren Einwanderungseffekt erfassen zu können. Eine Strecke von 25 m Länge und 2 m Breite pro Transekt stellte sich als ideal heraus. Um den Höheneffekt zu ermitteln, wurde der Untersuchungsperimeter in drei Höhenkategorien eingeteilt (m ü. M.): 900–1100, 1300–1500 und 1600–1800. Jede Höhenkategorie beinhaltete 49 Transekte.

Aufgrund der «Überschirmung durch Bäume und Sträucher», dem Deckungsgrad des Bodens durch Gras und Moos, sowie der unbewachsenen Stellen durch Erde und Stein wurden folgende vier Habitattypen charakterisiert: Waldhabitate,

Tab. 2: Beschreibung der vier Habitatstypen und ihren typischen Ausprägungen im gebrannten und ungebrannten Gebiet. Unterhalb der Beschreibung sind jeweils noch Angaben zur durchschnittlich prozentualen Zusammensetzung aufgeführt: Anteil der durch Bäume oder Sträucher überschirmten Fläche, Bodendeckung durch Kraut- und Grasartige (= Kraut), und als «moosig/unbewachsen» zusammengefasst, der Anteil an Moos, Stein und Erde.

Bezeichnung	Beschreibung	Typische Form im Brandgebiet	Typische Form im ungebrannten Gebiet
Waldhabitat	Die Vegetation wird zum Zeitpunkt der Aufnahme von vielen lebenden oder toten Bäumen dominiert.	Viel stehendes Totholz, deutlich als vor dem Brand dichter Baumbestand erkennbar, oft unbedeckter oder mit Moos bewachsener Boden	Föhren- oder Fichtenwälder mit hohem Kronenschluss, meist unbewachsener oder grasiger Unterwuchs
		Baum: 7 %, Strauch: 4 %, Kraut: 53 %, moosig/unbewachsen: 36 %	Baum: 43 %, Strauch: 2 %, Kraut: 21 %, moosig/unbewachsen: 33 %
Strauchhabitat	Die Strauchschicht und Vegetation > 60 cm oder grössere Mengen an Totholz dominieren. Allgemein ist die Begehrbarkeit eingeschränkt.	Flächen mit vielen aufkommenden Büschen, Brombeerflächen, viele liegende tote Bäume und Äste	Hecken, lichte Wälder mit vielen Buschartigen, Flächen mit vielen Jungbäumen
		Baum: 0 %, Strauch: 36 %, Kraut: 49 %, moosig/unbewachsen: 16 %	Baum: 3 %, Strauch: 30 %, Kraut: 54 %, moosig/unbewachsen: 12 %
Grasland	Dominant sind hier Grasartige oder Kräuter unter 60 cm Höhe, nur wenige Holzartige kommen vor.	Waldstrassenränder und ehemals nur schwach überschirmte Grasflächen	Magerwiesen und -weiden, Waldlichtungen oder Wegränder
		Baum: 0 %, Strauch: 2 %, Kraut: 70 %, moosig/unbewachsen: 27 %	Baum: 0 %, Strauch: 0 %, Kraut: 89 %, moosig/unbewachsen: 10 %
Ruderalhabitat	Nur ein sehr kleiner Teil des Bodens ist von Pflanzen bedeckt.	50 % des Bodens unbedeckt, stark gebrannte Flächen mit wenigen toten Bäumen	
		Baum: 0 %, Strauch: 2 %, Kraut: 24 %, moosig/unbewachsen: 73 %	

Strauchhabitats, Grasland und das nur innerhalb des Brandgebietes vorkommende Ruderalhabitat (Tab. 1 und 2).

Die Transekte wurden je einmal im Juli und im August bei warmem, trockenem Wetter abgesprochen. Beim Durchgang im August wurde auf den Transektflächen (25 m x 2 m) der Anteil des mit Erde, Steinen, Gras oder Moos bedeckten Bodens, sowie der Überschirmungsgrad durch Sträucher oder Bäume auf 5 % genau abgeschätzt.

Optisch und teilweise akustisch wurden möglichst alle adulten Heuschrecken erfasst. Als Bestimmungsliteratur dienten Bellmann (2006) und Baur *et al.* (2006). Der Gefährdungsstatus wurde nach der Roten Liste von Monnerat *et al.* (im Druck) übernommen.

### Trichterfallen

Insgesamt 18 Trichterfallen wurden im Sommer 2004, 2005 und 2006 anlässlich der Erfassung der Biodiversität der Wirbellosen gemäss Moretti *et al.* (2006) eingerichtet. Je sechs Fallen befanden sich in der Brandgebietsmitte, im Rand-

bereich und im intakten Wald (Wohlgemuth *et al.* 2005). Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden die Orthopteren der Wochen von Ende Juli bis Anfang September der drei Aufnahmejahre ausgewertet (Forschungsfrage 4).

### *Auswertung*

Die beiden im Juli und August 2006 auf den Transekten erhobenen Datensätze wurden zusammengefasst. Mittels univariater ANOVA wurde in STATISTICA 7 (StatSoft Inc., 2006) der Einfluss der Habitattypen (Waldhabitate, Strauchhabitate, Grasland), der Brandlage (in- und ausserhalb des Brandgebietes) und der Höhenstufe (900–1100, 1300–1500 und 1600–1800), und deren Interaktionen auf die Arten- und Individuenzahl getestet, um erste Antworten auf die Forschungsfragen 1 und 2 zu erhalten. Um Fragestellung 1 detaillierter zu beantworten, wurden zusätzlich unter Ausschluss der Graslandflächen die nicht gebrannten Habitate mittels univariater ANOVA mit den Brandhabitaten bezüglich der Arten- und Individuenzahlen verglichen. Der Habitattyp Grasland wurde weggelassen, da Graslandflächen im Brandgebiet vor dem Brandereignis keine dominante Rolle gespielt haben. Habitattypen und Höhenstufen wurden mittels Bonferroni Post-Hoc Test in ANOVA paarweise verglichen.

Ein GLM (General Linear Model) wurde dazu verwendet, die Zusammenhänge zwischen den Überschirmungsgraden durch Holzpflanzen, der Deckung durch die Krautschicht oder der Vegetationsarmut (Moos, Stein, Erde) und den Arten- sowie Individuenzahlen zu testen.

Den oben genannten Analysen ging eine Rarefaction voraus. Die Anzahl registrierter Arten der einzelnen Standorte wird durch die Anzahl gefundener Individuen beeinflusst, als auch von den tatsächlich vorkommenden Arten (species richness) (Gotelli & Colwell 2001). Da sich die Individuenzahlen pro Habitattyp stark unterscheiden, wurde mittels EstimateS 7.5 (Colwell 2005) eine Coleman Rarefaction durchgeführt, um zu überprüfen, ob die Colemans Curve schon ein Plateau erreicht hat, also die gesamte Diversität der Standorte eines Habitattypes erfasst wurde. Da diese Plateaus bei allen Habitattypen noch nicht ganz erreicht wurden, wurde anhand des `vegan`-packages in R (R Development Core Team, 2004) eine Rarefaction-Analyse nach Hurlbert (1971) für alle Standorte für 31 Individuen einzeln durchgeführt. Bei Standorten mit weniger als 31 Individuen wurden die Artenzahlen unverändert übernommen, da diese Grösse ein guter Kompromiss zwischen der tatsächlich maximal gefundenen Artenzahl auf einem Transekt (17 Arten) und den insgesamt nachgewiesenen 35 Arten darstellt. Der gesamte Datensatz der rarefizierten Artenzahlen und der Individuenzahlen ist gemäss Kolmogorov-Smirnov one-sample Test normalverteilt.

Um typische Arten für das Brandgebiet und das nicht gebrannte Gebiet zu evaluieren (3. Forschungsfrage), wurde mit IndVal 2.0 (Dufrière 2004) der Indval (Indicator value) nach Dufrière & Legendre (1997) berechnet. Dieser Wert zeigt auf, wie häufig eine Art in Standorten eines Habitat-Types im Vergleich zu anderen Habitat-Typen nachgewiesen wurde. Das Programm vergleicht randomisierte und beobachtete Werte, sowie deren Ränge, mit einem t-Test. Der zweite Teil der Forschungsfrage 3, ob mehr Arten der Roten Liste im Brandgebiet zu finden sind als ausserhalb, wurde anhand eines Kruskal Wallis Rangsummentests wiederum in STATISTICA 7 (StatSoft Inc. 2006) untersucht.

Tab. 3: Darstellung aller auf den Transekten gefundenen Arten und ihrer Abundanzen.

Ind. steht für Individuenanzahl, Br für Brandgebiet und A für ausserhalb des Brandgebietes. n Fl bezeichnet die Anzahl Transekte, in denen die Arten nachgewiesen wurden. Des Weiteren ist der Indval (nach Dufrêne & Legendre 1997), der Indikatorarten und Artenzusammensetzungen, die Gruppen von Standorten charakterisieren, bezeichnet, für jede Art innerhalb und ausserhalb des Brandgebietes angegeben. Arten, die signifikant charakteristisch für den ungebrannten oder gebrannten Lebensraum sind, wurden fett hervorgehoben.

Der Grad der Gefährdung (ganze Schweiz) der einzelnen Heuschrecken richtet sich nach den Roten Listen von Monnerat *et al.* (im Druck) und Nadig & Thorens (1994) (in Klammern).

HöStu = Höhenstufen, auf denen die Arten nachgewiesen wurden. (U = 900–1100 m ü. M., M = 1300–1500 m ü. M. und O = 1600–1800 m ü. M.).

Art	Ind. Br	Ind. A	n Fl Br	n Fl A	Indval Br	Indval A	Rote Liste	HöStu
<i>Antaxius pedestris</i> (Fabricius, 1787)	13	0	6	0	7.1	0.0	NT (3)	U, M
<b><i>Calliptamus italicus</i> (Linnaeus, 1758)</b>	469	39	33	4	<b>35.4</b>	0.6	VU (3)	U, M
<i>Chorthippus biguttulus</i> (Linnaeus, 1758)	111	54	28	14	20.2	8.7		U, M, O
<b><i>Chorthippus brunneus</i> (Thunberg, 1815)</b>	1267	268	83	43	<b>77.1</b>	15.0		U, M, O
<b><i>Chorthippus dorsatus</i> (Zetterstedt, 1821)</b>	2	33	1	5	0.1	7.6		U, O
<i>Chorthippus mollis</i> (Charpentier, 1825)	57	72	25	13	11.1	12.9	NT (3)	U, M, O
<b><i>Chorthippus parallelus</i> (Zetterstedt, 1821)</b>	3	385	1	12	0.0	<b>18.9</b>		U, M, O
<i>Chorthippus vagans</i> (Eversmann, 1848)	141	224	33	25	12.6	27.0	(3)	U, M, O
<b><i>Decticus verrucivorus</i> (Linnaeus, 1758)</b>	2	26	2	5	0.1	<b>7.5</b>	NT (3)	U, M, O
<i>Euthystira brachyptera</i> (Oeskey, 1826)	106	179	21	12	7.7	13.2		U, M, O
<i>Gomphocerippus rufus</i> (Linnaeus, 1758)	28	63	12	13	3.6	15.5		M, O
<i>Gomphocerus sibiricus</i> (Linnaeus, 1767)	23	41	5	6	1.8	6.7		O
<i>Gryllus campestris</i> Linnaeus, 1758	6	3	4	1	2.9	0.6	(3)	U, M, O
<i>Leptophyes punctatissima</i> (Bosc, 1792)	1	15	1	3	0.1	4.5	(3)	U
<i>Mantis religiosa</i> (Linnaeus, 1758)	25	11	12	6	9.0	3.5		U, M
<i>Mecostethus parapleurus</i> (Hagenbach, 1822)	1	0	1	0	1.2	0.0	(3)	O
<i>Metriopectera roeselii</i> (Hagenbach, 1822)	6	15	1	2	0.3	2.4		M, O
<i>Nemobius sylvestris</i> (Bosc, 1792)	35	70	18	18	5.8	20.8		U, M, O
<i>Oecanthus pellucens</i> (Scopoli, 1763)	31	23	9	7	5.4	5.5	(3)	U, M
<b><i>Oedipoda caerulea</i> (Linnaeus, 1758)</b>	880	132	66	24	<b>65.5</b>	6.3	NT (3)	U, M, O
<b><i>Oedipoda germanica</i> (Latreille, 1804)</b>	1048	29	68	8	<b>79.2</b>	0.5	VU (3)	U, M, O
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i> (Charpentier, 1825)	24	64	7	10	1.8	12.4	NT (3)	U, M, O
<i>Omocestus rufipes</i> (Zetterstedt, 1821)	0	11	0	3	0.0	4.8	NT (3)	U, M, O
<i>Omocestus viridulus</i> (Linnaeus, 1758)	0	18	0	1	0.0	1.6		O
<i>Phaneroptera falcata</i> (Poda, 1761)	5	5	3	3	1.5	2.7	VU (3)	U
<b><i>Phaneroptera nana</i> Fieber, 1853</b>	28	0	10	0	<b>11.9</b>	0.0	(3)	U
<i>Pholidoptera griseoptera</i> (De Geer, 1773)	0	85	0	14	0.0	<b>22.2</b>		U, M
<b><i>Platycleis albopunctata albopunctata</i> (Goeze, 1778)</b>	769	137	57	19	<b>54.8</b>	5.8	NT (3)	U, M, O
<b><i>Podisma pedestris</i> (Linnaeus, 1758)</b>	87	16	26	6	<b>24.9</b>	1.9	(3)	M, O
<i>Psophus stridulus</i> (Linnaeus, 1758)	58	27	23	11	16.9	6.7	VU (3)	U, M, O
<b><i>Sphingonotus caeruleus</i> (Linnaeus, 1767)</b>	170	0	15	0	<b>19.0</b>	0.0	VU (1)	U, M, O
<i>Stauropoderus scalaris</i> (Fischer von Waldheim, 1846)	973	479	41	27	29.5	17.0		U, M, O
<b><i>Stenobothrus lineatus</i> (Panzer, 1796)</b>	15	162	5	19	0.4	<b>28.2</b>		U, M, O
<i>Tetrix bipunctata</i> (Linnaeus, 1758)	1	4	1	3	0.2	4.0	NT	O
<b><i>Tettigonia viridissima</i> (Linnaeus, 1758)</b>	74	28	32	14	<b>25.3</b>	7.5		U, M, O
<b>Gesamt Summe</b>	<b>6459</b>	<b>2718</b>						

Zur Beantwortung der Frage nach der Einwanderungsgeschwindigkeit wurden die mittels Trichterfallen erfassten Heuschrecken gemäss der Lage der Fallen (intakter Wald, Randbereich, Brandgebietsmitte) getrennt nach Aufnahmejahr in drei Gruppen gepoolt. Aufgrund des kleinen Datensatzes wurden diese Resultate nur qualitativ betrachtet.

## RESULTATE

### Transektbegehungen

Allgemeine Ergebnisse: Insgesamt wurden 34 Heuschreckenarten (Orthoptera) und *Mantis religiosa* (Mantodea), die in den Analysen mitgezählt wird, im

Tab. 4: Factorial ANOVA für die Arten- und Individuenzahlen der Transekte mit den Variablen Habitattyp, Brandlage (im Brandgebiet oder ausserhalb) und den Höhenstufen (3 Stufen), sowie der Kombination dieser Variablen.

<b>Artenzahlen</b>			
<b>Variablen</b>	<b>Freiheitsgrade (df)</b>	<b>F-Wert</b>	<b>P-Wert</b>
Habitattyp	2	1295.716	<< 0.001
Brandlage	1	51.943	0.038
Höhenstufen	2	4.417	<< 0.001
Habitattyp * Brandlage	2	11.200	<< 0.001
Habitattyp * Höhenstufen	4	22.597	0.071
Brandlage * Höhenstufen	2	2.221	0.167
Habitattyp * Höhenstufen * Brandlage	4	0.677	0.609

<b>Individuenzahlen</b>			
<b>Variablen</b>	<b>Freiheitsgrade (df)</b>	<b>F-Wert</b>	<b>P-Wert</b>
Habitattyp	2	44.660	<< 0.001
Brandlage	1	32.589	<< 0.001
Höhenstufen	2	2.823	0.064
Habitattyp * Brandlage	2	1.640	0.199
Habitattyp * Höhenstufen	4	1.991	0.101
Brandlage * Höhenstufen	2	1.750	0.179
Habitattyp * Höhenstufen * Brandlage	4	0.954	0.436

Gebiet nachgewiesen. *Arcyptera fusca* und *Metrioptera brachyptera* wurden nur je einmal als Einzelexemplare im Brandgebiet ausserhalb der Transekte zufälligerweise beobachtet. Tab. 3 gibt einen Überblick über die gesamthaft 9117 kartierten Individuen. Die sechs häufigsten Arten *Stauroderus scalaris*, *Chorthippus brunneus*, *Oedipoda germanica*, *Platycleis albopunctata*, *Oedipoda caerulea* und *Calliptamus italicus* machen 70.7 % aller gefundenen Individuen aus.

Wie Tab. 4 zeigt, üben die Variablen Habitattyp, Brandlage und Höhenstufe, sowie die Kombination «Habitattyp \* Brandlage», einen signifikanten Effekt auf die Artenzahl aus. Die Individuenzahlen wurden durch die beiden Variablen Habitattyp und Brandlage signifikant beeinflusst. Der Unterschied zwischen der Fauna im ungebrannten und gebrannten Gebiet (Vergleich der Habitate ohne Grasland) ist bezüglich Artenzahl ( $F_{x,105} = 10.5$ ;  $p = 0.002$ ) und Individuenzahl ( $F_{x,105} = 60.9$ ;  $p < 0.001$ ) ebenfalls deutlich.

Habitattyp: Laut Bonferroni Post-Hoc Test unterscheiden sich alle Habitattypen bezüglich der Artenzahl signifikant ( $p < 0.001$ , jeweils  $n = 42$ ) vom ungebrannten Baumhabitat. Auch das Strauchhabitat ausserhalb des Brandgebietes unterscheidet sich ausser vom Strauch- und dem Ruderalhabitat im Brandgebiet bezüglich Artenzahl signifikant von den übrigen Habitaten. Dies kommt in Abb. 1 zum Ausdruck, bei der die Brandhabitate und das ungebrannte Grasland eine ähnliche Artenzahl beinhalten, die ungebrannten Baum- und Strauchhabitate aber deutlich tiefere Artenzahlen oder ein breiteres Spektrum aufweisen als der Rest. Die Artenzahlen werden laut GLM stark beeinflusst durch die Deckungsgrade der Vegetation, welche die Transekte beschreiben. Mit dem steigenden Anteil an Holzpflanzen nimmt die Artenzahl signifikant ab ( $F_{x,147} = 54.8$ ;  $p < 0.001$ ), bei einer Zunahme

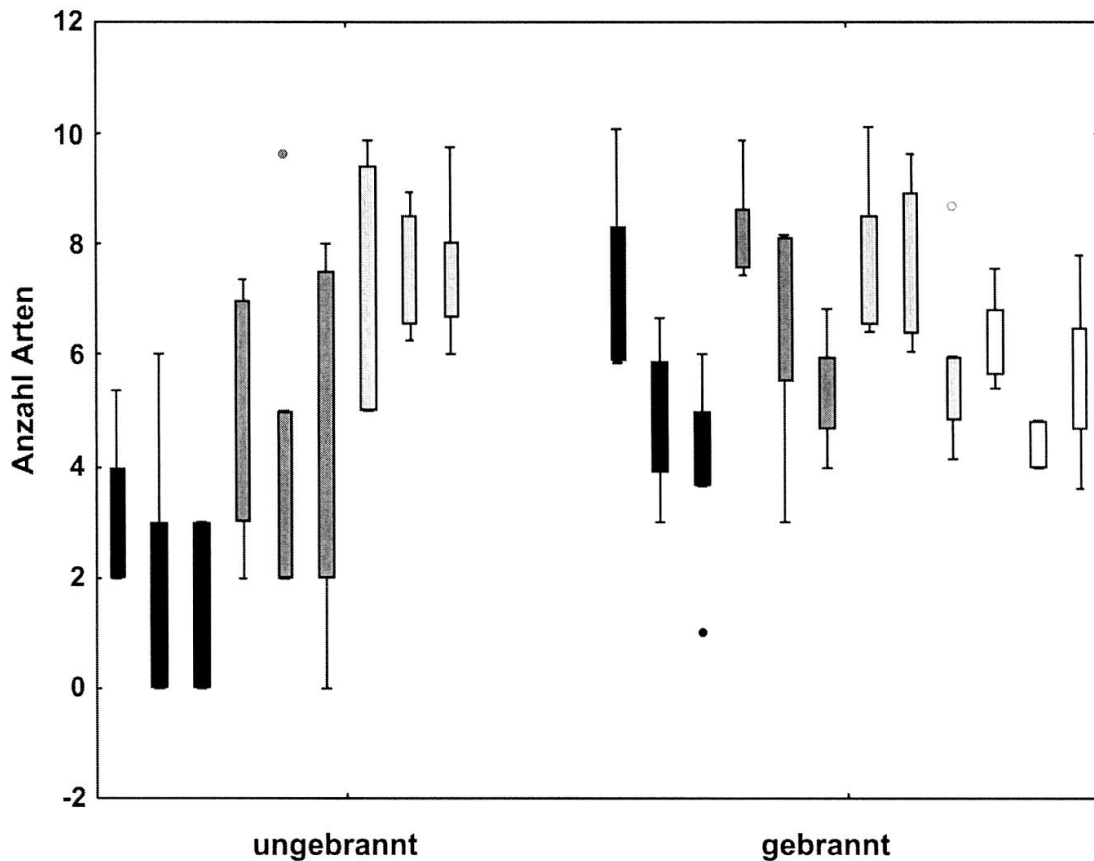


Abb. 1: Anzahl Arten pro Lebensraum (je 7 zusammengefasste Transekte): Baumhabitate = schwarz, Strauchhabitate = dunkelgrau, Grasland = hellgrau, Ruderalhabitate = weiss. Die jeweils 3 Säulen bezeichnen die 3 Höhenstufen (v.l.n.r. Unten, Mitte, Oben) der ungebrannten Habitats (links) und der Brandfläche (rechts).

an Grasartigen nimmt sie signifikant zu ( $F_{x,147} = 58.2$ ;  $p < 0.001$ ). Auch bezüglich der unbewachsenen oder mit Moos bewachsenen Anteile wurde ein positiver Zusammenhang mit den Artenzahlen festgestellt ( $F_{x,147} = 59.1$ ;  $p < 0.001$ ). Auf die Individuenzahlen hat die Krautbedeckung keinen deutlichen Einfluss ( $F_{x,147} = 1.1$ ;  $p = 0.289$ ). Der Deckungsgrad von Moos und unbewachsenem Boden ist mit  $p = 0.029$  ( $F_{x,147} = 4.8$ ) signifikant für eine Zunahme an Individuen verantwortlich. Ein Rückgang der Individuenzahl mit der Zunahme der Holzartigen ist mit  $p < 0.001$  ( $F_{x,147} = 36.1$ ) deutlich.

**Höheneffekt:** Insgesamt wurden pro Höhenstufe (Oben, Mitte, Unten) jeweils 27 oder 28 Arten nachgewiesen (Tab. 5). Der Bonferroni Post-Hoc Test zeigt, dass auf der Höhenstufe Unten (900–1100 m ü. M.) im Vergleich zu Oben (1600–1800 m ü. M.) im Mittel deutlich mehr Arten vorhanden waren ( $p < 0.001$ ,  $n = 98$ ). Dieser Unterschied ist zwischen Unten und Mitte (1300–1500 m ü. M.) mit  $p = 0.030$  weniger deutlich ausgeprägt. Aus einem Bonferroni Post-Hoc Test mit Einbezug der Brandlage geht hervor, dass diese Unterschiede hauptsächlich durch die hohen Artenzahlen im Brandgebiet auf der untersten Höhenstufe zustande kommen. Dieser gebrannte, unterste Teil unterscheidet sich signifikant von den ungebrannten Habitats auf mittlerer und oberster Höhenstufe, sowie von den Brandhabitats auf 1600–1800 m ü. M. Die mittleren Artenzahlen nehmen im Brandgebiet mit zuneh-

Tab. 5: Zusammenstellung der Arten- und Individuenzahlen sowie Standardabweichung (Stabw) der im jeweiligen Habitatstyp gefundenen Arten (n Habitatstyp = 7). «Arten pro Habitat» bezeichnet die Anzahl Arten pro Habitatstyp, «Identische Arten Habtyp» stellt die Anzahl der Arten dar, die im identischen Habitatstyp auf der gleichen Höhenstufe im Brandgebiet (Br) und ausserhalb der Brandfläche (A) gefunden wurden.

Habitate Oben (1600 m - 1800 m)	Mittlere Artenzahl	Stabw Artenzahl	Arten pro Habitat	Identische Arten Habtyp	Individuen- zahl	Mittlere Indzahl	Stabw Indzahl
Waldhabitate A	1.14	1.46	5		17	2.43	3.51
Strauchhabitate A	3.93	2.90	14		169	24.14	20.26
Grasland A	7.60	1.20	22		558	79.71	43.41
<b>A gesamt</b>	<b>4.22</b>	<b>1.85</b>	<b>23</b>		<b>744</b>	<b>35.43</b>	<b>22.39</b>
Waldhabitate Br	4.02	1.55	11	5	233	33.29	30.45
Strauchhabitate Br	5.20	0.94	15	10	518	74.00	35.37
Grasland Br	5.67	1.47	20	18	865	123.57	32.73
Ruderalhabitate Br	5.42	1.36	11		396	56.57	27.22
<b>Br gesamt</b>	<b>5.08</b>	<b>1.33</b>	<b>24</b>		<b>2012</b>	<b>71.86</b>	<b>31.44</b>
<b>Oben gesamt</b>	<b>4.65</b>	<b>1.59</b>	<b>27</b>	<b>19</b>	<b>2756</b>	<b>56.24</b>	<b>27.56</b>

Habitate Mitte (1300 m - 1500 m)	Mittlere Artenzahl	Stabw Artenzahl	Arten pro Habitat	Identische Arten Habtyp	Individuen- zahl	Mittlere Indzahl	Stabw Indzahl
Waldhabitate A	1.71	2.14	7		41	5.86	8.28
Strauchhabitate A	3.95	2.76	13		138	19.71	12.39
Grasland A	7.38	1.06	24		789	112.71	67.91
<b>A gesamt</b>	<b>4.35</b>	<b>1.99</b>	<b>24</b>		<b>968</b>	<b>46.10</b>	<b>29.52</b>
Waldhabitate Br	4.85	1.21	11	5	227	32.43	15.91
Strauchhabitate Br	6.64	1.95	17	12	420	60.00	22.83
Grasland Br	7.93	1.36	19	18	756	108.00	61.35
Ruderalhabitate Br	4.59	0.87	12		401	57.29	26.10
<b>Br gesamt</b>	<b>6.00</b>	<b>1.35</b>	<b>21</b>		<b>1804</b>	<b>64.43</b>	<b>31.55</b>
<b>Mitte gesamt</b>	<b>5.17</b>	<b>1.67</b>	<b>27</b>	<b>18</b>	<b>2772</b>	<b>56.57</b>	<b>30.68</b>

Habitate Unten (900 m - 1100 m)	Mittlere Artenzahl	Stabw Artenzahl	Arten pro Habitat	Identische Arten Habtyp	Individuen- zahl	Mittlere Indzahl	Stabw Indzahl
Waldhabitate A	3.33	1.21	9		142	20.29	16.21
Strauchhabitate A	4.95	2.05	15		235	33.57	21.66
Grasland A	7.69	1.97	21		629	89.86	60.66
<b>A gesamt</b>	<b>5.32</b>	<b>1.74</b>	<b>23</b>		<b>1006</b>	<b>47.90</b>	<b>32.84</b>
Waldhabitate Br	7.52	1.49	15	7	682	97.43	53.11
Strauchhabitate Br	8.21	0.88	19	12	582	83.14	22.50
Grasland Br	7.94	1.26	21	16	788	112.57	40.04
Ruderalhabitate Br	6.29	0.75	14		591	84.43	28.90
<b>Br gesamt</b>	<b>7.49</b>	<b>1.09</b>	<b>23</b>		<b>2643</b>	<b>94.39</b>	<b>36.14</b>
<b>Unten gesamt</b>	<b>6.41</b>	<b>1.42</b>	<b>28</b>	<b>18</b>	<b>3649</b>	<b>74.47</b>	<b>34.73</b>

mender Höhe stärker ab als im ungebrannten Gebiet (mit Ausnahme der Ruderalflächen; Abb. 1). Einige Arten sind an gewisse Höhenstufen gebunden (Tab.3). So wurde *Gomphocerus sibiricus* lediglich auf der höchsten, *Phaneroptera nana* einzig auf der niedrigsten Höhenstufe nachgewiesen.

Indikator- und Rote-Liste-Arten: Während die fünf Arten *Chorthippus dorsatus*, *Chorthippus parallelus*, *Decticus verrucivorus*, *Pholidoptera griseoptera* und *Stenobothrus lineatus* gemäss dem Test nach Dufrêne & Legendre (1997) als typische Vertreter ungebrannter Fläche gelten, sind *C. italicus*, *C. brunneus*, *O. caeruleus*, *O. germanica*, *Phaneroptera nana*, *P. albopunctata*, *Podisma pedestris*, *Sphingonotus caeruleus* und *Tettigonia viridissima* spezifische Arten des Brandgebietes (Abb. 2). Die Zuordnung der Arten zu den Habitaten ist im Brandgebiet aus-

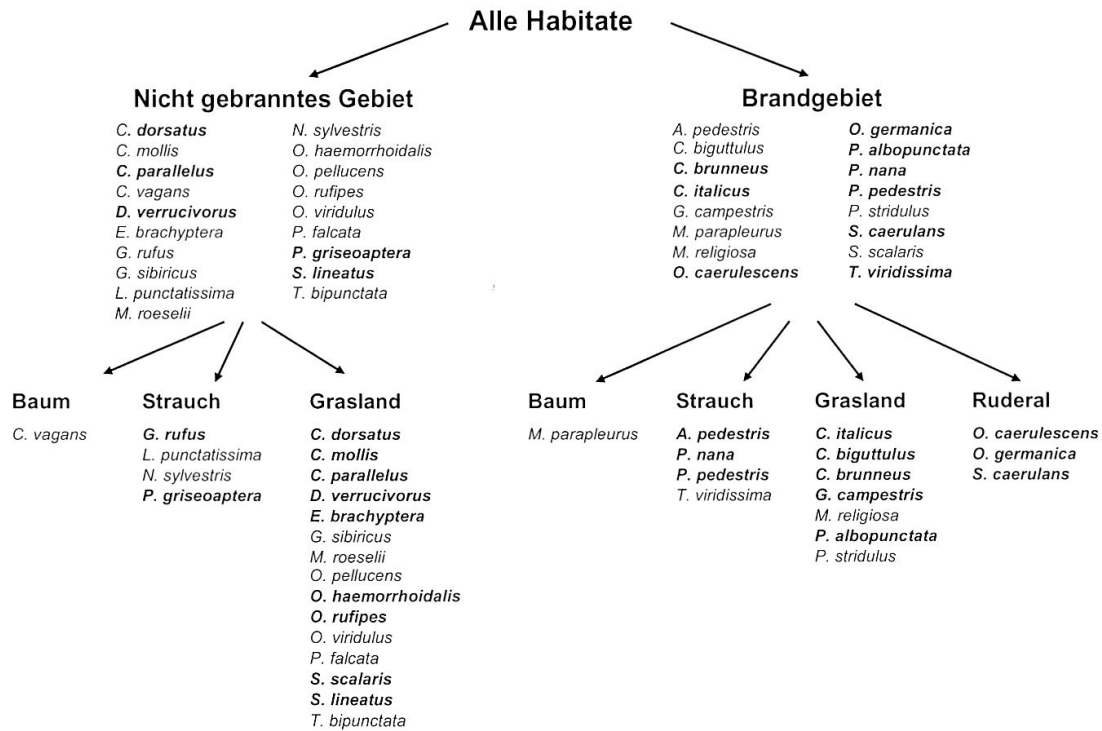


Abb. 2: Zuweisung der vorkommenden Arten zu Habitaten anhand des IndVals (Dufrêne & Legendre 1997). Die für das jeweilige Habitat signifikant charakteristischen Arten sind fett hervorgehoben.

geglicherer als im ungebrannten Gebiet, wo die grosse Mehrheit der Arten vor allem im Grasland vorkommt.

Gesamthaft wurden 1850 Individuen von in der Roten Liste (Monnerat *et al.*, im Druck) als gefährdet eingestuft Orthopteren (siehe Tab. 3) nachgewiesen. Wie Abb. 2 zeigt, sind drei (*C. italicus*, *O. germanica*, *S. caerulans*) der fünf festgestellten, als gefährdet eingestuft Arten typische Vertreter der Grasland- und Ruderalhabitate des Brandgebietes. Auch *Psophus stridulus* wird gemäss Indval dem Waldbrandgebiet zugeordnet. *Phaneroptera falcata* wurde innerhalb und ausserhalb des Brandgebietes je 5 Mal nachgewiesen, eine Zuordnung zu gebranntem oder ungebranntem Gebiet ist in diesem Fall nicht möglich. Gemäss Kruskal-Wallis Test sind im Brandgebiet signifikant mehr Arten ( $H = 55.5$ ,  $n = 147$ ,  $p < 0.001$ ) als auch Individuen ( $H = 66.6$ ,  $n = 147$ ,  $p < 0.001$ ) der Roten Liste vorhanden als ausserhalb.

### Trichterfallen

Besiedlungsgeschwindigkeit: Die Ergebnisse aus den Trichterfallen (Abb. 3 unten) zeigen eine drastische Zunahme der Individuenzahlen auf der Brandfläche von 2004 bis 2006: 2004 waren es 8 Individuen, 2005 stieg die Zahl auf 163 und im Jahr 2006 auf 319. Die Artenzahl stieg ebenfalls an (Abb. 3 oben). Im Jahr 2004 wurden *Nemobius sylvestris*, *O. germanica*, *Chorthippus vagans* und ein unbestimmbares subadultes Individuum gefangen. Ein Jahr später wurden zusätzlich *Chorthippus biguttulus* (nur 1 Individuum), *Chorthippus brunneus*, eine subadulte *Gryllus campestris*, *Oedipoda caerulescens* und eine subadulte *Platycleis albopunc-*

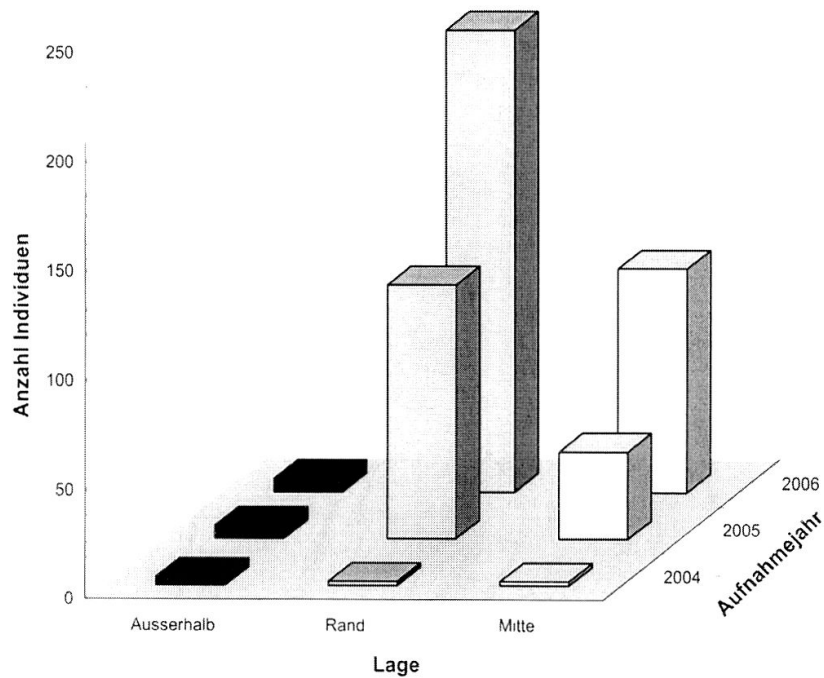
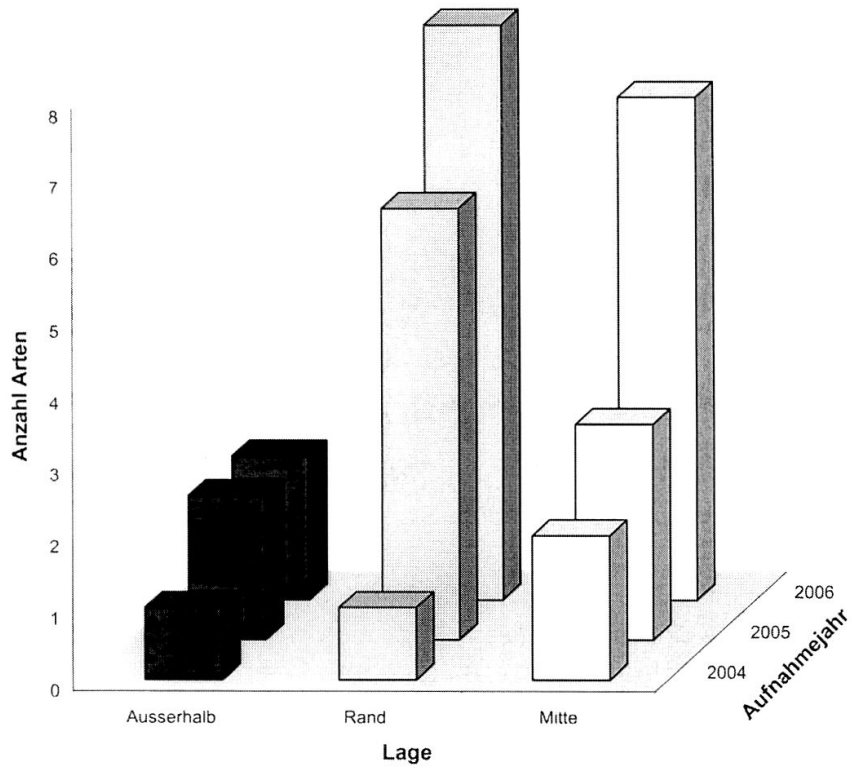


Abb. 3: Anzahl in den Trichterfallen gefangener Arten (oben) und Individuen (unten), geordnet nach Position der Falle im Untersuchungsgebiet, jeweils nach Aufnahmejahren sortiert.

*tata* nachgewiesen. 2006 kamen *Calliptamus italicus* und *Sphingonotus scalaris* hinzu, *C. biguttulus* konnte nicht mehr nachgewiesen werden. Bezüglich der im zweiten Jahr mit insgesamt mehr als 20 Individuen vertretenen Arten konnte mit Ausnahme von *C. brunneus* eine Zunahme festgestellt werden. Die höchsten Fangzahlen wurden in den 6 Trichterfallen im Randbereich des Brandgebietes erreicht.

## DISKUSSION

### *Artenspektrum*

Die insgesamt auf den Transektflächen gefundene Artenzahl von 35 entspricht fast der Hälfte der seit 1950 im Wallis nachgewiesenen Orthopterenarten (Listenserver CSCF, 2007). Mit Ausnahme von *Barbitistes serricauda* konnten alle im Untersuchungsgebiet bis anhin nachgewiesenen Arten gefunden werden.

### *Arten- und Individuenzahlen in gebrannten versus ungebrannten Habitaten*

Analog zu der vorliegenden Studie fanden Evans (1984), Porter & Redak (1996), Clayton (2002), Fredericksen & Fredericksen (2002) und Hochkirch & Adorf (im Druck) auf Brandflächen mehr Orthopterenarten und/oder -individuen als in ungebrannten Gebieten. Die beobachteten signifikant höheren Individuen- und Artenzahlen im Brandgebiet im Vergleich zu ungebrannten Habitaten in Leuk werden vor allem auf den grösseren Deckungsgrad durch Gehölzpflanzen bei den ungebrannten Waldhabitaten (siehe Tab. 2) und auf die allgemein wärmeren Bedingungen im Brandgebiet zurückgeführt. Ein weiterer Grund für die höheren Abundanzen und Artenzahlen im Brandgebiet könnte die grosse Struktur- und somit Nischenvielfalt der Vegetation darstellen. Zahlreiche Studien belegen den positiven Zusammenhang zwischen Struktur- und Heuschreckenvielfalt (z.B. Gerloff & Ingrisch 1994, Chambers & Samways 1998, Wettstein & Schmid 1999, Joern 2005). Während im ersten Jahr nach dem Feuer grosse Flächen des Brandgebietes bei Leuk noch fast vegetationslos waren, stiegen die Abundanzen und die Artenzahlen von Pflanzen auf gewissen Flächen 2005 teilweise enorm an, was zu einer breiten Spannweite von Deckungsgraden (von < 2 % bis 95 %) führte (Wohlgemuth *et al.* 2006). Im Sommer 2006 nahm die Vegetation weiter zu, es gab aber immer noch fast gänzlich unbewachsene Stellen.

### *Umweltfaktoren*

Der Brand vernichtete etwa 80 % der organischen Auflage (Wohlgemuth *et al.* 2005) und schuf Voraussetzungen für Erosion. Dies trug weiter dazu bei, dass offene, steinige Bodenstrukturen, also Pionierstandorte entstanden. Den Offenheitsgrad des Bodens nennen auch Autoren wie Bock & Bock (1991), Bess *et al.* (2002), Bieringer (2002) und Hochkirch & Adorf (im Druck), als sehr bedeutende Habitatsvariable, die die Artenzusammensetzung von Orthopteren in Brandgebieten beeinflusst. Wenn durch das Fehlen von dichter Vegetation der Boden stärker erwärmt wird, ist dies förderlich für die Larvalentwicklung der meisten Arten (Van Wingerden *et al.* 1991, Detzel 1998). Dies ist eine mögliche Erklärung für den gefundenen positiven Zusammenhang des Anteils an unbewachsenem Boden mit der Arten- und Individuenzahl. Aus einem von Bäumen dominierten Standort ist durch das Feuer

ein Graslandstandort (mit einigen Büschen) geschaffen worden. In Zentraleuropa sind 82 % der Orthopterenarten mit Grasland assoziiert, 60 % der Arten kommen nur auf Grasland vor (Ingrisch und Köhler 1998). Auch in der vorliegenden Studie wiesen von der Krautschicht dominierte Habitate des Typs «Grasland» deutlich die meisten charakteristischen Arten auf.

Analog zu den Befunden von Wettstein & Schmid (1999) und Detzel (1998) wurde eine Abnahme der mittleren Artenzahl pro Transekt mit zunehmender Höhe festgestellt. Dieser Rückgang ist weitgehend klimatisch bedingt, da durch die mit der Höhe abnehmende verfügbare Wärmesumme der Entwicklungszyklus von immer weniger Arten vollendet werden kann (Ingrisch & Köhler 1998). Im Untersuchungsgebiet kommt diese signifikant höhere Artenzahl in der untersten im Vergleich zur mittleren und oberen Höhenstufe vor allem durch die hohe mittlere Artenzahl von 7.49 Arten auf der untersten Stufe im Brandgebiet zu Stande. Auf der Brandfläche wurden auf allen Höhenstufen im Mittel deutlich mehr Arten und Individuen nachgewiesen als auf den nicht gebrannten Flächen (Abb. 2). Einzig zwischen dem Grasland innerhalb und ausserhalb des Brandgebietes wurden im Durchschnitt in der mittleren Höhenstufe etwas weniger Individuen und in der obersten Höhenstufe eine leicht geringere Artenzahl registriert.

Einzelne Arten wurden im Brandgebiet in deutlich höheren Lagen gefunden, als dies laut Literatur die Regel ist (Thorens & Nadig 1997, Baur *et al.* 2006). Die jeweils höchsten Nachweise von folgenden Arten sind bemerkenswert: *Mecostethus parapleurus* (1660 m ü. M.), *Chorthippus vagans* (1760 m ü. M.), *Oecanthus pelucens* (1420 m ü. M.), *Oedipoda caerulescens* (1770 m ü. M.), *Platycleis albopunctata* (1770 m ü. M.), *Sphingonotus caerulans* (1640 m ü. M.). Besonders die Funde von *M. parapleurus* und *S. caerulans* sind ungewöhnlich, da aus der Schweiz keine Meldungen über 1210, respektive 1400 m ü. M. bekannt sind (Baur *et al.* 2006). Bezüglich der zweiten Grillenart, *Nemobius sylvestris*, können ebenfalls hoch gelegene Funde vermeldet werden. *N. sylvestris* erreichte ausserhalb des Brandgebietes eine Höhe von 1600 m ü. M. und somit einen Höhenbereich, aus dem bislang nur wenige Beobachtungen bekannt sind.

#### *Arten der Brandfläche*

Die gemäss Tab. 3 als Profiteure (hoher Indval) des Waldbrandes hervorgehenden Arten *Calliptamus italicus*, *Chorthippus brunneus*, *Oedipoda caerulescens*, *Oedipoda germanica*, *Platycleis albopunctata*, und *Sphingonotus caerulans* kommen oft in trockenen Habitaten mit Pioniercharakter vor (Detzel 1998, Baur *et al.* 2006). Diese Arten können auch in den sonnigen Felsensteppen in der Umgebung von Leuk gefunden werden. Andere für das Brandgebiet charakteristische Arten wie *Phaneroptera nana* und *Tettigonia viridissima* sind typische Bewohnerinnen von Brombeerhecken, Büschen und Baumgruppen.

Der signifikant höhere Anteil an Rote-Liste-Arten und -Individuen im Brandgebiet zeigt auf, dass das Feuer Lebensräume schafft, die für diese Arten optimal sind. Monnerat *et al.* (im Druck) nennen als Grund für die Gefährdung der Arten mit Status «gefährdet» (VU) das Verschwinden von trockenen oder feuchten Magerwiesen, die Fragmentierung der Lebensräume durch die intensive landwirtschaftliche Nutzung und Bautätigkeiten, sowie die Verwaldung vieler Standorte. Die Waldfläche hat in der Schweiz in den vergangenen 150 Jahren um 30–50 % zuge-

nommen, dies vor allem auf ertragsschwachen und arbeitsintensiven landwirtschaftlichen Nutzflächen im Berggebiet (Baur 2004). Mit einem steigenden Gehölzanteil auf Magerwiesen nimmt die Heuschreckendiversität zuerst zu, da neben typischen Rasenbewohnern auch Gebüsch- und Waldarten auftreten können. Diese artenreichen mittleren Sukzessionsstadien können aber ohne Nutzung oder Pflegeeingriffe sehr rasch völlig verbuschen und sich zu Wald weiterentwickeln, wodurch dann anspruchsvollere Rasenbewohner verdrängt werden (Gerloff & Ingrisch 1994). Kontrolliertes Brennen nennen Goldammer & Page (2000) als effizientes und relativ kostengünstiges Mittel, um Landschaften offen zu halten. Sofern Brandflächen sich in einem angemessenen Grössenverhältnis zur Ausdehnung des Gesamtlebensraumes befinden, werden Prozesse der Wiederbesiedelung gestörter Flächen erfolgen können (Goldammer *et al.* 1997).

### Besiedlung

Besiedlungsvorgänge durch gut flugfähige Arten wie *Phaneroptera falcata*, *Calliptamus italicus*, *Chorthippus brunneus*, *Sphingonotus caerulans* und *Tettigonia viridissima* sind besser nachvollziehbar als diejenigen flugunfähiger. Das Gebiet ist jedoch nach drei Jahren von allen vorkommenden Arten wieder flächendeckend besiedelt, was bedeutet, dass Schranken wie Wälder und Höhenunterschiede gut überwunden wurden. Die grössten möglichen Artenpools befanden sich unterhalb des Brandgebietes, wo es Gras- und Strauchlandschaften gibt, die direkt an das Brandgebiet angrenzen. Waldstrassen, die durch den intakten Wald hin zum Brandgebiet führen und als Wanderkorridore in Frage kommen, weisen breite Grasborde auf, auf denen jeweils bis zu 10 Heuschreckenarten gefunden wurden. Im Vergleich zu den Trichterfallen-Fangzahlen aus der Brandgebietsmitte waren diejenigen im Randbereich deutlich höher, was die Annahme einer horizontalen Einwanderung von aussen unterstützt. Diese Beobachtung könnte aber auch auf einen edge-Effekt zurückzuführen sein. Aufgrund der geringen Brandintensität im oberen Bereich und des teilweisen Stehenbleibens intakter Vegetationsinseln besteht auch die Möglichkeit, dass gewisse Arten von diesen Inseln aus die Brandflächen wieder besiedelten.

Die deutliche Zunahme der mittels Trichterfallen gefangenen Individuen und Arten im Brandgebiet während der letzten drei Jahre spricht für eine weitere Steigerung der Individuenzahlen. Es kann aber erwartet werden, dass analog zu *C. brunneus* gewisse Arten wieder seltener werden, während andere wie *Gryllus campestris* oder *Oedipoda germanica* wohl noch häufiger werden. Spannend dürfte die Entwicklung von *C. italicus* sein, die 2006 erstmal mittels Fallen gefangen wurde, jedoch auf den Transekten im Brandgebiet schon im gleichen Jahr zu den häufigsten Arten zählte.

### Methodenkritik

Die Trichterfallen befanden sich in Habitattypen, die bei den Feldaufnahmen im Sommer 2006 als «Waldhabitate Brand» bezeichnet wurden. Bei der Begehung der Flächen dieser Kategorie waren dieselben Arten am dominantesten, die auch in den Fallen gefangen wurden. Diese hohe Übereinstimmung dürfte mit der starken Assoziation der gefundenen Heuschrecken mit offenem Boden zusammenhängen, sei es als Lebensraum oder als Eiablagestelle. Trichterfallen haben sich in diesem

Fall als geeignete Methode zur Erfassung der vorkommenden Arten erwiesen. Dies steht im Gegensatz zu den Ergebnissen von Gardiner *et al.* (2005), die mehrere Publikationen zu den Methoden zum Fang von Heuschrecken verglichen haben und Trichterfallen als ungeeignet zur Erfassung der Artenvielfalt bezeichnen.

#### SCHLUSSFOLGERUNGEN

Waldbrände bergen neben den möglichen Gefahren Chancen für thermophile und Strukturreichtum liebende Organismen! Das Beispiel des Leuker Waldbrandes von 2003 zeigt auf, wie aus einem artenarmen Waldgebiet durch eine Störung ein sehr artenreicher Lebensraum für Heuschrecken entstehen kann. Es wurden auf der Waldbrandfläche viele Arten gefunden, die im intakten Wald nicht vorkommen. Es wurden sogar einige im gesamten Untersuchungsgebiet bisher fehlende Arten gefunden. Die Besiedelung des Waldbrandgebietes durch Heuschrecken erfolgte schnell. Offenbar haben einige Arten einen grösseren Aktionsradius als bisher angenommen (Ingrisch & Köhler 1998). Höhenunterschiede scheinen auch von wenig mobilen Arten gut überwunden zu werden.

#### DANKSAGUNG

Die Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon (ART) unterstützte die Studie logistisch und finanziell. Die Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft Birmensdorf (WSL) stellte vorsortierte Fallenfunde und diverse Infrastruktur zur Verfügung. Die Autoren danken im Weiteren Gustav Schneiter (WSL) für die Lieferung von meteorologischen Daten. Thomas Hertach und Denise Wyniger sowie ein anonymer Reviewer gaben wertvolle Hinweise zum Manuskript.

#### ZUSAMMENFASSUNG

Im August 2003 verbrannten oberhalb Leuk (VS) 300 ha Wald. Um die Wirkung des Waldbrandes auf die Orthopterenfauna zu erfassen, wurden im Sommer 2006 auf 147 Transekten im Brandgebiet und dessen Umgebung Heuschrecken kartiert und Habitatvariablen erhoben. Auf den Transekten wurden insgesamt 9117 Individuen von 34 Heuschreckenarten und *Mantis religiosa* erfasst. Sowohl die Variablen Habitattyp, Brandgebiet/Nicht-Brandgebiet als auch die Höhenstufen übten einen signifikanten Effekt auf die Artenzahl aus. Typische Arten der Brandgebietsfläche waren *Calliptamus italicus*, *Chorthippus brunneus*, *Oedipoda caerulea*, *Oedipoda germanica*, *Phaneroptera nana*, *Platycleis albopunctata*, *Podisma pedestris*, *Sphingonotus caeruleus* und *Tettigonia viridissima*. Die Arten der Roten Liste waren im gebrannten Gebiet deutlich besser vertreten als im ungebrannten. Drei Jahre nach dem Brand war das Brandgebiet flächendeckend besiedelt. Auch für wenig mobile Arten war es innert kurzer Zeit möglich, grössere Distanzen und Höhenunterschiede zu überwinden. Im Brandgebiet in den Jahren 2004, 2005 und 2006 aufgestellte Trichterfallen zeigten überdies eine Zunahme der Orthopterenarten und besonders eine enorme Zunahme der Individuenzahlen in dieser Zeitspanne. Am Beispiel der Heuschrecken konnte gezeigt werden, dass ein als Katastrophe empfundenes Störungsereignis durchaus Chancen für thermophile und Strukturreichtum liebende Organismen bietet.

#### LITERATUR

- Baur, B., Baur, H., Roesti, C. & Roesti, D. 2006. Die Heuschrecken der Schweiz. — Haupt, Bern, 352 pp.  
 Baur, P. 2004. Die Landwirtschaft geht - der Wald kommt. — Montagna 4: 12–14.  
 Begon, M.E., Harper, J.L. & Townsend, C.R. 1998. Ökologie. - 3. Ed. — Spektrum Akademischer Verlag, Berlin, p. 552.  
 Bellmann, H. 2006. Der Kosmos Heuschreckenführer. — Franckh-Kosmos Verlags-GmbH & Co, Stuttgart: 350 pp.  
 Bess, E.C., Parmenter, R.R., McCoy, S. & Molles, M.C., Jr. 2002. Responses of a Riparian Forest-Floor Arthropod Community to Wildfire in the Middle Rio Grande Valley, New Mexico. — Environmental Entomology 31(5): 774–784.

- Bieringer, G. 2002. Response of Orthoptera species (Tettigoniidae and Acrididae) to wildfires in a Central European dry grassland. — *Journal of Orthoptera Research* 11(2): 237–242.
- Bock, C.E. & Bock, J.H. 1991. Response of Grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) to Wildfire in a Southeastern Arizona Grassland. — *American Midland Naturalist* 125(1): 162–167.
- Buck, C.H. 1979. Effects of a forest fire on animals and plants with special reference to mice and arthropods. — *Drosera* 79(2): 63–80.
- Chambers, B.Q. & Samways, M.J. 1998. Grasshopper response to a 40-year experimental burning and mowing regime, with recommendations for invertebrate conservation management. — *Biodiversity and Conservation* 7(8): 985–1012.
- Clayton, J.C. 2002. The effects of clearcutting and wildfire on grasshoppers and crickets (Orthoptera) in an intermountain forest ecosystem. — *Journal of Orthoptera Research* 11(2): 163–167.
- Conedera, M., Marxer, P., Tinner, W., Hofmann, C. & Ammann, B. 1996. Forest Fire Research in Switzerland. — *International Forest Fire News* 15 (September 1996): 165–171.
- Colwell, R.K. 2005. EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. Version 7.5. User's Guide and application. — published at: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Detzel, P. 1998. Die Heuschrecken Baden-Württembergs. — Verlag Eugen Ulmer GmbH & Co, Stuttgart, 580 pp.
- Dufrêne, M. 2004. IndVal 2.0 Manual. — published at: <http://biodiversite.wallonie.be/outils/indval/home.html>.
- Dufrêne, M. & Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. — *Ecological Monographs* 67(3): 345–366.
- Evans, E.W. 1984. Fire as a natural disturbance to grasshopper assemblages of tall grass prairie. — *Oikos* 43(1): 9–16.
- Fredericksen, N.J. & Fredericksen, T.S. 2002. Terrestrial wildlife responses to logging and fire in a Bolivian tropical humid forest. — *Biodiversity and Conservation* 11(1): 27–38.
- Fuhrer, J., Beniston, M., Fischlin, A., Frei, C., Goyette, S., Jasper, K. & Pfister, C. 2006 Climate risks and their impact on agriculture and forests in Switzerland. — *Climatic Change* 79: 79–102.
- Gardiner, T., Hill, J. & Chesmore, D. 2005. Review of the methods frequently used to estimate the abundance of Orthoptera in grassland ecosystems. — *Journal of Insect Conservation* 9(3): 151–173.
- Gerloff, C. & Ingrisch, S. 1994. The effect of restoration of open heathland habitat from shrubland on the (Orthoptera) fauna in Northern Switzerland (Randen near Schaffhausen). — *Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft* 67(3–4): 437–452.
- Gimmi, U., Bürgi, M. & Wohlgemuth, T. 2004. Wie oft brannte der Walliser Wald im 20. Jahrhundert? — *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 155(10): 437–440.
- Goldammer, J.G. & Page, H. 2000. Fire History of Central Europe: Implications for Prescribed Burning in Landscape and Nature Conservation. — Baltic Exercise for Fire Information and Resources Exchange (BALTEX FIRE 2000). Finland.
- Goldammer, J.G., Page, H. & Prünster, J. 1997. Feuereinsatz im Naturschutz in Mitteleuropa. Ein Positionspapier. — *NNA-Berichte* 10(5): 2–27.
- Gotelli, N.J. & Colwell, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. — *Ecology Letters* 4(4): 379–391.
- Hochkirch, A. & Adorf, F. Im Druck. Effects of Prescribed Burning and Wildfires on Orthoptera in Central European Peat Bogs. — *Environmental Conservation*.
- Hurlbert, S.H. 1971. Nonconcept of species diversity - critique and alternative parameters. — *Ecology* 52(4): 577–586.
- Ingrisch, S. & Köhler, G. 1998. Die Heuschrecken Mitteleuropas. — Westarp Wissenschaften, Magdeburg, 460 pp.
- Joern, A. 2005. Disturbance by fire frequency and bison grazing modulate grasshopper assemblages in tallgrass prairie. — *Ecology* 86(4): 861–873.
- Laussmann, H. 1999. Die mitteleuropäische Agrarlandschaft als Lebensraum für Heuschrecken (Orthoptera: Saltatoria). Vol. 34. — Verlag Agrarökologie, Bern, 215 pp.
- Monnerat, C., Thorens, P., Walter, T., & Gonseth, Y. (Im Druck). Liste Rouge des espèces d'Orthoptères menacées de Suisse. — Neuchâtel.
- Moretti, M., Duelli, P. & Obrist, M.K. 2006. Biodiversity and resilience of arthropod communities after fire disturbance in temperate forests. — *Oecologia* 149(2): 312–327.
- Moretti, M., Obrist, M.K. & Duelli, P. 2004. Arthropod biodiversity after forest fires: winners and losers in the winter fire regime of the southern alps. — *Ecography* 27(2): 173–186.
- Nadig, A. & Thorens, P. 1994. Rote Liste der gefährdeten Heuschrecken der Schweiz. In: P. Duelli (Ed.), Rote Liste der gefährdeten Tierarten der Schweiz, pp. 66–68. — Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

- Porter, E.E. & Redak, R.A. 1996. Short-term recovery of the grasshopper communities (Orthoptera: Acrididae) of a California native grassland after prescribed burning. — *Environmental Entomology* 25(5): 987–992.
- Reinhard, M., Rebetez, M. & Schlaepfer, R. 2005. Recent climate change: Rethinking drought in the context of Forest Fire Research in Ticino, South of Switzerland. — *Theoretical And Applied Climatology* 82(1–2): 17–25.
- 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.
- Thorens, P. & Nadig, A. 1997. Atlas de distribution des Orthoptères de Suisse. — CSCF, Pro Natura, Neuchâtel, 236 pp.
- Van Wingerden, W.K.R.E., Musters, J.C.M. & Maaskamp, F.I.M. 1991. The influence of temperature on the duration of egg development in West European grasshoppers (Orthoptera: Acrididae). — *Oecologia* 87(3): 417–423.
- Wettstein, W. & Schmid, B. 1999. Conservation of Arthropod Diversity in Montane Wetlands: Effect of Altitude, Habitat Quality and Habitat Fragmentation on Butterflies and Grasshoppers. — *Journal of Applied Ecology* 36(3): 363–373.
- Wohlgemuth, T., Duelli, P., Ginzler, C., Gödickemeier, I., Hadorn, S., Hagedorn, F. 2005. Ökologische Resilienz nach Feuer: Die Waldbrandfläche Leuk als Modellfall. — *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 156(9): 345–352.
- Wohlgemuth, T., Moretti, M., Conedera, M. & Moser, B. 2006. Ecological resilience after fire in mountain forests of the central alps. Paper presented at the V International Conference on Forest Fire Research, Coimbra, Portugal.

(erhalten am 30. August 2007; angenommen am 9. November 2007)

