

# **Diversität epigäischer Laufkäfergemeinschaften (Carabidae, Coleoptera) in einem Steinbruch unter Berücksichtigung von Sukzessionsaspekten (Bad Deutsch-Altenburg, NÖ)**

Elisabeth SIGMUND & Wolfgang WAITZBAUER

In einem teilweise stillgelegten Steinbruch in Bad Deutsch-Altenburg nahe Hainburg/Donau (NÖ) wurde die epigäische Laufkäfergemeinschaft erfasst. In diesem Steinbruch entstanden nach dem Einsetzen der natürlichen Sukzession offene, xerotherme Habitate, die potenziell für habitatspezifische, selten gewordene Arten als Lebensraum dienen können. Auf 6 verschiedenen alten Flächen im Steinbruch und auf einem angrenzenden Trockenrasen konnten mit Barberfallen und Handfängen über einen Zeitraum von März bis Oktober 2006 insgesamt 25 Laufkäferarten dokumentiert werden. Unter den Laufkäfern gab es sowohl eurytope Pionierformen als auch stenotope und typisch xerothermophile Steppenarten. Unüberschbar war der große Einfluss des nahe gelegenen Trockenrasens auf die Artzusammensetzung im Steinbruch. Der Trockenrasen selbst gilt mit seinem auffälligen Anteil an südöstlichen und seltenen Laufkäferarten als besonders wertvoll.

**SIGMUND E. & WAITZBAUER W., 2007: Diversity of ground beetle assemblages (Carabidae, Coleoptera) in a quarry: successional aspects.**

The epigeic carabid community was investigated in a partly abandoned limestone quarry in Bad Deutsch-Altenburg, near Hainburg/Donau (Lower Austria) by pitfall trapping and by hand between March and October 2006. Carabids were collected on six areas of different age and on one dry grassland site adjacent to the quarry. After years of natural succession, an open, xerothermic habitat established. It contained many habitat-specific species which were scarce in the intensely used industrialized areas and afforested land. The fauna was represented by 25 species, including more fully winged pioneer forms but also stenotopic species of open, dry and sandy habitats. The carabid composition was highly influenced by the neighbouring dry grassland site, where remarkable habitat-specific xerothermophilic species, along with some rare southeastern elements, were recorded. The assessment of the carabid communities highlighted the conservation value of abandoned open, dry limestone quarries.

**Key words:** quarry, carabid beetles, faunistics, dry grassland, natural succession, Hundsheimer Berge.

## **Einleitung**

Abbaustellen jeglicher Art stellen einen groben Eingriff in Landschaft und Natur dar. Was Menschen in unmittelbarer Nähe vor allem ästhetisch negativ auffällt und manchmal auch die subjektive Lebensqualität beeinflusst, hat aber in erster Linie für Fauna und Flora dramatische Auswirkungen. Nicht nur, dass der gesamte Boden abgetragen wird, auch die damit eng korrelierenden Organismengemeinschaften werden nachhaltig zerstört.

Von Seiten der Steinbruchbetreiber wird schon bei der Planungsphase verlangt, ein sinnvolles Konzept über etwaige Ersatzmaßnahmen, wie zum Beispiel Renaturierungs-, Wiedernutzbarmachungs- oder Rekultivierungsprozesse, vorzulegen (GILCHER & BRUNS 1999). Renaturierung bedeutet laut TRÄNKLE (1997) die „Überführung oder Rückführung anthropogen geprägter Ökosysteme in einen naturnäheren Zustand“. Dabei ist Renaturierung sowohl als Maßnahme, als auch als Ziel gemeint. Je nach Managementplan werden die nun einsetzenden Prozesse gesteuert, beispielsweise durch initiiierende

Struktursprengungen und Bepflanzung der Abbaustellen, oder die ungenutzten Flächen werden der spontanen Sukzession überlassen (FELDMANN 1987, GILCHER & BRUNS 1999, FLORINETH 2004).

Ein erstes Zeichen für die beginnende Sukzession ist die allmähliche Bodenbildung und Vegetationsansiedlung. Die Geschwindigkeit der Sukzession hängt von vielen Faktoren ab, wie zum Beispiel den physikalischen und chemischen Eigenschaften des Ausgangsgesteins. Ein weiterer nicht unwesentlicher Faktor ist die Zeit, die ein Lebensraum hat, um sich zu entwickeln (WHEATER et al. 2000), so dass es innerhalb einer Abbaustelle je nach Zeitpunkt der Stilllegung zu unterschiedlichen Sukzessionsstadien der Vegetation und Fauna kommen kann. Generell regenerieren sich offene Standorte ohne Bodenaufgabe und starker Sonneneinstrahlung langsamer, als vergleichsweise Waldböden nach einem Kahlschlag (PLACHTER 1986). In Kalkbrüchen herrschen nach der Stilllegung zunächst extreme Bedingungen, das geringe Nährstoffangebot und die starke Erosion des Bodens erschweren die Besiedlung. Zugewanderte mediterran-kontinentale Arten finden sich mit den extremen Bedingungen in Kalkbrüchen (Flachgründigkeit und geringe Feldkapazität des Bodens) anscheinend oftmals besser zurecht, als die ehemals autochthonen Faunen- und Florenelemente (MADER 1986, GILCHER & BRUNS 1999).

Ein maßgebender Faktor bei der Einwanderung von Organismen ist das Artinventar in der Umgebung. Floristische Studien belegten, dass in ehemaligen Tagabbaustellen der größte Teil der eingetragenen Samen aus der unmittelbaren Umgebung stammt (GILCHER & BRUNS 1999, NOVÁK & KONVIČKA 2006). Die Effektivität der Ausbreitungsmechanismen von Organismen darf nicht unterschätzt werden, vor allem bei Tieren, aber auch Zufälle spielen bei Verbreitung über große Distanzen eine gewisse Rolle (GILCHER & BRUNS 1999). Für Tiere ist neben der Mobilität auch die Flächengröße und -struktur des neuen Habitats wichtig.

Die ersten Tiere, die sich ansiedeln sind Pionierarten, welche in der Lage sind, im neu geschaffenen Lebensraum zeitweise konkurrenzlos als r-Strategen siedeln zu können. Letztlich können sich aber oft viele euryöke Arten und Ubiquisten auf extremen Standorten nicht erfolgreich etablieren, sodass neben der raschen Einwanderung auch Anpassung und Überlebensstrategie nicht unwesentlich sind. Typische Bewohner von Mager- bzw. Trockenrasen sind auf offenen, zunächst nährstoffarmen Standorten im Vorteil.

Nach und nach dominieren in Steinbrüchen habitatspezifische Arten mit hoher Stresstoleranz und besserer Konkurrenzstrategie gegenüber Primärsiedlern. Kommt es zu keinen weiteren Störungen durch den Menschen, kann sich nach einigen Jahren der Entwicklung eine stabile Pflanzen- und Tiergemeinschaft bilden.

Im Laufe der Zeit ist die zunehmend reicher werdende Strukturierung der Lebensräume aus vormalig offenen und undifferenzierten Flächen zu beobachten. Das veränderte faunistische und floristische Artspektrum spiegelt den Wandel der Sukzession wieder (GILCHER & BRUNS 1999, BRÖRING et al. 2005).

Die zunächst offenen und zum Teil extremen Standorte in stillgelegten Steinbrüchen bilden eine Art Lebensraum, wie sie im extensiv genutzten Umland oft nicht mehr zu finden sind. Daher ist es für Biologen interessant, welche Organismengemeinschaft sich im Laufe der Sukzession entwickelt und wie sich ihre Zusammensetzung verändert.

In der vorliegenden Arbeit soll das Artspektrum von ausgesuchten Arthropodengruppen und dessen faunistische Besonderheiten einer teils schon aus der Bewirtschaftung herausgenommenen Abbaustelle untersucht werden. Dabei wurden verschiedene Suk-

zessionsphasen, die zeitgleich nebeneinander existieren, anhand von Laufkäferzönosen miteinander verglichen und – soweit möglich – einer naturschutzfachlichen Bewertung unterzogen.

Carabiden werden bevorzugt indikatorisch herangezogen, weil sie aufgrund ihrer hohen Mobilität und der bekannten, vielfach spezifischen Habitatansprüche ökologische Veränderungen des Lebensraumes, wie die Änderungen der Vegetationsstruktur und des Mikroklimas an der Bodenoberfläche rasch anzeigen (MÜLLER-MOTZFELD 1989, THIELE 1997). Weiters haben sie sich für Untersuchungen von Primärsukzessionen, etwa bei der Rekultivierung von Braunkohlekippen und Abraumhalden, vielfach sehr bewährt (DUNGER 1968, NEUMANN 1971, MADER 1986, BALKENHOL et al. 1991). Es ist bekannt, dass die Pionierarten unter den Laufkäfern aufgrund ihrer voll ausgeprägten Flügel gute Verbreitungsfähigkeiten haben, während brachyptere Arten in ihrem Überleben von den günstigen Lebensbedingungen im Habitat abhängig sind und vorwiegend zur Charakterisierung naturnaher, langfristig etablierte Ökosysteme herangezogen werden. Laufkäfer sind somit gut geeignete Bioindikatoren, um die herrschenden Umweltbedingungen (TIETZE 1967, BECKER 1972) und Folgen menschlicher Eingriffe zu erfassen und die danach einsetzende natürliche Sukzession zu dokumentieren (WURTH 2001).

Die Abbaustelle, die der näheren Untersuchung unterliegt, ist der sogenannte „Hollitzer“-Steinbruch auf dem Pfaffenberg bei Bad Deutsch Altenburg im Osten Österreichs, nahe der slowakischen Grenze. Der ausgedehnte Steinbruch liegt im Westen der Hundsheimer Berge, die aufgrund ihrer Lage im Pannonikum zu einer floristisch und faunistisch außerordentlich vielfältigen Region zählen (WAITZBAUER 2003). In der unmittelbaren Umgebung liegt das ausgedehnte Naturschutzgebiet des Hundsheimer-, Hexen- und Spitzerberges, welches aufgrund seiner überaus artenreich entwickelten Trockenrasenflora und -fauna eine große wissenschaftliche Bedeutung hat (WAITZBAUER 1990, MOSAR 1991, ENGLISCH & JAKUBOWSKY 2000, WURTH 2001). Auch der an den Steinbruch angrenzende, durch die Vergrößerung der Abbaufäche aber nur mehr wenige Hektar umfassende Trockenrasen auf dem südlichen W-Hang des Pfaffenberges beherbergt artenreiche und seltene Lebensgemeinschaften (WAITZBAUER 2003). Unter Biologen gilt er seit Jahrzehnten als „hot spot“ wärme- und trockenheitsliebender, biogeographisch bemerkenswerter Arten.

Von wesentlicher Bedeutung für die begünstigte biogeographische Situation der gesamten Hundsheimer Berge ist nicht nur der vorwiegend kalkige Untergrund sondern vor allem das trocken-warme Klima. Das Gebiet von Bad Deutsch-Altenburg liegt noch im Einflussbereich des pannonisch geprägten Klimaraumes und zeichnet sich durch kontinentale, niederschlagsarme Witterungsverhältnisse mit hohen Temperaturen und trockenen Perioden im Sommer aus. Die Jahresdurchschnittstemperatur liegt bei 9°C, im Juli herrschen im Mittel Temperaturen von 20°C. Die langjährige Jahresniederschlagsmenge liegt im Durchschnitt unter 600 mm pro Jahr und sank in den letzten Jahren sogar unter 500 mm. Eindeutige Effekte hat auch der ständig wehende Wind. Infolge der hohen Evaporation werden die Effekte des kontinentalen Klimas gefördert, zusätzlich ist die Vegetation durch die ständige Scherwirkung – insbesondere am exponierten Westhang – mechanisch stark beeinflusst (WAITZBAUER 1990).

Der Betreiber des Steinbruchs Hollitzer (im Besitz der Firma Cemex Kiesunion AG) ist sich seiner ökologischen Verantwortung bewusst und verfolgt ein Renaturierungskonzept, das bis vor wenigen Jahren in Übereinkunft mit dem WWF Österreich zur nachhal-

tigen Revitalisierung nach naturschutzfachlichen Richtlinien gestaltet wurde (FLORINETH 2004).

Die nachfolgenden Ergebnisse sind Teil einer langfristig geplanten Erhebung des faunistisch-floristischen Arteninventars verschieden alter Abbaustufen im Steinbruchareal und der angrenzenden Trockenrasen. Von besonderem Interesse ist dabei die zeitliche Komponente der Sukzessionsabläufe auf den Böschungen entlang der Zufahrtsrampen zu den Abbauetagen und der Einwanderungsdynamik aus den angrenzenden Trockenrasen. Parallel dazu werden hier auch andere ökologische Untersuchungen durchgeführt, wie etwa zur artenreichen Spinnenfauna (MILASOWSKY, HEPNER, SIGMUND, Manuskript) oder über Verteilungsmuster von Nematoden in verschiedenen Bodensubstraten des Steinbruchgeländes (ZOLDA unpubl.).

## Material und Methoden

### Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungsflächen befinden sich im Steinbruch der Firma Hollitzer Baustoffwerke Betriebs GesmbH (in Besitz von Cemex) in Bad Deutsch-Altenburg nahe Hainburg an der Donau (NÖ). Der Steinbruch erstreckt sich über weite Teile des Pfaffenberges, der mit einer Seehöhe von 327 m etwa 160 m über der Donau liegt und zu den nordwestlichen Bereichen der Hundsheimer (= Hainburger) Berge gehört, die ihrerseits die südlichen Ausläufer der Kleinen Karpaten darstellen (WESSELY 2006). Geologisch gesehen, sind die Gesteine des Pfaffenberges sehr alt und bestehen vorwiegend aus harten Karbonaten, kleinflächig kommen Quarzite vor (POKORNY & STRUDL 1986).



Abb. 1: Abbaustelle Hollitzer in Bad Deutsch-Altenburg (NÖ) Blick nach Westen, 2006. (Mit freundlicher Genehmigung der Fa. Cemex). I–VI = Untersuchungsflächen, TR = Trockenrasen ausserhalb der Abbaufäche – The quarry Hollitzer in Bad Deutsch-Altenburg, photo taken in a westward direction, 2006. (with kind permission by Cemex Comp.). I–VI = sampling sites, TR = dry grassland outside of the quarry.

Zu Zeiten der römischen Besiedlung des Gebietes wurde das (nicht mehr existierende) Plateau des heutigen Steinbruches großflächig als Tempelheiligtum der Provinzhauptstadt Carnuntum genutzt (größte Anlage nördlich der Alpen). Anfang der 1990er-Jahre wurden die kulturhistorisch bedeutenden, Baureste in den Abbauprozess einbezogen und damit vernichtet.

Seit 1906 wird dolomitischer Kalk entlang einer inzwischen 500 m langen und 120 m hohen Bruchwand, die sich in 5 Etagen gliedert, abgebaut (Abb. 1). Die Abbaugenehmigung läuft bis 2055 (LEITHNER & WEIDINGER o. J.). Direkt angrenzend an den Steinbruch befindet sich ein wenige ha umfassender primärer Trockenrasen als Rest der einst großflächigen Felssteppenlandschaft des Pfaffenberges.

### Klima

Das Mikroklima wurde in W-Exposition im Steinbruch lokal auf Fläche I und auf dem Trockenrasen in groben Zügen mit einem beschatteten Minimum-Maximum-Thermometer und einem Regenmesser nach Hellmann bei jedem Entleerungstermin der Bodenfallen erfasst.

### Fallentechnik

Um die epigäische Fauna des Steinbruchs zu erfassen, wurden Bodenfallen nach BARBER (1931), gefüllt mit Ethylenglycol, verwendet. Man erhält dadurch Aktivitätsabundanz der mobilen Fauna. Als Fanggefäße wurden handelsübliche Becher aus Kunststoff (Joghurtbecher) mit einem Plastik- oder Metalldeckel als Abdeckung, benutzt. Ergänzend wurden auch Handfänge durchgeführt. Einige Arten, wie *Harpalus signaticornis* oder *Cymindis axillaris*, konnten nur auf diese Weise registriert werden.

Die Sammelperiode erstreckte sich über den Zeitraum von 27. 3. – 29. 10. 2006.

### Auswertung

Aus den Rohdaten wurden relative Häufigkeiten berechnet und nach Dominanzklassen (ENGELAMNN 1978) eingeteilt. Die Diversität eines Standortes wurde über die Berechnung des Diversitätsindex nach Shannon-Weaver ( $H'$ ), der evenness (E) und des Dominanzindex (d) quantitativ erfasst. Die möglichen Unterschiede der Artengemeinschaft konnten mit der Renkonen Zahl und dem Jaccard Index ausgedrückt werden.

## Standörtliche Charakterisierung des Untersuchungsgebietes

### Vegetation

Das Gebiet der Hundsheimer Berge ist durch seine artenreiche Trockenvegetation, die durch Pflanzen kontinentaler oder mediterraner Herkunft repräsentiert ist, von überregionaler Bedeutung (u.a. WENDELBERGER 1954, NIKLFELD 1964, POKORNY & STRUDL 1986). Innerhalb des Steinbruchs findet sich ein buntes Mosaik aus Arten der Feld-, Ruderal- und Pioniergesellschaften, Vertreter von Mager- und Halbtrockenrasen, sowie typische, primäre Trockenrasenarten (WAITZBAUER 2003). Einen maßgeblichen Einfluss auf das Arteninventar im Steinbruch hat vor allem der angrenzende (Fels)trockenrasen.

Als Renaturierungsmaßnahme wurden vom Betreiber des Steinbruchs Flaumeichen (*Quercus pubescens*) auf der 1. und 2. Etage ausgesetzt. Flaumeichen – Buschwald Komplexe (Ceraso mahaleb-Quercetum) bilden auf den benachbarten Hängen des Hundsheimer- und Spitzer Berges, fast an der N-Grenze ihres Verbreitungsareals, üppige und floristisch wertvolle Saumgesellschaften (WAITZBAUER 1990). Im Areal des Steinbruchs

kommen die Setzlinge auf den Böschungen im falschen Bodensubstrat und durch Wildfraß (Hasen, Rehe) nur kümmerlich zur Entwicklung, wohingegen Birken, Götterbaum, Pappeln, Robinien und z. T. auch Schwarzföhren und Weiden den Baumbestand dominieren, unterstützt von Hartriegel, Heckenrose, Liguster und Weißdorn.

### Boden

Die Böschungen und Flächen entlang der Zufahrtsstraßen zu den Abbautagen entstanden durch Aufschüttungen aus der Zeit um 1970. Der Boden weist eine Mischung aus verschiedenen Bodenarten auf (graue, tonreiche Auböden, diverse Rohböden, mit Dolomitgrus vermischte Braunerde, sandiges Substrat und auch autochtones Geröll). Auf den Felsfluren des angrenzenden Trockenrasens findet man weitgehend flachgründigen Rendzinaboden, in Mulden auch Parabraunerde. Die Profiltiefe auf den älteren Flächen im Steinbruch beträgt 40cm und mehr. Auf der jüngsten, vor kurzem noch bearbeiteten Fläche wurden die auflagernden Schichten weitgehend abgetragen, wodurch das Ausgangsgestein zutage tritt.

### Untersuchungsflächen

Insgesamt wurden 6 Flächen ausgewählt, die unterschiedliche Stadien der Sukzession im Steinbruch repräsentieren sollten. Als Vergleichsfläche diente der schon erwähnte, angrenzende primäre Kalktrockenrasen.

Die untersuchten Flächen liegen alle entlang der Zufahrtstraßen zu den Abbauterrassen. Bis auf den westlich gerichteten Trockenrasen waren alle Untersuchungsflächen nach SW exponiert. Teils handelt es sich um ebene Flächen auf dem Niveau der Abbauterrassen, teils um Böschungshänge entlang der Zufahrtswege zu den einzelnen Steinbruchhorizonten.

Fläche I (Seehöhe 200 m) ist die am längsten still gelegte Fläche. Der graue, lehmige Boden war stellenweise bei Trockenheit stark verhärtet. In tieferen Schichten fand sich feuchteres, dichtes und porenarmes Gefüge. Die kümmerlichen Flaumeichen-Setzlinge wurden bald Opfer der ungünstigen Standortbedingungen. Insgesamt dominierten hier eindeutig Arten der Ruderalstrategie, zum Beispiel *Cirsium arvense*, *Conyza canadensis*, *Sonchus arvensis* (Asteraceae), *Chenopodium album* (Chenopodiaceae), *Papaver rhoeas* (Papaveraceae) und *Convolvulus arvensis* (Convolvulaceae). Weiters konnten unter anderem die typisch östliche, halophile Steppenart *Salsola kali* (Chenopodiaceae), *Plantago lanceolata* und *P. media* (Plantaginaceae) nachgewiesen werden.

Fläche II (Seehöhe 205 m) liegt auf einer sehr alten Böschung mit 20% Hangneigung in einem am längsten still gelegten Bereich des Steinbruches. An Vegetation wurden ähnlich viele Ruderalarten wie Trockenrasenelemente vorgefunden. Häufiger traten auf: *Daucus carota carota*, *Falcaria vulgare* (Apiaceae), *Centaurea jacea*, *C. scabiosa*, *Cichorium intybus* (Asteraceae), *Echium vulgare* (Boraginaceae), *Alyssum alyssoides* (Brassicaceae), *Petrorhagia saxifraga* (Caryophyllaceae), *Sedum acre* (Crassulaceae), *Anthyllis vulneraria* (Fabaceae), *Hypericum perforatum* (Hypericaceae), *Papaver rhoeas* (Papaveraceae), *Rumex patientia* (Polygonaceae), und *Melica ciliata* (Poaceae). Im Frühsommer ist der steile Hang ein üppiges Blütenmeer (Abb. 2).

Fläche III liegt eine Etage höher (Seehöhe 220 m) und ist als später stillgelegter Teil des Steinbruchs mit weniger dichter Vegetation bedeckt. Charakteristische Florenelemente waren vor allem Ruderalarten, gefolgt von Pionier-Trockenrasenarten in jeweils geringeren Anteilen. Häufig waren *Lamium maculatum* (Lamiaceae), *Clematis vitalba*



Abb. 2: Untersuchungsfläche II im Steinbruch Hollitzer, 2006. – Sampling site II at the quarry „Hollitzer“, 2006.

(Ranunculaceae) *Galium album* (Rubiaceae) und verschiedene Fabaceen, etwa *Melilotus officinalis*.

Auf Fläche IV (Seehöhe 245 m) wurden häufig, zum Teil flächig, *Artemisia vulgaris* (Asteraceae) und *Rumex crispus* (Polygonaceae) vorgefunden. Weiters treten auf: *Atriplex patula*, *Atriplex hastata* (Chenopodiaceae), *Crataegus monogyna* (Rosaceae), *Populus* sp. (Salicaceae) und *Calamagrostis epigejos* (Poaceae). Insgesamt vermittelt die Vegetation ein ruderal beeinflusstes Verbuschungsstadium.

Fläche V (Seehöhe 260 m) ähnelt aus vegetationskundlicher Sicht aufgrund des hohen Anteils an Trockenrasenarten dem nahe gelegenen Kalktrockenrasen (Abb. 3). An den Rändern der Fläche wachsen schwächliche Flaumeichen, weiters *Ligustrum vulgare* (Oleaceae). Häufig waren unter anderem *Crinitaria linosyris*, *Carlina vulgaris*, *Centaurea stoebe* (jew. Asteraceae), *Alyssum alyssoides* (Brassicaceae), *Euphorbia cyparissias* (Euphorbiaceae), *Dorycnium germanicum* (Fabaceae) und *Inula oculos-christi* (Asteraceae).

Auf Fläche VI (Seehöhe 301 m) besteht der Boden aus Felsblockschüttungen mit unterschiedlicher Lückenfüllung, teilweise wird Material durch abfließendes Niederschlagswasser miterodiert. Die Etage wurde erst 2002 durch Abtragung der ehemaligen Waldbedeckung samt Oberboden gewonnen. Als Substrat dient daher grobteils noch Rohboden und Schotter. (Abb. 4). Die spärliche Flora setzte sich bereits ab 2004 aus Schotter-, Schutt-, und Rohbodenpionierarten zusammen, wie *Conyza canadensis* (Asteraceae),



Abb. 3: Untersuchungsfläche V im Steinbruch, 2006. – Sampling site V at the quarry, 2006.



Abb. 4: Untersuchungsfläche VI im Steinbruch, 2005. – Sampling site VI at the quarry, 2005.

*Echium vulgare* (Boraginaceae), *Salsola kali* (Chenopodiaceae) und *Verbascum phlo-moides* (Scrophulariaceae). *Salix sp.* und *Populus sp.* (Salicaceae) waren auf dieser Fläche besonders häufig. Letztere sind seit 2003 teilweise schon zu hohen Bäumchen herangewachsen. Ab 2005 gesellten sich *Eryngium campestre* (Apiaceae), *Inula ensifolia* (Asteraceae), *Euphorbia cyparissias* (Euphorbiaceae) und *Linum catharticum* (Lina-ceae) dominant hinzu, begleitet von den Trockenrasenarten *Centaurea stoebe* (Aste-raceae), *Epilobium dodonaei* (Onograceae) und der Felssteppen –Leitart *Stipa pennata* (Poaceae).

Der edaphisch bedingte, weitgehend primäre Trockenrasen, TR, (Abb. 5) ist überwiegend sehr flachgründig und arm an Nährstoffen (Seehöhe 282 m). Der felsige Untergrund des Hanges tritt stellenweise zu Tage und die Bodenauflage (Rendzina) ist stellenweise nur wenige Zentimeter dünn. Ursprünglich bedeckten die Trockenrasen großflächig weite Bereiche des Pfaffenberges, der wachsende Steinbruchbetrieb hat sie jedoch auf wenige Hektar reduziert. Die beiden hier anzutreffenden Pflanzengesellschaften in den sehr flachgründigen und lückenhaften Bereichen sind *Festuco pallentis*-*Caricetum humilis* und *Poa badensis*-*Festucetum pallentis* (ENGLISCH, pers. Mitt.). Im Spätsommer prägen dichte Bestände von *Crinitaria linostris* den Westhang. Aus vegetationskundlicher Sicht stellt diese, gegenüber der einstigen Fläche stark geschrumpfte Trockenraseninsel am Rand des gewaltigen Steinbruchs einen echten „hotspot“ einer blütenreichen, wertvollen, naturnahen und schützenswerten Kulturlandschaft dar, die Teil eines WWF-Naturschutz-gebietes auf dem Hundsheimer Berg ist.



Abb. 5: Trockenrasen am Westhang des Pfaffenberges, 2006. – Dry grassland at the west slope of the Pfaffenberg, 2006.

## Ergebnisse

### Klima

Die SW-Lage der Untersuchungsflächen bedingt starke Gegensätze im Verlauf der jahres- und tageszeitlichen Temperaturen. Noch Anfang Mai lag die Minimaltemperatur bei 0°C. Bemerkenswert ist der Temperaturgegensatz von max. 43°C(!) und min. 12,5°C Mitte August 2006, Werte, wie sie für exponierte Standorte mit starker Ein- und Ausstrahlung typisch sind.

Kein Niederschlag konnte an der Wende Juni/Juli gemessen werden, die höchste Niederschlagsmenge wurde mit 38 mm von Mitte Juli bis Mitte August verzeichnet und insgesamt 140 mm Niederschlag während der Untersuchungsperiode von April bis Oktober. Es sei jedoch angemerkt, dass das Jahr 2006 durch hohe Temperaturen und besondere Trockenheit ausgezeichnet war.

### Faunistik

Insgesamt wurden über die Dauer des Untersuchungszeitraumes 129 Laufkäfer, aufgeteilt auf 25 Arten gefangen. Die höchste Fangzahl gab es im September mit 45 Individuen. Ergänzend wurden in die Auswertung auch Handfänge aus dem Jahr 2005 einbezogen (Tab. 1).

- Auf Fläche I wurden insgesamt 7 Arten mit 17 Individuen nachgewiesen. Am häufigsten war *Licinus cassideus* mit 35% Dominanzanteil. *Amara apricaria* war die zweithäufigste Art. *Harpalus rubripes*, *H. saxicola* und *Microlestes maurus* traten in geringer Individuenzahl auf, von *Calathus fuscipes* und *Anchomenus dorsalis* gab es jeweils Einzelfunde.
- Auf dem starken Gefälle von Fläche II konnten nur 13 Individuen gefunden werden, es gab keine eindeutig eudominante Art. Mit 27% war *Harpalus latus* neben *Microlestes maurus* am häufigsten. Einzelne Individuen gab es von *Calathus ambiguus*, *Harpalus luteicornis*, *H. rubripes*, *H. serripes*, *H. signaticornis*, *Amara aenea* und *Carabus coreaceus*.
- Die meisten Laufkäfer innerhalb des Steinbruches kamen auf Fläche III vor. Von den 22 Individuen waren die meisten durch die Gattung *Calathus* repräsentiert, *C. melanocephalus* und *C. ambiguus* waren auch gleichzeitig die dominierenden Arten. Subdominant vertreten waren *Licinus cassideus* und *Calathus fuscipes*. Einzelfunde gab es jeweils von *Harpalus rubripes*, *H. rufipes*, *Bembidion properans* und *Amara aenea*. Die beiden letztgenannten Arten wurden nur an diesem Standort nachgewiesen.
- Auf Standort IV wurden die wenigsten Laufkäfer gefangen. Der ruderaler Vegetationscharakter mag zwar Grund hierfür sein, allerdings trat hier neben der häufigen Art *Harpalus rubripes* auch der seltene Felssteppenbewohner *Licinus cassideus* auf. Von *Calathus ambiguus*, *C. melanocephalus*, *C. fuscipes* und *Microlestes maurus* gab es lediglich Einzelfunde. Eine Besonderheit auf dieser Fläche war der Fund der arboricolon Art *Paradromius longiceps*, die nur selten mit Barberfallen gefangen wird.
- Standort V zeichnete sich faunistisch als sehr arme Fläche aus, *Licinus cassideus* fehlte hier, wie auch schon auf Standort II. Diversität und Evenness waren hier am niedrigsten (Tab. 1). Eudominante Art war *Calathus ambiguus*. Weitere Funde gab es von *Calathus melanocephalus*, *C. fuscipes*, *Harpalus dimidiatus* und *H. pumilus*.

- Auf Standort VI gab es keine eindeutig dominierende Art. Sowohl *Licinus cassideus*, *Calathus ambiguus*, *C. fuscipes*, *Harpalus rubripes* als auch die xerotherme Felssteppenart *Cymindis humeralis* (nur auf diesem Standort!) waren mit 11% bzw. 17% relativ gleich häufig vertreten. Von *Calathus melanocephalus*, *Harpalus signaticornis*, *H. latus* sowie von *Amara apricaria* wurden einzelne Individuen gefunden. Wie aufgrund der vielen Arten zu erwarten, war hier die Diversität der lokalen Carabidenfauna am höchsten und kommt der maximal hier möglichen Diversität am nächsten. Bei Handaufsammlungen während einiger Begehung im Sommer konnten neben Individuen von *Harpalus rubripes*, *C. ambiguus* auch Einzelfunde der seltenen Steppenarten *Cymindis axillaris*, *C. humeralis* und *Ophonus cordatus* dokumentiert werden.
- Die meisten Carabiden wurden im Trockenrasen, TR, registriert, sie verteilten sich auf 10 Arten. Dominant war *Licinus cassideus* mit 45% relativer Häufigkeit, gefolgt von *Calathus fuscipes* und *C. melanocephalus*, die zusammen ca. 36% belegten. *Harpalus pygmaeus* und *Zabrus spinipes*, beide thermophile Leitformen intakter Trockenrasen, wurden durch Einzelfunde nachgewiesen und fehlten auf allen Untersuchungsflächen im Steinbruch, ausgenommen einem Handfang auf Fläche I. Bemerkenswert sind auch die Funde der xerothermophilen Felssteppenbewohner *Cymindis axillaris* und *C. humeralis*. Auf dieser Fläche verzeichnete die Carabidenfauna neben Standort V die zweitniedrigste Diversität und die niedrigste Evenness. Wie bei niedrigen Diversitätsindices zu erwarten, war hier der Dominanzindex am höchsten ( $d = 0,3$ ). Zweifellos konnte jedoch das Arteninventar trotz einer weit auseinander gezogenen Kette von Fallenbechern nur zum Teil erfasst werden und bedarf einer zukünftiger Ergänzung.

Tab. 1: Individuenzahl (N), Artenzahl (S), Dominanzindex (d), Diversitätsindex ( $H'$ ), maximal möglicher Diversitätswert ( $H_{max}$ ) und Ausbildungsgrad der Diversität (Evenness, E) der Carabidenfunde von den jeweiligen Standorten. – Number of individuals (N), Species richness (S), Dominance index (d), Species diversity ( $H'$ ), maximum diversity of species which could possibly occur ( $H_{max}$ ) and Evenness (E) of carabid beetles on each site of research.

| Standort | N  | S | D    | $H'$ | $H_{max}$ | E    |
|----------|----|---|------|------|-----------|------|
| I        | 17 | 7 | 0,20 | 1,76 | 1,95      | 0,91 |
| II       | 11 | 8 | 0,16 | 1,97 | 2,08      | 0,95 |
| III      | 21 | 8 | 0,23 | 1,74 | 2,08      | 0,84 |
| IV       | 10 | 7 | 0,18 | 1,83 | 1,95      | 0,94 |
| V        | 14 | 6 | 0,23 | 1,40 | 1,79      | 0,78 |
| VI       | 17 | 9 | 0,13 | 2,09 | 2,20      | 0,95 |
| TR       | 22 | 7 | 0,30 | 1,49 | 1,95      | 0,77 |

### Flügelausprägung

Insgesamt war die Zahl der macropteren Carabiden höher als jene der brachypteren Individuen. Betrachtet man die einzelnen Standorte jedoch im Detail, so zeigt sich, dass es nur auf Fläche II mehr macroptere Individuen (72,7%) gab. Im Trockenrasen war der Anteil an brachypteren Individuen aufgrund der zahlreichen Funde von *Licinus cassideus* und *Calathus fuscipes* sehr hoch (90%).

Unter Betrachtung der Artenzahl zeigte sich im Trockenrasen, auf den Flächen IV und V insgesamt ein höherer Anteil von brachypteren als voll geflügelten Arten. Auf den rest-

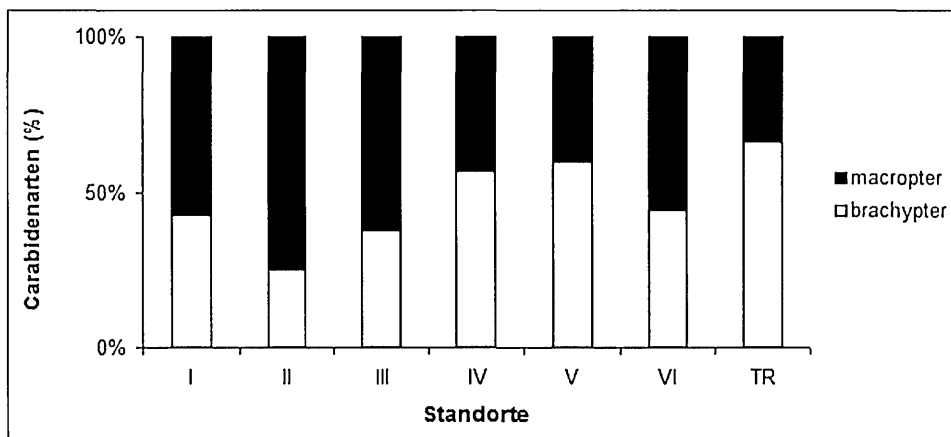


Abb. 6: Prozentanteile der macropteren und brachypteren Carabiden auf den jeweiligen Flächen.  
– Percent contribution of macropterous and brachypterous carabid species at each site.

lichen Flächen traten mehr macroptere Arten auf. Auf Fläche II traten mit *Microlestes maurus* und *Carabus coreaceus* nur 2 brachyptere Arten auf (Abb. 6).

### Biozönotische Ähnlichkeiten

Fläche II unterschied sich in den Dominanzverhältnisse recht deutlich von den übrigen Untersuchungsarealen im Steinbruch. Zum Trockenrasen gab es mit 4,5% Übereinstimmung nach Renkonen die unterschiedlichsten Dominanzverhältnisse. Hohe Übereinstimmung zeigte sich zwischen Fläche I und IV sowie zwischen IV und VI. In Tabelle 2 sind die Dominanzähnlichkeiten der jeweiligen Flächen untereinander aufgelistet.

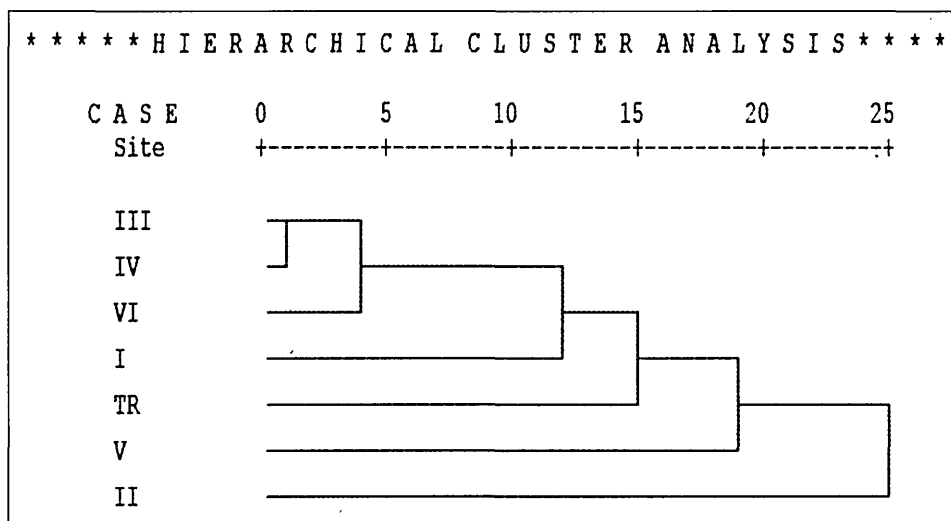


Abb. 7: Dendrogramm einer Hierarchischen Clusteranalyse aller Untersuchungsflächen anhand der Präsenz/Absenz Daten der gefundenen Laufkäfer (nichtmetrisches Maß nach LANCE & WILLIAMS). – Hierarchical cluster analysis to demonstrate similarities between the sampling sites using presence/absence data of carabid beetles.

Vergleiche des Artspektrums nach Jaccard (Tab. 2) ergaben eine hohe Übereinstimmung zwischen Fläche III und IV sowie zwischen IV und VI, ähnlich wie bei den Dominanzindices. Die niedrigste Übereinstimmung in der Artzusammensetzung ergab sich zwischen Fläche II und V, die einzige Art, die auf beiden Flächen gefunden wurde, war *Calathus ambiguus*. Aber auch von den anderen Flächen unterscheidet sich Fläche II hinsichtlich der Laufkäferarten deutlich.

Mithilfe der hierarchischen Clusteranalyse nach Lance & Williams erkennt man, dass die Flächen III und IV, die auf der gleichen Etage liegen, einen Cluster bilden, der sich zusammen mit Fläche VI von den übrigen Steinbruchflächen abgrenzt. Die Flächen I, V und TR und waren auch untereinander sehr unähnlich (Abb. 7).

Tab. 2: Vergleich der jeweiligen Standorte bezüglich ihrer Artidentität nach Jaccard und Dominanzidentität nach Renkonen. – Comparison of sampling sites referring to Jaccard's similarity coefficient and Renkonen's index.

| Standort | I            | II           | III          | IV           | V            | VI           | TR    | Synökolog. Index |
|----------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|-------|------------------|
| I        |              | 20,86        | 20,17        | 57,65        | 5,88         | 41,18        | 45,72 | Renkonen         |
| II       | <b>15,38</b> |              | 13,85        | 28,18        | 9,09         | 29,95        | 4,55  |                  |
| III      | <b>25,00</b> | <b>14,29</b> |              | 43,81        | 54,76        | 41,46        | 28,14 |                  |
| IV       | <b>40,00</b> | <b>25,00</b> | <b>50,00</b> |              | 30,00        | 61,18        | 49,09 |                  |
| V        | <b>8,33</b>  | <b>7,69</b>  | <b>27,27</b> | <b>30,00</b> |              | 35,29        | 30,52 |                  |
| VI       | <b>33,33</b> | <b>30,77</b> | <b>41,67</b> | <b>45,45</b> | <b>25,00</b> |              | 45,72 |                  |
| TR       | <b>27,27</b> | <b>7,14</b>  | <b>25,00</b> | <b>27,27</b> | <b>18,18</b> | <b>33,33</b> |       | <b>Jaccard</b>   |

## Diskussion

Die nachgewiesenen Laufkäferarten gehören zum größten Teil der Gruppe xerophiler oder xerothermophiler Feldarten mit einem Verbreitungsschwerpunkt in offenen Habitaten an (Tab. 3). Weiters war der Großteil der gefundenen Arten euryök, was für die Besiedlung von instabilen, frühen Sukzessionsstadien von Vorteil ist. Insgesamt ließ sich aufgrund der Artengarnitur auf eine schon leicht fortgeschrittene Sukzession in dem unbewirtschafteten Steinbruchareal (Fläche I–V) schließen. Wegen ungünstiger mikroklimatischer Bedingungen und der exponierten Steilheit vegetationsleerer junger Rampenböschungen dürfte die Geschwindigkeit der Sukzession eher gering sein. Laut MADER (1986) sind Carabidenzönosen früher Sukzessionen durch die Dominanz psammophiler Arten gekennzeichnet. Auf den untersuchten Flächen war der Anteil solcher Arten zwar nicht sehr hoch, bezogen auf die Individuenzahl waren psammophile oder psammobionte Arten jedoch durchaus prominent vertreten (*Calathus ambiguus*, *C. melanocephalus* und *C. fuscipes*). MADER (1986) hat in seinen Langzeituntersuchungen in einer aufgelassenen Braunkohlemine die gefundenen Laufkäfer nach ihrer Ökologie eingeteilt in (i) psammophile, macroptere Pionierarten der ersten Jahre nach Auflassung des Steinbruchs, (ii) Arten des Übergangsstadiums und (iii) Arten der zweiten Einwanderungswelle. Im Laufe der Sukzession nehmen die macropteren Arten ab und die silvicolen zu (MADER 1986, BRÄNDLE et al. 2000). Bedient man sich dieser Klassifizierung, dann befinden sich die untersuchten Flächen im Steinbruch, vor allem auf den älteren Etagen, anscheinend im Übergangsstadium. Weder eine Dominanz von Pionierarten noch von Waldarten, bzw. Arten geschlossener Vegetationsbereiche war zu

erkennen. Hinsichtlich der Flügelausbildung gab es im Steinbruch mehr macroptere (15) als brachyptere (8) Arten. Macroptere Arten weisen jedoch auf dynamische Lebensräume hin, die noch einer gewissen Veränderlichkeit unterworfen sind. Die völlige Dominanz brachypterer Arten im Trockenrasen spricht eindeutig für dessen langfristig ökologische Stabilität.

Im Steinbruch waren die Laufkäferzönosen der einzelnen Flächen sehr heterogen.

Überraschend war die relativ hohe Carabidendiversität des jüngsten AbbauhORIZONTES, Fläche VI, wo psammophile und xerothermophile Pionierarten dominierten. *Cymindis axillaris* und *C. humeralis* sind xerothermophile Charakterarten des steinigen, offenen Geländes mit kurzer, spärlicher Vegetation, sowie von Heiden und Kalktrockenrasen (FREUDE et al. 1976, FRITZE & REBHAN 1998), die im Steinbruch lediglich auf Fläche VI nachgewiesen wurden. Dieser strahlungsexponierte, vegetationsarme, steinige Standort entspricht offenbar den Habitatsanforderungen in optimaler Weise. Auf dem nahen Hundsheimer Berg werden ganz adäquate Bereiche des steilen, steinigen Westhanges besiedelt (WAITZBAUER mdl. Mitt.) und auch durch Einzelfunde in der Felssteppe des Pfaffenberges bestätigt.

Ideale Habitatbedingungen findet im Steinbruch auch *Calathus ambiguus* vor. Dieser stenotope Sandbewohner (LINDROTH 1992, KUGLER 2006) kommt in den dichten Altgrasbeständen der Trockenrasenflächen nicht vor.

Der Einzelfund von *Harpalus latus*, einer eurytopen Art von Wiesen- und lichten Waldbeständen (MARGGI 1992), stellte eine Ausnahme dar.

Im Vergleich zu den restlichen untersuchten Flächen im Steinbruch nahm die Fläche II eine Sonderstellung ein. Auffällig war der hohe Anteil macropterer Arten von über 75% und die recht heterogene Zusammensetzung der Laufkäferzönose hinsichtlich der Ökologie, wie das nachfolgende Beispiel zeigt: *Harpalus luteicornis* und *H. serripes* wurden nur hier gefunden. Erstere ist eine eurytope, thermophile Art lichter Waldbestände oder Vorwaldstadien, während *H. serripes* Habitate mit extremer Trockenheit präferiert (THIELE 1977, LINDROTH 1992, MARGGI 1992).

Abgesehen vom Trockenrasen wurden auf Fläche III die meisten Laufkäfer gefunden. Die hier häufige Pionierart *Calathus melanocephalus* (MADER 1986), wie auch die stenotope Art *C. ambiguus* finden hier geeignete Habitateigenschaften wie Sonnenexposition und sandigen Boden (LINDROTH 1992). Das Vorkommen von *Bembidion properans*, einer macropteren, eher hygrophilen, aber durchaus euryöken Art lässt sich wohl mit der ganzjährigen Anwesenheit einzelner lehmiger Wasserpfützen im Nahbereich der Fallenstandorte erklären.

Interessant war auf Fläche IV der Fund von *Paradromius longiceps*, einem arboricolen Rindenbewohner, der selten in Bodenfallen gelangt. Diese Art ist eher auf höherer Vegetation, auf Büschen und Bäumen zu erwarten (MARGGI 1992) und stammt vermutlich von *Pinus nigra* aus unmittelbarer Nähe.

Laut Clusteranalyse (Abb. 7) waren die Flächen III, IV und VI einander am ähnlichsten, vermutlich aufgrund der Dominanz psammophiler Arten. Auch auf Fläche V überwogen Arten thermophiler, sandiger Habitate. Erstaunlicherweise war hier die Artendichte am niedrigsten, trotz der relativ geringen Distanz zum artenreichen Trockenrasen.

Die extrem xerothermophile, stenotope und durchwegs seltene Felssteppen-Art *Licinus cassideus* (LINDROTH 1992) konnte auf fast allen untersuchten Flächen nachgewiesen werden. Aufgrund ihrer Biologie ist sie von besonderem Interesse.

Die höchsten Abundanzen, wie auch Dominanzen ( $d = 0,3$ ), wurden jedoch auf dem Trockenrasen und auf der ältesten Fläche I im Steinbruch festgestellt, also den stabilsten Lebensräumen. *Licinus cassideus* tritt hier mit einer Dominanz von 45% auf. Offenbar konnte diese Art auch im Ersatzlebensraum des Steinbruches günstige Habitatbedingungen vorfinden. Nicht zuletzt besiedelt auch die thermophile Trockenrasenschnecke *Xerolenta obvia* als wahrscheinlich einzige Nahrungsgrundlage dieses schneckenfressenden Spezialisten tausendfach den trockenen, warmen Westhang des Pfaffenberges wie auch des Steinbruches.

Die zweithäufigste Art *Calathus fuscipes* hatte ihren Verbreitungsschwerpunkt im Trockenrasen, doch besiedelt diese xerophile und eurytope Offenlandart auch sandige Böden sowie Kulturland (MOSAR 1991, MARGGI 1992, WURTH 2001). Ihr Vorkommen deutet auf eine fortschreitende Sukzession hin (MADER 1986). Eine Charakter- und Indikatorart intakter Trockenrasen ist der vorwiegend südöstlich verbreitete *Zabrus spinipes*, der – einen Handfang auf Fläche I ausgenommen – in den Hundsheimer Bergen ausschließlich stabile Grassteppen besiedelt (WURTH 2004).

Tab. 3: Laufkäfer aus den Barberfallen im Steinbruch Hollitzer (I, II, III, IV, V, VI) und Trockenrasen des Pfaffenberges (TR). Angegeben sind die Individuenzahlen, in Klammer gesetzte Zahlen beziffern Handfänge. **Flügelausprägung:** m = macropter, b = brachypter **Verbreitung (VB):** eu = europäisch, m-s = mittel- bis südeuropäisch, m = mitteleuropäisch, w = westlich, s = südlich, ö-m = östl. Mitteleuropa, , ö = östlich, s-ö = südöstlich. **Lebensraum:** TR = Trockenrasen, faunistisch bemerkenswerte Arten sind fett gedruckt. – Record list of Carabid beetles collected by hand (numbers in brackets) and by pitfalls at the quarry Hollitzer (I, II, III, IV, V, VI) and the adjacent dry grass meadow (TR). For each species number of individuals are shown. **Wing morphology:** m = macropterous, b = brachypterous, **Distribution** eu = European, m-s = central-south-European, m = central-European, w = western, s = southern, ö-m: central- east- European, ö = eastern, s-ö = south-east European. Habitat: TR = dry meadow.

|                    | Art                                               | I | II | III | IV | V | VI       | TR | Flügelaus-<br>prägung | VB    | Lebensraum                           |
|--------------------|---------------------------------------------------|---|----|-----|----|---|----------|----|-----------------------|-------|--------------------------------------|
| UF. PTEROSTICHINAE |                                                   |   |    |     |    |   |          |    |                       |       |                                      |
| 1                  | <i>Calathus ambiguus</i><br>(Paykull, 1790)       | – | 1  | 5   | 1  | 5 | 2<br>(1) | –  | M                     | eu    | TR, Äcker, sandige Böden, stenotop   |
| 2                  | <i>Calathus fuscipes</i><br>(Goeze, 1777)         | 1 | –  | 2   | 1  | 3 | 3        | 6  | b, selten m           | eu    | Eurytop, häufig auf Sand, Offenland, |
| 3                  | <i>C. melanocephalus</i><br>(Linne, 1758)         | – | –  | 8   | 1  | 3 | 1        | 2  | b, selten m           | eu    | Eurytop, häufig Sand, Offenland,     |
| 4                  | <i>Anchomenus dorsalis</i><br>(Pontoppidan, 1763) | 1 | –  | –   | –  | – | –        | –  | M                     | m     | Eurytop, trockenes Offenland, Weiden |
| UF. LICININAE      |                                                   |   |    |     |    |   |          |    |                       |       |                                      |
| 5                  | <i>Licinus cassideus</i><br>(Fabricius, 1792)     | 6 | –  | 2   | 3  | – | 3        | 10 | B                     | w, sö | Xerophil, stenotop, Heidebiotope     |
| UF. HARPALINAE     |                                                   |   |    |     |    |   |          |    |                       |       |                                      |
| 6                  | <i>Harpalus dimidiatus</i><br>(Rossi, 1790)       | – | –  | –   | –  | 1 | –        | –  | M                     | m-s   | Xerothermophil, sandige Böden        |

|                 | Art                                               | I   | II  | III  | IV | V   | VI       | TR       | Flügel-<br>aus-<br>prägung | VB   | Lebensraum                               |
|-----------------|---------------------------------------------------|-----|-----|------|----|-----|----------|----------|----------------------------|------|------------------------------------------|
| 7               | <i>Harpalus latus</i><br>(Linne, 1758)            | -   | 3   | -    | -  | -   | 1        | -        | M                          | eu   | Eurytop, lichte Wälder, Wiesen           |
| 8               | <i>Harpalus luteicornis</i><br>(Duftschmid, 1812) | -   | 1   | -    | -  | -   | -        | -        | M                          | m    | Ruderalflächen, Wiesen, Äcker            |
| 9               | <i>Harpalus pumilus</i><br>(Sturm, 1818)          | -   | -   | -    | -  | 1   | -        | -        | B                          | ö-m  | Extr. Thermophil, sonnenexp. Böden,      |
| 10              | <i>Harpalus pygmaeus</i><br>(Dejean, 1829)        | -   | -   | -    | -  | -   | -        | 1        | M                          | m    | Mäßig trockene Stellen, Steppen          |
| 11              | <i>Harpalus rubripes</i><br>(Duftschmid, 1812)    | 2   | 1   | 1    | 2  | -   | 3<br>(1) | -        | M                          | eu   | Euryök, offene, trockene Stellen         |
| 12              | <i>Harpalus rufipes</i><br>(Degeer, 1774)         | -   | -   | 1    | -  | -   | -        | -        | M                          | eu   | Eurytop, thermophil, Kulturfolger        |
| 13              | <i>Harpalus saxicola</i><br>(Dejean, 1829)        | 2   | -   | -    | -  | -   | -        | -        | M                          | ö    | Xerothermophil, Felssteppen              |
| 14              | <i>H. serripes</i> (Qu. & Schönherr, 1806)        | -   | 1   | -    | -  | -   | -        | -        | M                          | w, s | Thermophil, offene Trockenrasen          |
| 15              | <i>H. signaticornis</i><br>(Duftschmid, 1812)     | -   | 1   | -    | -  | -   | 1        | -        | M                          | ö-m  | Xerothermophil, Ruderalstellen           |
| 16              | <i>Ophonus cordatus</i><br>(Duftschmidt, 1790)    | -   | (2) | -    | -  | -   | (1)      | -        | M                          | eu   | Thermophil, stenotop, Steppen            |
| UF. DROMIINAE   |                                                   |     |     |      |    |     |          |          |                            |      |                                          |
| 17              | <i>Microlestes maurus</i><br>(Sturm, 1728)        | 2   | 2   | -    | 1  | (1) | -        | (2)      | b, selten m                | eu   | Xerotherm, Weiden, Felssteppen           |
| 18              | <i>Paradromius longiceps</i><br>(Dejean, 1828)    | -   | -   | -    | 1  | -   | -        | -        | M                          | m    | Arboricol, hygrophil Dichtere Vegetation |
| UF. CYMINDINAE  |                                                   |     |     |      |    |     |          |          |                            |      |                                          |
| 19              | <i>Cymindis axillaris</i><br>(Fabricius, 1785)    | -   | -   | (1)  | -  | -   | (2)      | (1)      | b, selten m                | eu   | Xerothermophil, Heiden, Felssteppen      |
| 20              | <i>Cymindis humeralis</i><br>(Geoffroy, 1785)     | -   | -   | -    | -  | -   | 2<br>(1) | (1)      | b, selten m                | eu   | Xerotherm, Heiden, Felssteppen           |
| UF. CARABINAE   |                                                   |     |     |      |    |     |          |          |                            |      |                                          |
| 21              | <i>Carabus coreaceus</i><br>(Linne, 1785)         | -   | 1   | -    | -  | -   | -        | 1        | B                          | m    | Eurytop, Gebüsch, Wälder, Gärten         |
| UF. ZABRINAE    |                                                   |     |     |      |    |     |          |          |                            |      |                                          |
| 22              | <i>Zabrus spinipes</i><br>(Fabricius, 1798)       | (1) | -   | -    | -  | -   | -        | 2<br>(1) | B                          | s-ö  | Stenotop, Steppen, Trockenbiotope        |
| 23              | <i>Amara aenea</i><br>(Degeer, 1774)              | -   | (2) | 1    | -  | -   | -        | -        | M                          | eu   | Heliophil, sandige, leichte Böden        |
| 24              | <i>Amara apricaria</i><br>(Paykull, 1790)         | 3   | -   | -    | -  | -   | 1        | 1        | m                          | eu   | Thermophil, Felder, Wald- Waldrand       |
| UF. BEMBIDIINAE |                                                   |     |     |      |    |     |          |          |                            |      |                                          |
| 25              | <i>Bembidion properans</i><br>(Stephens, 1828)    | -   | -   | 1(2) | -  | -   | -        | -        | m                          | m    | Ubiquitär, Wiesen, Gewässerränder        |

## Folgen für den Naturschutz

Viele bisherige Untersuchungen beschäftigten sich mit der Wiederbesiedlung von stillgelegten Steinbrüchen. Der Wert anthropogen bedingter, offener Habitats wurde erst erkannt, nachdem man sie als sekundäre Lebensräume für selten gewordene, thermophile Trocken- und Magerwiesen-Arten wahrgenommen hat. Frühe Sukzessionsstadien und weitgehend offene, ungenutzte Lebensräume gelten in heutiger Zeit als Habitate, die in Europa vom Rückgang betroffen und dementsprechend gefährdet sind (BRÖRING et al. 2005). Erschwerend kommt hinzu, dass, je kleiner und isolierter solche Lebensräume sind, desto instabiler sind auch die dort siedelnden Populationen. Um stabile Artgemeinschaften zu bewahren, braucht es neben der potenziellen Reproduktionsfähigkeit der Art Pools von geeigneten Einwanderern aus der Umgebung oder Korridore um die Distanz leichter überwinden können (PLACHTER 1986). Laut GILCHER & BRUNS (1999) ist die Wahrscheinlichkeit der Besiedlung von stenöken Arten umso geringer, je isolierter Abbaustellen liegen. Im vorliegenden speziellen Fall kommt also dem angrenzenden Trockenrasen auf dem Pfaffenberg und seinem Arteninventar eine unmittelbar entscheidende Bedeutung als Expansionspool zu, im weiteren Sinn auch den umliegenden Trocken- und Magerrasenwiesen der Hundsheimer Berge. Ob sich ökologisch anspruchsvolle Arten erfolgreich etablieren können, hängt wiederum davon ab, wie ähnlich die Bedingungen im neu geschaffenen Habitat dem ursprünglichen Lebensraum sind (EVERSHAM et al. 1996).

Wie die Untersuchungen im Steinbruch gezeigt haben, konnten sich bisher viele xerothermophile Arten erfolgreich etablieren. Unter den gefundenen Individuen fanden sich einige südlich und südöstlich verbreitete Arten (5 von 22), die aufgrund ihrer Seltenheit großen naturschutzfachlichen Wert aufweisen. Die fast ausschließlich thermo- und xerothermophilen Offenlandarten schließen auch einige Arten ein, die zu den Indikatoren für intakte Felssteppen und Heidebiotope zählen, wie die nachfolgend angeführten.

*Zabrus spinipes* ist eine brachyptere und stenöke Art, die ihre nördliche Ausbreitungsgrenze in Südösterreich hat, 1994 wurde sie in Österreich als gefährdet eingestuft. Auch die im Steinbruch häufige Art *Licinus cassideus* ist in Österreich potenziell gefährdet. Als xerothermer Felssteppenbewohner findet sie im Trockenrasen der angrenzenden Hundsheimer Berge zwar keinen geeigneten Lebensraum (MOSAR 1991, KIRCHMAYR 2002, WURTH 2002), kommt aber unter ähnlichen Habitatsverhältnissen wie auf dem Pfaffenberg auch auf dem steinigem Westhang des Hundsheimer Berges (Hexenberg) vor (WAITZBAUER pers. Mitt.). Die ostmediterrane Art *Harpalus pygmaeus*, die nach (BLAB et al. 1994) in Österreich nur noch im Burgenland vorkommt und als gefährdet eingestuft wurde, findet im Steinbruchsgelände durchwegs geeignete Habitate.

Die erwähnten seltenen, hauptsächlich stenotopen Arten reagieren auf Veränderungen ihrer Habitats empfindlich und haben somit auch Indikatorenfunktion für die biologische Qualität des Lebensraumes. Inbesondere der ökologisch noch intakte Trockenrasen mit über 60% Anteil an solchen Arten ist als Refugium und Pool von großem biologischem Wert! Von einer weiteren Reduktion seiner Fläche sollte also unbedingt abgesehen werden! In weiterer Folge wird jedoch die Erhaltung seines hohen Naturwertes nur durch den Einsatz gelegentlicher Pflegemaßnahmen (lokale Schwendung von Gebüsch, Rodung von Schwarzföhren) zu erhalten sein.

Die vorliegenden Ergebnisse beweisen jedoch auch, dass dem Steinbruch in Bad Deutsch Altenburg als Ersatzlebensraum eine nicht zu unterschätzende Funktion als Expansionsfläche – nicht nur für Pioniere – sondern auch anspruchsvolle, seltene Arten – zukommt. Die weitgehend sich selbst überlassenen Rampenböschungen entlang der Zufahrtswege

zu den Abbauetagen und stillgelegte, oder für den künftigen Abbau bereits vorbereitete Etagenhorizonte besitzen in ihrer Gesamtheit eine durchaus hohe faunistische Diversität, die auch seltene Arten einschließt, wie die vorliegende Arbeit beweist. Weitere Hinweise hierfür beziehen sich auf einen ersten Überblick der Spinnenfauna mit über 100 Arten (SIGMUND 2007) oder die Existenz des mediterranen, in Mitteleuropa nur sehr lokal vertretenen Hundertfüßlers *Scutigera coleoptrata* (Scutigeridae, Chilopoda) (WALTZBAUER mdl. Mitt).

Vergleichbare Werte für erfolgreiche Besiedlungen durch eine u. U. bemerkenswerte Insektenfauna treffen auch für ähnliche, anthropogen geschaffene, sekundäre Lebensräume zu, wie Abraumhalden, Sandgruben oder trockene Wegböschungen, selbst wenn diese meist nur eine begrenzte Zeit als Lebensraum zur Verfügung stehen (KAULE 1986, KUGLER 2006). Unumstritten ist, dass von allen Ersatzhabitaten besonders in Steinbrüchen durch die hohe Vielfalt an Mikrohabitaten zahlreiche potenzielle Lebensräume für seltene xerothermophile Arten geschaffen werden, wie sie im umgebenden Kultur- und Agrarland nicht zu finden sind. MADER (1986) postulierte eindringlich, von routinemäßigen Wiederaufforstungen solcher Flächen Abstand zu nehmen. In Anbetracht der insgesamt zahlreich dokumentierten, faunistisch bedeutenden Arten sollte daher auch die Integration ehemaliger anthropogen genutzter Abbaustellen in Naturschutz- und Managementpläne überlegt werden (BRÄNDLE et al. 2000).

Die Fortsetzung der faunistischen Untersuchungen wird jedenfalls die Bedeutung von Steinbrüchen für den Artenschutz am lokalen Beispiel klar dokumentieren, wodurch wenigstens aus dieser Sicht ihr schlechter Ruf als hässliche Wunde im Landschaftsbild revidiert werden soll.

## Dank

Die Arbeit wurde aus Mitteln der „Hochschuljubiläumsstiftung der Stadt Wien 2006“ finanziert.

## Literatur

- BALKENHOL B., FLISSE J. & ZUCCHI H., 1991: Untersuchungen zur Laufkäfer- und Spinnenfauna (Carabidae et Araneida) in einem innerstädtischen Steinbruch. *Pedobiologia* 35, 153–162.
- BECKER J., 1972: Art und Ursachen der Habitatbindung von Bodenarthropoden (Carabidae [Coleoptera], Diplopoda, Isopoda) xerothermer Standorte in der Eifel. Inaugural-Dissertation Universität Köln, Köln.
- BLAB J., NOVAK E., TRÄUTMANN W. & SUKOPP K., 1984: Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der BRD. *Naturschutz aktuell* 1. Kilda, Greven.
- BRÄNDLE M., DURKA W. & ALTMOOS M., 2000: Diversity of surface dwelling beetle assemblages in open-cast lignite mines in Central Germany. *Biodiversity and Conservation* 9, 1297–1311.
- BRÖRING U., MRZLJAK J., NIEDRIGHAUS R. & WIEGLEB G., 2005: Soil zoology I: Arthropod communities in open landscapes of former brown coal mining areas. *Ecological Engineering* 860, 1–13, unter [www.elsevier.com/locate/ecoleng](http://www.elsevier.com/locate/ecoleng).
- DUNGER W., 1968: Die Entwicklung der Bodenfauna auf rekultivierten Kippen und Halden des Braunkohlentagebaus. *Abh. Ber. Naturkundl. Museum Görlitz*. Bd. 43, 2, 256.
- ENGELMANN H. D., 1978: Zur Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden. *Pedobiologia* 18, 378–380.

- ENGLISCH T. & JAKUBOWSKY G., 2000: Vegetationsanalysen im NSG Hundsheimer Berge (Hainburger Berge, Niederösterreich): Standortökologie, Chorologie und Diversität pannonischer Trockenrasen. Linzer biolog. Beitrag 32/2, 623–625.
- EVERSHAM B., ROY D. & TELFER M., 1996: Urban, industrial and other manmade sites as analogues of natural habitats for Carabidae. Ann. Zool. Fennici 33, 149–156.
- FELDMANN R., 1987: Industriebedingte sekundäre Lebensräume. Habil. Arbeit. Universität Wuppertal, Eigenverlag Wuppertal, 1–259.
- FLORINETH F., 2004: Neue Wege bei der Renaturierung. Stein & Kies. Forum Rohstoffe, 5–7.
- FREUDE H., HARDE K. W., LOHSE G. A. & KLAUSNITZER B., 2004: Bd. 2 Adephaga 1: Carabidae. In: MÜLLER-MOTZFELD G. (Hrsg) Die Käfer Mitteleuropas. 2. Auflage. Spektrum-Verlag Heidelberg/ Berlin.
- FRITZE M. A. & REBHAN H., 1998: Laufkäfer als Indikatoren für die naturschutzfachliche Bedeutung der Kalkmagerrasen des „Obermainischen Hügellandes“. Lfd. Seminarbeitrag d. Bayer. Akad. Natursch. Landschaftspflege 8/98. Laufen, Salzach, 183–194.
- GILCHER S. & BRUNS D., 1999: Renaturierung von Abbaustellen. Ulmer- Verlag, Stuttgart, 9–320.
- KAULE G. , 1986: Arten- und Biotopschutz. UTB, Ulmer-Verlag, Stuttgart, 1–461.
- KIRCHMAYR R., 2002: Bestandsaufnahme der Laufkäfer- und Spinnenfauna (Coleoptera, Carabidae; Arachnida, Araneae) von Trocken- und Halbtrockenrasenflächen auf der Königswarte (Hundsheimer Berge, NÖ). Diplomarbeit Universität Wien.
- KUGLER K., 2006: Ground beetle assemblages (Carabidae, Coleoptera) in a drift sand area system in Drösing an der March (Lower Austria) after restoration management. Diplomarbeit Universität Wien.
- LEITHNER J. & WEIDINGER J., (o. J.) Steinbrüche am Pfaffenberg. Hollitzer Baustoffwerke, 1–8.
- LINDROTH C. H., 1992: Ground Beetles (Carabidae) of Fennoscandia. A zoogeographic study part I specific knowledge regarding the species. Intercept Andover, Hampshire, 15–627.
- MADER H.-J., 1986: The Succession of Carabid Species in a Brown Coal Mining Area and the Influence of Afforestation. In: den BOER P., LUFF M. L., MASSAKOWSKI D. & WEBER F. (Hrsg) Carabid Beetles – Their Adaptions and Dynamics. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart, New York, 497–507.
- MARGGI W. A., 1992: Faunistik der Sandlaufkäfer und Laufkäfer in der Schweiz (Cicindelidae & Carabidae) Coleoptera Teil I, Documenta faunistica helvetiae 13, Centre suisse de cartographie de la faune, 21–414.
- MOSAR M., 1991: Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) als Indikatoren für die Biotopqualität der Trockenrasen im Naturschutzgebiet “Hundsheimer Berge” (Niederösterreich). Dissertation Universität Wien, 1–173.
- MÜLLER-MOTZFELD G., 1989: Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) als pedobiologische Indikatoren. Pedobiologia 33, 145–153.
- NEUMANN U., 1971: Die Sukzession der Bodenfauna Carabidae (Coleoptera), Diplopoda und Iso-poda in den forstlich rekultivierten Gebieten des Rheinischen Braunkohlereviere. Pedobiologia 11, 193–226.
- NIKLFFELD H., 1964: Zur xerothermen Vegetation im Osten Niederösterreichs. Verh. Zool.-Bot. Ges. Öst. 105/104, 152–181.
- NOVÁK J. & KONVIČKA M., 2006: Proximity of valuable habitats affects succession patterns in abandoned quarries. Ecological Engineering Vol. 26 Is. 2, 113–122.
- PLACHTER H., 1986: Composition of the Carabid Beetle Fauna of natural riverbanks and of man-made secondary habitats. In: den BOER P., LUFF M. L., MASSAKOWSKI D., WEBER F. (Hrsg) Cara-

- bid Beetles – Their Adaptions and Dynamics. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart, New York, 509–534.
- POKORNY M. & STRUDL M., 1986: Trockenrasen in den Hainburger Bergen. In: Österreichischer Trockenrasen-Katalog, Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz, Band 6, 46–49.
- SIGMUND E., S., 2007: Studie über die Diversität epigäischer Spinnen- und Laufkäfergemeinschaften (Araneae und Carabidae, Coleoptera) unter Betrachtung der verschiedenen Sukzessionsaspekte in einem Steinbruch in Bad Deutsch-Altenburg (NÖ). Diplomarbeit Univ. Wien, 1–61.
- THIELE H. U., 1977: Carabid beetles in their environments: A study of habitat selection by adaptations in physiology and behaviour. Springer Verlag, Berlin.
- TIETZE F., 1967: Untersuchungen über die Beziehungen zwischen Bodenfeuchte und Carabidenbesiedlung in Wiesengesellschaften. *Pedobiologia* 8, 50–58.
- TRÄNKLE U., 1997: Vergleichende Untersuchungen zur Sukzession von Steinbrüchen in Südwestdeutschland und neue Ansätze für eine standorts- und naturschutzgerechte Renaturierung. In: PODSCHOL P., TRÄNKLE U., BÖHMER J., RAHMANN H.: Steinbrüche und Naturschutz, Ecomed-Verlag, 1–327.
- WAITZBAUER W., 1990: Die Naturschutzgebiete der Hundsheimer Berge in Niederösterreich. Entwicklung, Gefährdung, Schutz. *Abh. der Zoolog.-Bot. Gesellschaft Österreich* 24, 1–88.
- WAITZBAUER W., 2003: Kurzzeitstudie zum Ökologischen Zustand des Steinbruches Hollitzer bei Bad Deutsch-Altenburg (Niederösterreich). Ein Naturschutzfachlicher Befund im Rahmen der Kooperation der Readymix Kiesunion AG und des WWF Österreich, 1–17.
- WENDELBERGER, G., 1954: Steppen, Trockenrasen und Wälder des pannonischen Raumes. *Angew. Pflanzensoziologie, Festschr. Aichinger (Wien)*, I. 573–634.
- WESSELY G., 2006: Geologie der Österreichischen Bundesländer. Niederösterreich. Geologische Bundesanstalt, Wien.
- WHEATER C. P., CULLER W. R. & BELL J. R., 2000: Spider communities as tools in monitoring reclaimed limestone quarry landforms. *Landscape Ecology* 15, 401–406.
- WURTH C., 2001: Einfluss langjähriger Pflegemaßnahmen auf die Laufkäferfauna von Trockenrasen (NSG „Hundsheimer Berge“, NÖ). *Verh. Zool.-Bot. Ges. Öst.* 139: 25–52.
- WURTH C., 2004: Auswirkungen einer 13jährigen extensiven Beweidung auf die Laufkäferfauna von pannonischen Trockenrasen im Naturschutzgebiet „Hundsheimer Berge“ (Niederösterreich). *Angew. Carabidologie, Suppl. III*, 59–66.

**Manuskript eingelangt:** 2007 10 15

**Anschrift:** Mag. Elisabeth SIGMUND, Teybergasse 8, A-1140 Wien. Univ.-Prof. Dr. Wolfgang WAITZBAUER, Department für Naturschutzbiologie, Vegetations- und Landschaftsökologie der Universität Wien, Althanstraße 14, A-1090 Wien, E-mail: [wolfgang.waitzbauer@univie.ac.at](mailto:wolfgang.waitzbauer@univie.ac.at).

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Wien. Früher: Verh. des Zoologisch-Botanischen Vereins in Wien. seit 2014 "Acta ZooBot Austria"](#)

Jahr/Year: 2007

Band/Volume: [144](#)

Autor(en)/Author(s): Waitzbauer Wolfgang, Sigmund Elisabeth

Artikel/Article: [Diversität epigäischer Laufkäfergemeinschaften \(Carabidae, Coleoptera\) in einem Steinbruch unter Berücksichtigung von Sukzessionsaspekten \(Bad Deutsch-Altenburg, NÖ\) 1-20](#)