

Ameisen (Hymenoptera, Formicidae) in Kulturlandschaften

Jens DAUBER

Abstract: Ants (Hymenoptera, Formicidae) in cultural landscapes. Ants can be found in almost all habitat types of the cultural landscapes of Europe. In those habitats ants often reach astonishingly high levels of biomass and in consequence their role for the functioning of ecosystems is high. Due to their effects on soil, vegetation and fauna ants are considered important components of overall biodiversity. The survival of many ant species is however threatened by habitat loss especially due to land-use change. This review outlines the occurrence of ants in urban landscapes and in grasslands of agricultural regions. The changes in ant community composition along urban gradients are described as well as the response of species richness to grassland management and abandonment. The importance of natural relict habitats and of structural heterogeneity at both the local and the regional scale for the survival of ants is highlighted.

Key words: Agriculture, abandonment, conservation, grassland, grazing, land-use change, management intensity, urbanisation.

Einleitung

Ameisen in Kulturlandschaften sind keine Besonderheit. Im Gegenteil, sie sind eher der Regelfall als die Ausnahme und dies insbesondere in den fast vollständig vom Menschen überprägten Landschaften Europas. Dies gilt nicht nur für sogenannte Kulturfolger unter den Ameisen sondern für die weitaus meisten der Arten. Aufgrund der mehr oder weniger stark ausgeprägten Xerothermophilie von Ameisen und ihrer Bindung an diverse Mikrohabitate zur Nestanlage ist das Vorkommen vieler Arten in Kulturlandschaften an Landnutzungsformen gebunden, die offene bis halboffene Lebensräume mit trockenwarmem Mikroklima erzeugen und Strukturen und Kleinstrukturen wie z.B. Trockenmauern oder Altholzbestände hervorbringen. Die artenreichsten Lebensräume in Mittel- und Nordeuropa sind naturnahe, thermophile Laub- oder Nadelwälder und schwach buschbestandene Trockenrasen (SEIFERT 2007). Von besonderer Bedeutung für sehr spezialisierte and empfindliche Arten sind stabile und naturnahe Lebensräume wie Altholzbestände und offene Moorhabitate (SEIFERT 2007).

Solche sehr naturnahen Lebensräume sind häufig kleine und isoliert gelegene „Juwelen“ in der Landschaft und sie sollten im besten Falle einem starken Schutz unterliegen, da mit ihnen nicht nur Ameisen sondern auch andere seltene und besondere Arten verbunden sind. Gerade weil diese besonderen Lebensräume meist isoliert gelegen sind, ist es zu deren Schutz und Erhaltung notwendig, sie nicht isoliert von den

Landschaften zu betrachten in die sie geographisch und kulturlandschaftshistorisch eingebunden sind, da sie mit diesen im Austausch von Individuen, Stoff-, Energie- und Informationsflüssen stehen. Darüberhinaus sind solche naturschutzrelevanten Biotope, wie zum Beispiel die Trockenrasen, das Resultat von aktueller oder historischer Landnutzung und sie, und die assoziierte Fauna und Flora, sind nur durch kontinuierliche Landnutzung zu erhalten (COUSINS & ERIKSSON 2001, DEKONINCK et al. 2007).

Um einen nachhaltigen Schutz von Populationen, Arten und Lebensräumen zu gewährleisten muss der Blick über solche „besonderen“ Biotope hinaus in die „normalen“ Landschaften wie Agrar-, Weide-, Weinbau- und Tagebaulandschaften sowie Forsten und auch urbane Landschaften ragen. Die Biodiversität dieser „normalen“ Landschaften ist deutlich im Rückgang begriffen, hauptsächlich hervorgerufen durch Landnutzungswandel (MATSON et al. 1997, SALA et al. 2000). Letzterer ist begründet durch den gesteigerten Bedarf an Nahrungsmitteln, Energie und Siedlungsraum (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005:1, PLIENINGER et al. 2006, REGINSTER & ROUNSEVELL 2006) sowie durch Anpassungen an den Klimawandel (HOWDEN et al. 2007). Die Folgen des Nutzungswandels sind Intensivierung des Managements, Aufgabe traditioneller Bewirtschaftungsweisen, Habitatverlust und -fragmentierung, Zunahme an Störungen und Belastungen durch Nährstoffe und Pestizide (JONGMAN 2002, ROUNSEVELL et al. 2005). Der Einfluss dieses Wandels von Kulturlandschaften auf Ameisen soll in den folgenden Kapi-



a



b



c

teln näher betrachtet werden, wobei die Betrachtung von urbanen Landschaften und Grünland den Schwerpunkt dieses Übersichtsartikels bilden. Erstere weil sie die am stärksten vom Menschen geprägten Kulturlandschaften darstellen und urbane Habitatsbedingungen besonders harsche Bedingungen an das Überleben von Flora und Fauna stellen, letzteres weil Grünland in seiner Vielfalt von herausragender Bedeutung für die Existenz von Ameisen in offenen Kulturlandschaften ist.

Verglichen mit anderen Organismengruppen weisen Ameisen aufgrund ihrer Eusozialität und der damit verbundenen Verhaltens- und Vermehrungsweisen Besonderheiten in der Reaktion auf Umwelt- und Landschaftsbedingungen auf (CHAPMAN & BOURKE 2001, SEPPÄ 2008). Ameisenpopulationen reagieren z.B. aufgrund der mehrjährigen Existenz von Kolonien nur verzögert auf viele Veränderungen wie z.B. Verkleinerung und Isolation von Lebensräumen (CRIST 2008, DAUBER et al. 2006a). Manche Störungen oder Ungunstpereoden können sie bei entsprechend hoher Populationsdichte überdauern (SEPPÄ 2008). Dennoch sind Ameisen nicht von dem insgesamt zu beobachtenden Trend des Verlusts an Biodiversität in Kulturlandschaften ausgeschlossen (MABELIS 1986, GÓMEZ et al. 2003, ATTWOOD et al. 2008). Im Vergleich zu vielen anderen Insektengruppen sind die Artenzahlen von Ameisen in den meisten Lebensräumen unserer Breiten relativ niedrig. Dies schränkt die Möglichkeit ein, ökosystemare Veränderungen basierend auf der Gemeinschaftszusammensetzung zu evaluieren (FAGAN et al. 2008). Die in vielen Lebensräumen hohen Individuenzahlen und die hohe Biomasse jedoch machen die Ameisen zu Schlüsselarten für Ökosystemfunktionen und ökosystemare Dienstleistungen (FOLGARAIT 1998, CHAPMAN & BOURKE 2001).

Bedeutung von Ameisen in Kulturlandschaften

In vielen terrestrischen Lebensräumen erreichen Ameisen sehr hohe Biomassen und tragen dadurch entscheidend zum Ablauf ökosystemarer Prozesse bei (FOLGARAIT 1998). Sie interagieren dabei mit anderen Organismen auf den verschiedensten trophischen Stufen (ALONSO 2000). Ameisen beeinflussen Schadinsekten im für den Menschen negativen Sinne durch ihre Trophobiose mit Pflanzenläusen (STADLER & DIXON 2008), doch sie gehören ebenso zu den bedeutendsten Prädatoren von Arthropoden (KAJAK et al. 1972) und besonders räuberische Arten werden sogar zur Schädlingskontrolle genutzt (GOTWALD 1986). Als Samenausbreiter und Samenräuber tragen sie sowohl zur Regeneration als auch zur Kontrolle von Pflanzenpopulationen bei (DIAZ 1992, CHRISTIAN 2001).

Abb. 1: Siedlungsstrukturen und Flächennutzungen am Beispiel der Stadt Linz, Oberösterreich, Österreich. (a) Der Blick auf die Stadt zeigt das heterogene Mosaik aus verschiedensten Strukturen. (b) Selbst in diesem stark versiegelten Bereich entlang der Donau kann man mehrere Arten finden. (c) Isolierte alte Baumbestände bieten immer noch Lebensraum für seltene arboricole Arten wie *Temnothorax affinis* und *Camponotus truncatus*. Fotos: Johann Ambach.

Ameisen sind „ecosystem engineers“, insbesondere im Boden (LAVELLE 1997, JOUQUET et al. 2006), wo sie Stoff- und Energieflüsse direkt oder indirekt beeinflussen (FOLGARAIT 1998). Sie verändern schnell und intensiv die chemischen und physikalischen Bodeneigenschaften in der unmittelbaren Nestumgebung (FROUZ & JILKOVA 2008). Diese Veränderungen der Bodeneigenschaften, hervorgerufen durch den Bau von Erdhügelnestern, sind vergleichbar mit pedogenetischen Prozessen von der Dauer von mehreren hundert bis tausend Jahren (LEVAN & STONE 1983). Die Aktivität der Ameisen im Boden reguliert auch die Aktivität und Zusammensetzung der Mikroflora im Nestbereich (DAUBER & WOLTERS 2000a, DAUBER et al. 2008), schafft Habitate für andere Bodentiere (BOULTON & AMBERMAN 2006) und steuert die Zusammensetzung von Pflanzengemeinschaften (KING 1981, DAUBER et al. 2006b, DOSTAL 2007).

Trotz ihrer relativ geringen Artenzahl in mitteleuropäischen Kulturlandschaftshabitaten sind die Ameisen aufgrund ihrer Fähigkeit Ökosystemfunktionen zu regulieren und ihrer stark ausgeprägten mutualistischen Beziehungen zu Pflanzen und Insekten, wie z.B. den Bläulingen (Lepidoptera, Lycaenidae) (FIEDLER 2001), wichtige Schlüsselarten für die Existenz anderer Arten und damit für die Biodiversität in Kulturlandschaften insgesamt. Dies gibt den Ameisen eine wichtige Bedeutung für das langfristige Monitoring ökosystemarer Veränderungen und der naturschutzfachlichen Bewertung von Biotopen (STEINER & SCHLICK-STEINER 2002, UNDERWOOD & FISHER 2006). Gerade in kleinstrukturierten Landschaften ist die Möglichkeit genauer räumlicher Zuordnung des Nachweises von Arbeiterinnen ein Vorteil für die Biotopbewertung mittels Ameisen (SEIFERT et al. 1998). Die stabile Lage der Ameisennester bedingt, dass die Tiere nur dort anzutreffen sind, wo die ökologischen Präferenzen der jeweiligen Art über längere Zeit konstant bleiben (SCHULZ 1995). Hinsichtlich der letzten beiden Aussagen ist jedoch insofern Vorsicht geboten, als es zu Verschleppungen von Individuen oder zum Nachweis von Arbeiterinnen aus Gründungsnestern, welche sich langfristig nicht etablieren können, kommen kann (siehe GLASER 2009 in diesem Band). Aufgrund der genannten Vorteile werden Ameisen häufig und erfolgreich für die Untersuchung von Landnutzungswandel, Landschaftsschutz, und Habitatrestaurations herangezogen (MAJER 1983, ANDERSEN 1997, BAUSCHMANN 1998, DAHMS et al. 2008, FAGAN et al. 2008).

Ameisen in urbanen Landschaften

Städte sind, neben Tagebauten, die am stärksten von menschlicher Nutzung beeinflusst und überprägten Landschaften. Die meisten Biotope in diesen Landschaften sind Sekundärlebensräume mit spezifischen Boden-

und Klimaeigenschaften, welche Flora und Fauna mit z.T. extremen Lebensbedingungen konfrontieren (WITTIG et al. 1993, REBELE 1994). Diese Biotope aus zweiter Hand können aber auch zu wichtigen Refugialräumen werden. Wir finden in diesen Landschaften vornehmlich kleinflächige, fragmentierte und auf Einzelstrukturen reduzierte Standorte vor, die dennoch wichtige Lebensräume für Pflanzen und Tiere darstellen (SCHULTE 1988, FLECHTNER & KLINGER 1990, WIEGLEB et al. 2000).

Aufgelassene Abbaustätten sind durch vielfältige Mosaiken von aus Primärsukzession oder Rekultivierung hervorgegangenen Lebensräumen charakterisiert (BROLL et al. 2000). Insbesondere einer natürlichen Weiterentwicklung überlassene Areale mittlerer Sukzessionsstufen stellen interessante Habitate für Ameisenarten dar (AMBACH 1994). Hier finden sich auf offene, heisse und trockene Lebensräume spezialisierte Arten wie z.B. *Formica lusatica* SEIFERT 1997, *Formica fuscocinerea* FOREL 1874 (Abb. 16 in GLASER 2009 in diesem Band) und *Myrmica rugulosa* NYLANDER 1849 (AMBACH 1994, BUSCHINGER & JOCHUM 1999). Ein hoher Ameisenartenreichtum ist jedoch vor allem dann gewährleistet, wenn unterschiedliche Lebensräume mit variablen ökologischen Bedingungen auf einer feinen räumlichen Skala abwechseln und damit Grundlage für einen hohen Strukturreichtum bieten (AMBACH 1994, BUSCHINGER & JOCHUM 1999). Dies trifft auf Tagebauflächen ebenso zu wie auf zahlreiche andere von Störungen und anschließender Primär- oder Sekundärsukzession geprägten Lebensräumen wie Flussauen (SCHLICK-STEINER & STEINER 2002), Truppenübungsplätze (MÖLLER & KAPPAUF 2007), Ackerbrachen (DAUBER & SIMMERING 2006) oder Sanddünen (BOOMSMA & VAN LOON 1982). Die späten Sukzessionsstadien in den Abbaufeldern, mit dichtem Baumbestand und zumeist niedrigen Bodentemperaturen, werden von typischen Waldarten wie *Myrmica ruginodis* NYLANDER 1846 und *Lasius platythorax* SEIFERT 1991 besiedelt, wobei der Artenreichtum in diesen klimaxnahen Stadien abnimmt (AMBACH 1994, DUNGER et al. 2001, HOLEC & FROUZ 2005).

Auch eine Stadt kann aus ökologischer Sicht nicht als einheitlicher Standort begriffen werden (KLAUSNITZER 1993). Sie ist vielmehr eine komplexe Landschaft (Abb. 1a), welche sich aus einem heterogenen Mosaik verschiedenster Siedlungsstrukturen und Flächennutzungen zusammensetzt (WITTIG et al. 1993, REBELE 1994). Diese reichen von eher lebensfeindlichen stark versiegelten Strassen und Plätzen (Abb. 1b) bis hin zu naturnahen Parkanlagen und Relikten nichturbaner Ökosysteme, wie z.B. sehr alten Baumbeständen (Abb. 1c) welche ausserhalb von Städten kaum noch vorkommen (KLAUSNITZER 1993). Solche naturnahen Stadthabitate können Reliktstandorte für Tierarten darstellen.



Abb. 2: *Lasius flavus* Arbeiterinnen mit Arbeiterinnenpuppen. Diese Art führt eine vorwiegend unterirdische Lebensweise und ernährt sich großteils von Wurzelläusen, die sowohl Honigtau bereitstellen als auch selbst als Nahrung dienen. Foto: Volker Borovsky.



Abb. 3: Auch *Solenopsis fugax* lebt rein unterirdisch. Die Arbeiterinnen kommen nur zur Schwärmezeit der Geschlechtstiere (im Bild mit einem geflügelten Weibchen) an die Oberfläche. Foto: Volker Borovsky.

In urbanen Ökosystemen sollte die Rolle der Fauna und hier insbesondere die der Ameisen nicht unterschätzt werden. Nach PISARSKI & CZECHOWSKI (1978) ist die Populationsgröße der dominanten Ameisenarten auf städtischen Grünflächen Warschaws so immens, dass sie die Gesamtzahl an Ameisen in natürlichen Biotopen des Umlands weit übersteigt. Die Artenzahl nimmt auf den innerstädtischen Flächen im Vergleich zum naturnahen Umland zwar ab, doch erhöht sich die Individuenzahl. In Ekaterinburg ist die mittlere Nestdichte von Ameisen innerhalb der Stadt mit 1150,0 Nestern pro ha fast doppelt so hoch als in der Forst und Park Zone (670,0 Nester pro ha; MALOZEMOVA & MALOZEMOV 1999). In Mainz jedoch entsprachen die Nestdichten der abundantesten Arten auf innerstädtischen Rasen

und Ruderalflächen, i.e. *Lasius niger* (LINNAEUS 1758), *Lasius flavus* (FABRICIUS 1782) (Abb. 2) und *Solenopsis fugax* (LATREILLE 1798) (Abb. 3), in etwa den von SEIFERT (1993) ermittelten durchschnittlichen Nestdichten dieser Arten oder sie lagen sogar etwas darunter (DAUBER 2002).

Aus einigen europäischen Städten liegen umfassende Erhebungen der freilebenden Ameisenfauna vor (Warschau: PISARSKI 1982, Leipzig: ZIMDARS 1987, Bonn-Bad Godesberg: SCHULTE et al. 1989, Köln: BEHR et al. 1996, Mainz: DAUBER 1997, Linz: AMBACH 1998, Wien: SCHLICK-STEINER & STEINER 1999, Ekaterinburg: MALOZEMOVA & MALOZEMOV 1999, Sofia: ANTONOVA & PENEV 2006, Helsinki: VEPSÄLÄINEN et al. 2008). Die meisten dieser Erhebungen untersuchen unterschiedliche Biotoptypen entlang urbaner Gradienten vom naturnahen oder landwirtschaftlich geprägten Umland in die innerstädtische Steinlandschaft hinein. VEPSÄLÄINEN et al. (2008) vergleichen die Ergebnisse einiger dieser Studien hinsichtlich der Reaktion von Ameisengemeinschaften auf Zunahme des urbanen Drucks. Alle Studien sind sich einig, dass entlang des urbanen Gradienten eine deutliche Verarmung der Ameisenfauna einsetzt.

Die erfolgreichsten Arten in innerstädtischen, gestörten und ruderalen Lebensräumen, welche meist frühen Sukzessionsstadien entsprechen, sind eurytope oder stenotop wärmeliebende Arten und erfolgreiche Erstbesiedler. Hierzu gehören insbesondere *Lasius niger*, *Lasius emarginatus* (OLIVIER 1792), *Lasius flavus*, *Tetramorium cf. caespitum* (LINNAEUS 1758) (Abb. 4), *Myrmica rubra* (LINNAEUS 1758) (Abb. 25a in DIETRICH & STEINER 2009 in diesem Band), *Myrmica rugulosa* und *Solenopsis fugax*. Welche Arten die jeweils erfolgreichsten sind, hängt jedoch auch von der biogeographischen Lage der Stadt und der jeweiligen Dominanz der zoogeographischen Faunenelemente ab (ANTONOVA & PENEV 2006, VEPSÄLÄINEN et al. 2008). In Städten der nördlicheren Breiten werden durch das warme Stadtklima vor allem wärmeliebende Arten gefördert, wohingegen in Städten in wärmeren und trockeneren Gefilden, durch die künstliche Bewässerung, Kühle und Feuchtigkeit liebende Arten gefördert werden (PISARSKI & VEPSÄLÄINEN 1987).

Da die Verfügbarkeit natürlicher Mikrohabitate wie Totholz, Baumstümpfe und Moospolster in den Städten abnimmt, können vor allem Arten existieren, die über genug Plazität in ihren Verhaltensweisen verfügen um auf Ersatzstrukturen wie Mauerritzen oder Strassenpflaster umzusteigen oder eine verstärkt unterirdische Lebensweise annehmen können (MALOZEMOVA & MALOZEMOV 1999). Entsprechend scheinen auch die vornehmlich im Boden lebenden Arten *Ponera coarctata* (LATREILLE 1802) (Abb. 7c in DIETRICH & STEINER 2009 in diesem Band) und *Myrmecina graminicola* (LATREILLE

1802) nicht vom Urbanitätsdruck betroffen zu sein (SCHULTE et al. 1989, DAUBER 1997, SCHLICK-STEINER & STEINER 1999). Dies könnte auch für *Ponera testacea* EMERY 1895 gelten, die in Mainz in einer ruderalen Gleisschotterfläche einer Bahnanlage nachgewiesen wurde (in DAUBER & EISENBEIS [1997] als *P. coarctata* gelistet, später von B. Seifert als *P. testacea* identifiziert; SEIFERT [schriftl. Mitteilung]). Auch gut anpassungsfähige xerothermophile Arten, wie z.B. die Ernteameisen der Gattung *Messor*, sind mancherorts bis weit in den versiegelten Siedlungsraum hinein anzutreffen, wo sie sich in Ergänzung zu Pflanzensamen u.a. von Abfällen ernähren (Abb. 5; vgl. DAUBER 1997).

Kompetitiv überlegene Arten, territoriale Arten und Sozialparasiten hingegen gehören im Allgemeinen zu den Verlierern der Urbanisierung (VEPSÄLÄINEN et al. 2008). Allerdings zeigen die meisten der oben genannten Studien neben diesen generellen Trends auch, dass in Relikten naturnaher Lebensräume oder in strukturreichen Ersatzhabitaten wie Parkanlagen oder Gärten, seltene und spezialisiertere Arten auch innerstädtisch überleben können (siehe auch CLARKE et al. 2008). In einem mit alten Kiefern bestandenen Villengarten in Mainz konnten DAUBER & EISENBEIS (1997) insgesamt 15 Ameisenarten nachweisen, darunter die arboricolen Arten *Temnothorax corticalis* (SCHENCK 1852), *Temnothorax affinis* (MAYR 1855) und *Camponotus truncatus* (SPINOLA 1808) (Abb. 4 in GLASER 2009 in diesem Band). AMBACH (1998) fand *Temnothorax crassispinus* (KARAVAJEV 1926) (dort als *Leptothorax slavonicus* SEIFERT 1995 gelistet) auf teilweise stark isolierten Flächen der Innenstadt, sofern dort die zur Nestanlage notwendigen Strukturen wie morsche Totholzstücke oder Eicheln vorkamen. BEHR et al. (1996) und SCHLICK-STEINER & STEINER (1999) konnten zeigen, dass Bahnanlagen und insbesondere Friedhöfe für Ameisen wichtige Ersatzlebensräume darstellen. Auf letzteren wiesen SCHLICK-STEINER & STEINER (1999) u.a. *Temnothorax nigriceps* (MAYR 1855), *Temnothorax unifasciatus* (LATREILLE 1798) und *Camponotus fallax* (NYLANDER 1856) (Abb. 3 in GLASER 2009 in diesem Band) nach. All diese Beispiele weisen auf die für Ameisen generelle und in Stadtlandschaften besondere Bedeutung der Existenz von Kleinstrukturen hin, welche im dicht besiedelten Raum auch für andere Tiere und Pflanzen oft die einzigen (Über-)Lebensräume darstellen (CANISIUS & DIETER 1997).

Ameisen im Grünland

Vom Menschen genutzte Grasländer, im Folgenden als Grünland bezeichnet, treten in ungeheurer Bandbreite an standörtlichen Bedingungen, Nutzungsformen und -intensitäten auf. Diese reichen von Sand- oder Kalktrockenrasen bis zu Feuchtwiesen und vom intensi-



Abb. 4: *Tetramorium* cf. *caespitum* bildet bei uns volkreiche Völker auf trockenwarmen Standorten. (a) Grenzkonflikt am Territoriumrand zweier Kolonien. (b) Arbeiterinnen mit Geschlechtstierpuppen. Fotos: Volker Borovsky.

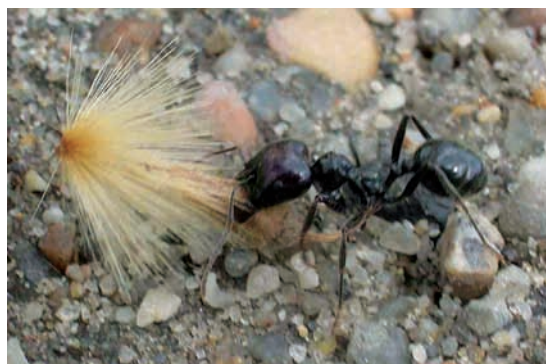


Abb. 5: Eine Ernteameise (*Messor* sp.) trägt den Samen einer Platane zum Nest. Aufgenommen am Rand einer Straße in Salamanca, Spanien. Foto: Doreen Gabriel.

ven Wirtschaftsgrünland bis hin zum halboffenen, seminaturalen Magerrasen. Aufgrund dieser Vielfalt und der traditionell extensiven Nutzung hatte und hat Grünland eine hohe Bedeutung für die Erhaltung der Flora und Fauna in landwirtschaftlich geprägten Kulturlandschaften (ISSELSTEIN 2003, SCHUMACHER 2005).



Abb. 6: *Myrmica sabuleti* Geschlechtstiere, das Männchen ist einfarbig dunkel, während das Weibchen in der Färbung den Arbeiterinnen gleicht. Foto: Volker Borovsky.



Abb. 7: Stromtalwiesen in der nördlichen Oberrheinniederung bei Guntersblum, Rheinland-Pfalz, Deutschland.



Abb. 8: Semi-natürliches, extensiv mit Rindern beweidetes Grünland in Södermanland, Schweden. Foto: Henriette Dahms.

Für über 50% der mitteleuropäischen, freilebenden Ameisenarten ist Grünland eines der Haupthabitats, wobei viele Arten auf thermophile und strukturreiche Mager- oder Trockenrasen angewiesen sind. Wie schon in der Einleitung erwähnt, gehören diese Trockenrasen dementsprechend zu den ameisenartenreichsten Lebensräumen (SEIFERT 2007).

Ein paar Beispiele: SEIFERT (1986) untersuchte 33 Trocken-, Halbtrocken- und Magerrasen im südlichen Ostdeutschland und fand im Mittel 9,2 Ameisenarten (Max. 14, Min. 3). Darunter befanden sich mit gewisser Regelmäßigkeit u.a. *Lasius alienus* (FÖRSTER 1850), *Lasius jensi* SEIFERT 1982, *Myrmica schencki* EMERY 1895 und *Temnothorax interruptus* (SCHENK 1852). BEHR & CÖLLN (1994) fanden in südexponierten Kalkmagerrasen in der Eifel 22 Ameisenarten, darunter *Myrmica sabuleti* MEINERT 1861 (Abb. 6) und *Temnothorax nigriceps*. Auf zwei Sandtrockenrasen bei Mainz fanden DAUBER & EISENBEIS (1996) Arbeiterinnen von 21 Arten sowie eine Königin des arbeiterinnenlosen Sozialparasiten *Myrmica karavajevi* (ARNOLDI 1930).

Neben diesen trockenen Rasen weisen aber auch thermophile wechselfeuchte, von regelmässigen Überflutungen geprägte Stromtalwiesen eine bisweilen reiche und interessante Ameisenfauna auf. Auf fünf Stromtalwiesen am Oberrhein wurden insgesamt 14 und im Mittel 6,2 Ameisenarten nachgewiesen (Abb. 7; DAUBER 2007). Hierunter befanden sich die nur sehr lokal vorkommende *Myrmica salina* RUZSKY 1905 und die zerstreut vorkommende *Myrmica gallienii* BONDROIT 1920 (letztere Art ist in DAUBER [2007] als auf den Flächen fehlend gemeldet, die Art konnte jedoch bei späterer Überprüfung der Funde nachgewiesen werden, da einer der *M. rugulosa*-Funde fehldeterminiert war).

Kommen zu den offenen Grünlandflächen noch halboffene Bereiche und kleine Inseln von Gebüsch und Gehölzen hinzu, wie dies in traditionellen Beweidungssystemen häufig der Fall ist, so führt dies zu einer weiteren Förderung der Ameisenfauna. Dies beruht auf einer Erhöhung des Struktureichtums, der Existenz von störungsfreien Refugien und der Erhöhung des Nahrungsangebots durch honigtauerzeugende Pflanzensauger in den Büschen und Bäumen (HELLER & ROHE 2000, REYES-LOPEZ et al. 2003). Auf alten Schaftriften einer Weinbauregion an der Nahe in Rheinland-Pfalz, die durch Trockenrasen und eingesprengte Gehölzgruppen charakterisiert war, fanden ROHE & HELLER (2000) insgesamt 39 Ameisenarten. Das ökologische Spektrum der Arten reichte von mesophilen Waldarten (*Temnothorax nylanderii* [FÖRSTER 1850]) bis hin zu extrem thermophilen Offenlandarten (*Lasius myops* FOREL 1894). Auf 22 seminatürlichen Grünländern in Schweden, welche traditionell sowohl zur Beweidung als auch zur Holzgewinn-



Abb. 9: Grünlandnutzung auf frischen bis feuchten Standorten im Lahn-Dill-Bergland, Hessen, Deutschland. (a) Silagewiese, (b) Heuwiese, (c) Mähweide, (d) Rinderweide. Fotos: Henriette Dahms.

nung genutzt wurden (Abb. 8), konnten DAHMS et al. (2008) mit 27 Arten rund ein Drittel der aus Schweden bekannten Ameisenarten nachweisen (DOUWES 1995). Auch hier war das ökologische Spektrum der Arten entsprechend divers und eine Schlussfolgerung dieser Studie war, dass Offenhaltung der Standorte durch kontinuierliche Beweidung bei gleichzeitiger Bewahrung einzelner Gehölzstrukturen das für Ameisen beste Management darstellt (DAHMS et al. 2008).

Auf einzelnen Feucht- und Frischwiesen ist die Artenzahl meist deutlich reduziert und es finden sich in erster Linie zwei bis vier relativ robuste Grünlandbewohner wie *Lasius niger*, *Lasius flavus*, *Myrmica scabrinodis* NYLANDER 1846 und *Myrmica rubra* (SEIFERT 1986, HELLER & ROHE 2000). Betrachtet man jedoch ein breites Spektrum an Wirtschaftsgrünland mittlerer bis frischer Standorte einer ganzen Region, so kann sich die Gesamtartenzahl doch beträchtlich aufaddieren, da auf jeder Fläche eine etwas andere Zusammensetzung der Artengemeinschaft angetroffen wird. Auf 32 Heuwiesen, Silagewiesen, Mähweiden und Weiden des Lahn-Dill-Berglands in Hessen wurden insgesamt 17 Ameisenarten nachgewiesen (DAUBER & WOLTERS 2000b, DAHMS et al. 2005; Abb. 9a-d). Für 69 Grünländer von 12 verschiedenen Beweidungstypen in Rheinland-Pfalz listet ROHE (2003) insgesamt 43 Ameisenarten auf.

Die Bedeutung des Grünlandes für den Gesamtartenreichtum einer Kulturlandschaft beruht also nicht allein auf der Existenz von einzelnen, besonders ausgestatteten Flächen sondern, über den reinen Arten-

Areal-Zusammenhang hinausgehend (BÁLDI 2007), auf der mosaikartigen standörtlichen und nutzungsbedingten Heterogenität der Gesamtheit der Grünländer (MARKO et al. 2004, DAUBER & SIMMERING 2006). Ebenso wie sich Strukturreichtum lokal auf einer Einzelfläche positiv auf den Artenreichtum auswirkt (z.B. GALLÉ et al. 1998), so wirkt sich auch auf der regionalen Skala Heterogenität zwischen Habitatfragmenten positiv auf den Artenreichtum aus (CRIST 2008). Arten- und Naturschutz in Kulturlandschaften sollte daher neben den flächenspezifischen Zielen auch die großräumige Situation der Region einbeziehen. Dies ist notwendig, da nur in größeren räumlichen Zusammenhängen ein effizientes und nachhaltiges Management im Sinne einer Sicherung der landwirtschaftlichen Nutzung zur Erhaltung der für die Biodiversität notwendigen Strukturen z.B. durch Vermarktungskonzepte gewährleistet werden kann (VON HAAREN 2005).

Grünland ist allerdings in nahezu allen Naturräumen stark vom Landnutzungswandel betroffen. Dieser resultiert, je nach dem agrarwirtschaftlichen Potential der jeweiligen Region, entweder in einer deutlichen Intensivierung der Grünlandproduktion, einer Umwandlung in Ackerland oder einer Aufgabe der Bewirtschaftung gefolgt von Aufforstung oder Sukzession (JONGMAN 2002; Abb. 10). Alle diese Tendenzen resultieren entweder in einem Verlust oder einer Homogenisierung der Nutzung, was sich potentiell negativ auf den Artenreichtum von Ameisengemeinschaften in den offenen Kulturlandschaften auswirken kann.



Abb. 10: Verbrachung und Aufforstung in der landwirtschaftlichen Ungunstregion des Lahn-Dill-Berglands, Hessen, Deutschland.



Abb. 11: „Buckelweide“ mit unregelmäßig verteilten Nesthügeln der Gelben Wiesenameise *Lasius flavus* in Uppland, Schweden.

Nutzungsaufgabe, gefolgt von Sukzession hin zu dichten, hochgrasigen Beständen und einer Akkumulation von Streu und/oder starke Verbuschung, ebenso wie Düngung, führen zu einer Verarmung der Ameisengemeinschaften und insbesondere zu einem Verlust der meist selteneren thermophilen Arten (PETAL 1976, BEHR & CÖLLN 1994, BAUSCHMANN 2000, HELLER & ROHE 2000, DEKONINCK et al. 2007, DAHMS et al. 2008). Zur generellen Bedeutung der kontinuierlichen Nutzung durch Beweidung oder Mahd und der Offenhaltung des Grünlands sind sich alle Studien einig, denn ein für Ameisen günstiges, warmes Mikroklima hängt stark von der Höhe und Dichte der Vegetation ab (PETAL 1976, ELMES & WARDLAW 1982).

Ab welcher Intensität sich Grünlandnutzung in Form von Beweidung, Mahd, Düngung oder Pestizideinsatz für Ameisen schädlich auswirkt wird jedoch kontro-

vers diskutiert. Mahd generiert eine Pflanzendeckung von unifermer Höhe und reduziert topographische Strukturen wie Erdhügel und Grashorste (BONESS 1953, CURRY 1994). Beweidung hingegen ist ein selektiver Prozess der weniger homogenisierend wirkt, der aber in seiner Ausprägung sehr stark vom Weidetier und dessen Besatzdichte abhängt (MORRIS 2000). Direkte Managementeffekte auf Ameisen werden als relativ gering eingeschätzt (ANDERSEN & MAJER 2004) und sind auf die Reduzierung der Ameisenbiomasse oder der Zerstörung oder Beschädigung der Nester beschränkt (HELLER & ROHE 2000). Indirekte Effekte der Nutzung wie Veränderung der Habitat- und Vegetationsstruktur, des Bodens, des Mikroklimas und der Nahrungsverfügbarkeit sollten sich stärker auswirken (BONESS 1953, CURRY 1994).

Nutzungsintensivierung bedeutet zumeist nicht nur eine Erhöhung der Besatzdichte, der Beweidungsdauer oder der Schnitthäufigkeit sondern umfasst auch eine zusätzliche Düngung der Flächen und im Extremfall regelmäßigen Umbruch, Neuansaat von hochproduktiven Gräsern und Herbizideinsatz. Studien, die gleichzeitig mehrere dieser Aspekte der Intensivierung umfassen, weisen meist eine Reduzierung der Artenzahl und der Nestdichte von Ameisen in den intensivsten Flächen nach (z.B. CZECHOWSKI et al. 1990, HELLER & ROHE 2000). Andere Studien zeigen jedoch, dass sich standörtliche Unterschiede, insbesondere Bodenfeuchte und Bodenstickstoffgehalt, stärker auf die Ameisengemeinschaften auswirken als der direkte Managementeinfluss (DAHMS et al. 2005) bzw. dass der Einfluss von Mahd und Beweidung nicht unabhängig von den standörtlichen Bedingungen bewertet werden kann (BOULTON et al. 2005, GRILL et al. 2008). Studien zum Einfluss des Beweidungsdrucks auf Ameisen liefern recht unterschiedliche Ergebnisse, von deutlicher Reduzierung der Artenzahl und Nestdichte (PETAL 1974, PARASCHIVESCU 1982) bis hin zu geringen oder keinen Effekten (HELLER & ROHE 2000, HOFFMANN 2000, READ & ANDERSON 2000, NASH et al. 2004, LENOIR & PHILGREN 2006). Sogenannte funktionelle Gruppen von Ameisen (siehe ANDERSEN 1995) reagieren jedoch entsprechend ihres Verhaltens und ihrer Ökologie differenziert auf Beweidungsdruck (PETAL 1974, HOFFMANN 2000) und manche Arten, wie z.B. *Formica pratensis* RETZIUS 1783, passen sich durch die Errichtung von Erdwällen um das Nest herum an die Verhältnisse in den Viehweiden an (PARASCHIVESCU 1982).

Bei extensiver Weidenutzung und entsprechend geringen Trittschäden können manche Ameisenarten, insbesondere *Lasius flavus*, durch die Anlage mehrjähriger fester Erdbauten ein „zoogenes Kleinrelief“, auch Buckelweide genannt (Abb. 11), erzeugen (NIELSEN et al. 1976, FELDMANN 2006). Die Nesthügel sind unregelmäßig über die Fläche verteilt und können durchaus ei-

ne landschaftsprägende Anzahl erreichen. Auf gezeitenbeeinflussten Wiesen in Dänemark z.B. wurden 11,6% der Fläche von Nesthügeln eingenommen (NIELSEN et al. 1976). Bei solchen Dichten können die Ameisen zu „Strukturschädlingen“ werden, da eine Umwidmung der Flächen in Mähwiesen nur mit großem maschinellen Aufwand möglich ist (DLUSSKY 1981). Bei intensiverem Beweidungsdruck erlauben hohe Trittbelastung und Bodenverdichtung im zentralen Bereich der Weiden keine effektive Ansiedlung von Ameisen (HELLER & ROHE 2000, FELDMANN 2006). Am Randbereich der Weiden, insbesondere unter und entlang der Weidezäune hingen können sich Ameisen erfolgreich ansiedeln und hügelbauende Arten können dort „Buckelraine“ erzeugen (FELDMANN 2006). Die „Buckel“ in den Weiden und entlang der Zäune erhöhen die standörtliche Heterogenität der Flächen und wirken sich meist positiv auf die Diversität der Vegetation aus (KING 1981, DEAN et al. 1997, SIMMERING et al. 2003). Interessanterweise kann *L. flavus* auch auf Mähwiesen und Vielschnittrasen z.T. hohe Nestdichten erreichen (DAUBER & WOLTERS 2000b, DAUBER 2002). Der Mahdrhythmus bedingt jedoch, dass hier nur flache Bodennester ausgebildet werden (MÜLLER & STEINWARZ 1988).

Aufgrund der ungeheuren Vielfalt an Grünlandnutzungen und deren standörtlichen Ausprägungen ist es schwer, allgemeingültige Vorschläge für ein ameisenförderndes Management zu machen, da sich auch die Ameisengemeinschaften entsprechend des Mikroklimas und der Bodenverhältnisse stark unterscheiden. Zudem existieren kaum umfassende und systematische Studien zum Einfluss von Grünlandbewirtschaftung auf Ameisen in Mitteleuropa. Einige Studien zum Schutz von *Maculinea*-Arten in Grünländern befassen sich zwar auch mit Ameisen (z.B. GRILL et al. 2008), doch stehen hier in erster Linie die *Myrmica*-Wirtsarten dieser Schmetterlinge im Vordergrund. HELLER & ROHE (2000) und BAUSCHMANN (2000) liefern jedoch einige regional- und nutzungspezifische Pflege- und Entwicklungsvorschläge für Grünländer. Aus den oben geschilderten Beispielen ist abzulesen, dass die Förderung eines warmen Mikroklimas durch Offenhalten der Flächen, Verzicht auf Düngung und die Erhaltung von Struktur, störungsarmen Refugien und Randstrukturen Ameisengemeinschaften im Grünland fördert. Zudem sollten die Reproduktion und die Schwarmzeiten von besonders schutzwürdigen Arten bei der Bewirtschaftungsweise der Felder Berücksichtigung finden, da in diesen sensiblen Phasen Störungen vermieden werden sollten. Die vorliegende Übersicht zu Ameisen in der Kulturlandschaft hat zudem mehrfach aufgezeigt, dass es wichtig ist, neben den einzelnen Flächen selbst auch deren regionale Einbindung und deren Beitrag zur gesamtlandschaftlichen Diversität zu betrachten.

Danksagung

Ich danke Doreen Gabriel, Henriette Dahms und Volker Borovsky für das zur Verfügung stellen einiger Abbildungen. Johann Ambach danke ich für hilfreiche Kommentare zum Manuskript und einige Fotos.

Zusammenfassung

Nahezu alle Lebensräume in Europäischen Kulturlandschaften werden von Ameisen besiedelt. Sie erreichen oft erstaunlich hohe Biomassen und tragen entsprechend zum Funktionieren der Ökosysteme bei. Ihre Wirkung auf Boden, Vegetation und Fauna macht sie zu wichtigen Komponenten der Biodiversität von Kulturlandschaften, doch die Existenz vieler Arten ist durch Habitatverlust, insbesondere durch Landnutzungswandel bedroht. Dieser Übersichtsartikel umreißt das Vorkommen von Ameisen in urbanen Landschaften und im Grünland landwirtschaftlich geprägter Regionen, die Veränderung von Ameisengemeinschaften entlang urbaner Gradienten, die Auswirkungen von Grünlandbewirtschaftung auf Ameisenartenreichtum und die Bedeutung von Refugien und Strukturreichtum von der lokalen bis zur regionalen Skala.

Literatur

- ALONSO L.E. (2000): Ants as indicators of diversity. — In: AGOSTI D., MAJER J.D., ALONSO, L.E. & T.R. SCHULZ (Eds.): *Ants. Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC: 80-88.
- AMBACH J. (1994): Die Ameisenfauna der "Pleschinger Sandgrube" bei Linz. — *Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz* **37-39**: 259-269.
- AMBACH J. (1998): Verbreitung der Ameisenarten (Hymenoptera: Formicidae) im Linzer Stadtgebiet (Oberösterreich) und ihre Bewertung aus stadttökologischer Sicht. — *Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz* **44**: 191-320.
- ANDERSEN A.N. (1995): A classification of Australian ant communities based on functional groups which parallel plant life-forms in relation to stress and disturbance. — *J. Biogeogr.* **22**: 15-29.
- ANDERSEN A.N. (1997): Using ants as bioindicators: Multiscale issues in ant community ecology. — *Conserv. Ecol.* [online] **1**: 8.
- ANDERSEN A.N. & J.D. MAJER (2004): Ants show the way down under: invertebrates as bioindicators in land management. — *Frontiers Ecol. Environ.* **2**: 291-298.
- ANTONOVA V. & L. PENEV (2006): Change in the zoogeographical structure of ants (Hymenoptera: Formicidae) caused by urban pressure in the Sofia region (Bulgaria). — *Myrmecol. News* **8**: 271-276.
- ATTWOOD S.J., MARON M., HOUSE A.P.N. & C. ZAMMIT (2008): Do arthropod assemblages display globally consistent responses to intensified agricultural land use and management? — *Glob. Ecol. Biogeography* **17**: 585-599.

- BÁLDI A. (2007): Habitat heterogeneity overrides the species-area relationship. — *J. Biogeogr.* **35**: 675-681.
- BAUSCHMANN G. (1998): Vorschlag zur Verwendung von Ameisen in der Planungspraxis. — *Ameisenschutz aktuell* **12**: 93-108.
- BAUSCHMANN G. (2000): Ameisen (Hymenoptera: Formicidae) auf unterschiedlich verbrachten Schafhuten im Vogelsberg (Hessen). — *Ameisenschutz aktuell* **14**: 65-87.
- BEHR D. & K. CÖLLN (1994): Ameisen (Formicidae) einer Eifelandschaft. — *Dendrocopos* **21**: 121-146.
- BEHR D., LIPPKE S. & K. CÖLLN (1996): Zur Kenntnis der Ameisen von Köln (Hymenoptera, Formicidae). — *Decheniana-Beihefte* **35**: 215-232.
- BONESS M. (1953): Die Fauna der Wiesen unter besonderer Berücksichtigung der Mahd. — *Z. Morph. u. Ökol. Tiere* **42**: 255-277.
- BOOMSMA J.J. & A.J. VAN LOON (1982): Structure and diversity of ant communities in successive coastal dune valleys. — *J. Animal. Ecol.* **51**: 957-974.
- BOULTON A.M. & K.D. AMBERMAN (2006): How ant nests increase soil biota richness and abundance: a field experiment. — *Biodivers. Conserv.* **15**: 69-82.
- BOULTON A.M., DAVIES K.F. & P.S. WARD (2005): Species richness, abundance, and composition of ground-dwelling ants in Northern California grasslands: role of plants, soil, and grazing. — *Environ. Ent.* **34**: 96-104.
- BROLL G., DUNGER W., KEPLIN B. & W. TOPP (2000): Rekultivierung in Bergbaufolgelandschaften. Bodenorgansimen, bodenbiologische Prozesse und Standortentwicklung. — Springer, Berlin: 1-306.
- BUSCHINGER A. & C. JOCHUM (1999): Natur aus zweiter Hand: Ameisen im UNESCO-Welterbe Grube Messel bei Darmstadt. — *Ameisenschutz aktuell* **13**: 81-90.
- CANISIUS A. & M.-C. DIETER (1997): Zur Erfassung naturschutzrelevanter Kleinstrukturen im Rahmen einer Stadtbiotopkartierung. — *Geobot. Kolloq.* **13**: 48-55.
- CHAPMAN R.E. & A.F.G. BOURKE (2001): The influence of sociality on the conservation biology of social insects. — *Ecol. Lett.* **4**: 650-662.
- CHRISTIAN C.E. (2001): Consequences of a biological invasion reveal the importance of mutualism for plant communities. — *Nature* **413**: 635-639.
- CLARKE K.M., FISHER B.L. & G. LEBUHN (2008): The influence of urban park characteristics on ant (Hymenoptera, Formicidae) communities. — *Urban Ecosyst.* **11**: 317-334.
- COUSINS S.A.O. & O. ERIKSSON (2002): The influence of management history and habitat on plant species richness in a rural hemiboreal landscape, Sweden. — *Landscape Ecol.* **17**: 517-529.
- CRIST T.O. (2008): Biodiversity, species interactions, and functional roles of ants (Hymenoptera: Formicidae) in fragmented landscapes: a review. — *Myrmecol. News* **12**: 3-13.
- CURRY J.P. (1994): Grassland invertebrates. — Chapman & Hall, Cambridge: 1-437.
- CZECHOWSKI W., PISARSKI B. & W. CZECHOWSKA (1990): Ants (Hymenoptera, Formicoidea) of moist meadows on the Mazovian Lowland. — *Fragmenta Faunistica* **34**: 47-60.
- DAHMS H., WELLSTEIN C., WOLTERS V. & J. DAUBER (2005): Effects of management practices on ant species richness and community composition in grasslands (Hymenoptera: Formicidae). — *Myrmecol. News* **7**: 9-16.
- DAHMS H., LENOIR L., LINDBORG R., WOLTERS V. & J. DAUBER (2008): Restoration of semi-natural grasslands: What is the impact on ants? — *Restoration Ecol.*: doi: 10.1111/j.1526-100X.2008.00458.x
- DAUBER J. (1997): Ameisenfauna einer urbanen Landschaft. Ergebnisse einer Stadtbiotopkartierung in Mainz. — *Naturschutz u. Landschaftsplanung* **29**: 303-309.
- DAUBER J. (2002): Nestabundanz von Ameisen (Hymenoptera: Formicidae) in städtischen Kleinstrukturen. — *Mainzer naturwiss. Archiv/ Beiheft* **22**: 285-293.
- DAUBER J. (2007): Die Ameisenfauna (Hymenoptera: Formicidae) des Unterfeldes bei Guntersblum. — *Mainzer naturwiss. Archiv/ Beiheft* **30**: 115-119.
- DAUBER J. & G. EISENBEIS (1996): Die Ameisenfauna (Hymenoptera: Formicidae) des Höllenbergs bei Mainz. — *Mainzer naturwiss. Archiv* **34**: 139-154.
- DAUBER J. & G. EISENBEIS (1997): Untersuchungen zur Ameisenfauna einer urbanen Landschaft am Beispiel der Stadt Mainz. — *Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz* **69**: 237-244.
- DAUBER J. & V. WOLTERS (2000a): Microbial activity and functional diversity in the mounds of three different ant species. — *Soil Biol. Biochem.* **32**: 93-99.
- DAUBER J. & V. WOLTERS (2000b): Diversität der Ameisenfauna im Landnutzungsmosaik einer peripheren Region. — *Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Entomol.* **12**: 281-284.
- DAUBER J. & D. SIMMERING (2006): Ant assemblages in successional stages of Scotch Broom stands (Hymenoptera: Formicidae; Spermatophyta). — *Myrmecol. News* **9**: 55-64.
- DAUBER J., BENGTTSSON J. & L. LENOIR (2006a): Evaluating effects of habitat loss and land-use continuity on ant species richness in seminatural grassland remnants. — *Conserv. Biol.* **20**: 1150-1160.
- DAUBER J., ROMMELER A. & V. WOLTERS (2006b): The ant *Lasius flavus* alters the viable seed bank in pastures. — *Eur. J. Soil Biol.* **42**: S157-S163.
- DAUBER J., NIECHOJ R., BALTRUSCHAT H. & V. WOLTERS (2008): Soil engineering ants increase grass root arbuscular mycorrhizal colonization. — *Biol. Fertil. Soils* **44**: 791-796.
- DEAN W.R.J., MILTON S.J. & S. KLOTZ (1997): The role of ant nest-mounds in maintaining small-scale patchiness in dry grasslands in central Germany. — *Biodiv. Conserv.* **6**: 1293-1307.
- DEKONINCK W., DE KONINCK H., BAUGNÉE J.-Y. & J.-P. MAELFAIT (2007): Ant biodiversity conservation in Belgian calcareous grasslands: active management is vital. — *Belg. J. Zool.* **137**: 137-146.
- DIETRICH C. & E. STEINER (2009): Das Leben unserer Ameisen – ein Überblick. — *Denisa* **25**: 7-36.
- DIAZ M. (1992): Spatial and temporal patterns of granivorous ant seed predation in patchy cereal crop areas of central Spain. — *Oecologia* **91**: 561-568.
- DLUSSKY G.M. (1981): Nester von *Lasius flavus* (Hymenoptera, Formicidae). — *Pedobiologia* **21**: 81-99.
- DOSTAL P. (2007): Population dynamics of annuals in perennial grassland controlled by ants and environmental stochasticity. — *J. Veg. Sci.* **18**: 91-102.
- DOUWES P. (1995): Sveriges myror. — *Entomologisk Tidskrift* **116**: 83-99.
- DUNGER W., WANNER M., HAUSER H., HOHBERG K., SCHULZ H.-J., SCHWALBE T., SEIFERT B., VOGEL J., VOIGTLÄNDER K., ZIMDARS B. & K.P. ZULKA (2001): Development of soil fauna at mine sites

- during 46 years after afforestation. — *Pedobiologia* **45**: 243-271.
- ELMES G.W. & J.C. WARDLAW (1982): A population study of the ants *Myrmica sabuleti* and *Myrmica scabrinodis*, living at two sites in the south of England. II. Effect of above-nest vegetation. — *J. Animal Ecol.* **51**: 665-680.
- FAGAN K.C., PYWELL R.F., BULLOCK J.M. & R.H. MARRS (2008): Are Ants Useful Indicators of Restoration Success in Temperate Grasslands? — *Restoration Ecol.*: doi: 10.1111/j.1526-100X.2008.00452.x
- FELDMANN R. (2006): Buckelraine: Ameisen-Refugien unter Weidezäunen. — *Ameisenschutz aktuell* **20**: 14-18.
- FIEDLER K. (2001): Ants that associate with Lycaeninae butterfly larvae: diversity, ecology and biogeography. — *Divers. Distributions* **7**: 45-60.
- FLECHTNER G. & R. KLINGER (1990): Innerstädtische Lebensräume als Refugien für Insekten. — *Courier Forsch. Inst. Senckenberg* **126**: 59-68.
- FOLGARAIT P.J. (1998): Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. — *Biodivers. Conserv.* **7**: 1221-1244.
- FROUZ J. & V. JILKOVA (2008): The effects of ants (Hymenoptera: Formicidae) on soil properties and processes. — *Myrmecol. News* **11**: 191-199.
- GALLÉ L., KÖRMÖCZI L., HORNING E. & J. KERÉKES (1998): Structure of ant assemblages in a Middle-European successional sand-dune area. — *Tiscia* **31**: 19-28.
- GLASER F. (2009): Ameisen (Hymenoptera, Formicidae) im Ostalpenraum: Gefährdungstatus, nationale Verantwortlichkeit Österreichs für den Schutz einzelner Arten sowie Argumente für den Einsatz dieser Tiergruppe in der Natur-schutzplanung. — *Denisia* **25**: 79-92.
- GÓMEZ C., CASELLAS D., OLIVERAS J. & J.M. BAS (2003): Structure of ground-foraging ant assemblages in relation to land-use change in the northwestern Mediterranean region. — *Biodivers. Conserv.* **12**: 2135-2146.
- GOTWALD W.H.JR. (1986): The beneficial economic role of ants. — In: VINSON S.B.(Ed.): *Economic impact and control of social insects*. Präger, New York: 291-313.
- GRILL A., CLEARY D.F.R., STETTNER C., BRÄU M. & J. SETTELE (2008): A mowing experiment to evaluate the influence of management on the activity of host ants of *Maculinea* butterflies. — *J. Insect Conserv.* **12**: 617-627.
- HELLER G. & W. ROHE (2000): Vergleichende Untersuchungen zur Ameisenfauna (Hymenoptera: Formicidae) von Grünlandstandorten in Rheinland-Pfalz. — *Mainzer naturwiss. Archiv* **38**: 123-173.
- HOFFMANN B.D. (2000): Changes in ant species composition and community organisation along grazing gradients in semi-arid rangelands of the Northern Territory. — *Rangeland J.* **22**: 171-189.
- HOLEC M. & J. FROUZ (2005): Ant (Hymenoptera: Formicidae) communities in reclaimed and unreclaimed brown coal mining spoil dumps in the Czech Republic. — *Pedobiologia* **49**: 345-357.
- HOWDEN S.M., SOUSSANA J.-F., TUBIELLO F.N., CHHETRI N., DUNLOP M. & H. MEINKE (2007): Adapting agriculture to climate change. — *PNAS* **104**: 19691-19696.
- ISSELSTEIN J. (2003): Erhaltung und Förderung der Pflanzenartenvielfalt auf dem Grünland aus landwirtschaftlicher Sicht. — *Nova Acta Leopoldina NF 87* **328**: 99-111.
- JONGMAN R.H.G. (2002): Homogenisation and fragmentation of the European landscape: ecological consequences and solutions. — *Landsc. Urban Planning* **58**: 211-221.
- JOUQUET P., DAUBER J., LAGERLÖF J., LAVELLE P. & M. LEPAGE (2006): Soil invertebrates as ecosystem engineers: Intended and accidental effects on soil and feedback loops. — *Appl. Soil Ecol.* **32**: 153-164.
- KAJAK A., BREYMEYER A., PETAL J. & E. OLECHOWICZ (1972): The influence of ants on the meadow invertebrates. — *Ekologia Polska* **20**: 163-171.
- KING T.J. (1981): Ant-hill vegetation in acidic grasslands in the Gower Peninsula, South Wales. — *New Phytol.* **88**: 559-571.
- KLAUSNITZER, B. (1993): *Ökologie der Großstadtfäuna*. — Gustav Fischer Verlag, Jena: 1-454.
- LAVELLE P., BIGNELL D., LEPAGE M., WOLTERS V., ROGER P., INESON P., HEAL O.W. & S. DHILLON (1997): Soil function in a changing world: The role of invertebrate ecosystem engineers. — *Eur. J. Soil Biol.* **33**: 159-193.
- LENOIR L. & A. PHILGREN (2006): Effects of grazing and ant/beetle interaction on seed production in the legume *Vicia sepium* in a seminatural grassland. — *Ecol. Entomol.* **31**: 601-607.
- LEVAN M.A. & E.L. STONE (1983): Soil modification by colonies of black meadow ants in a New York old field. — *J. Soil Sci. Soc. America* **47**: 1192-1195.
- MABELIS B. (1986): Ants - and the threats posed by modern land-uses. — *Species* **7**: 36-37.
- MAJER J.D. (1983): Ants: Bio-indicators of minesite rehabilitation, land-use, and land conservation. — *Environmental Management* **7**: 375-383.
- MALOZEMOVA L.A. & Y.A. MALOZEMOV (1999): Ecological peculiarities of ants in urbanized areas. — *Russ. J. Ecol.* **30**: 313-316.
- MATSON P.A., PARTON W.J., POWER A.G. & M.J. SWIFT (1997): Agricultural intensification and ecosystem properties. — *Science* **277**: 504-509.
- MARKO B., KISS K. & L. GALLE (2004): Mosaic structure of ant communities in East Carpathian marshes: regional versus local scales. — *Acta Zool. Acad. Sci. Hungaricae* **50**: 77-95.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): *Ecosystems and human well-being: synthesis*. — Island Press, Washington, DC: 1-137.
- MÖLLER J. & T. KAPPAUF (2007): Die Ameisenfauna (Hymenoptera: Formicidae) eines ehemaligen Kasernengeländes in Eberswalde (Brandenburg). — *Ameisenschutz aktuell* **21**: 65-74.
- MORRIS M.G. (2000): The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British grasslands. — *Biol. Cons.* **95**: 129-142.
- MÜLLER H. & D. STEINWARZ (1988): Auswirkungen unterschiedlicher Schnittvarianten auf die Arthropodenzönose einer urbanen Grünfläche. — *Natur u. Landschaft* **63**: 335-339.
- NASH M.S., BRADFORD D.F., FRANSON S.E., NEALE A.C., WHITFORD W.G. & D.T. HEGGEM (2004): Livestock grazing effects on ant communities in the eastern Mojave Desert, USA. — *Ecol. Indicators* **4**: 199-213.
- NIELSEN M.G., SKYBERG N. & L. WINTHER (1976): Studies on *Lasius flavus* F. (Hymenoptera, Formicidae): I. Population density, biomass, and distribution of nests. — *Ent. Meddr.* **44**: 65-75.
- PARASCHIVESCU D. (1982): Der Einfluss der Beweidung auf den Nestbau von *Formica pratensis* Retz. — *Waldhygiene* **14**: 215-218.

- PETAL J. (1974): Analysis of a sheep pasture ecosystem in the Pieniny Mountains (the Carpathians) XV. The effect of pasture management on ant population. — *Ekologia Polska* **22**: 679-692.
- PETAL J. (1976): The effect of mineral fertilization on ant populations in meadows. — *Pol. Ecol. Stud.* **2**: 209-218.
- PISARSKI B. (1982): Ants (Hymenoptera, Formicoidea) of Warsaw and Mazovia. — *Memorab. Zool.* **36**: 73-90.
- PISARSKI B. & W. CZECHOWSKI (1978): Influence de la pression urbaine sur la myrmécofaune. — *Memorab. Zool.* **29**: 109-128.
- PISARSKI B. & K. VEPSÄLÄINEN (1987): Geographic variability of myrmecofauna of urban areas. — In: EDER J. & H. REMBOLD (Eds.): *Chemistry and biology of social insects*. Verlag J. Peperny, München: 604.
- PLUENINGER T., BENS O. & R.F. HÜTTL (2006): Perspectives of bioenergy for agriculture and rural areas. — *Outlook on Agriculture* **35**: 123-127.
- READ J.L. & A.N. ANDERSEN (2000): The value of ants as early warning bioindicators: responses to pulsed cattle grazing at an Australian arid zone locality. — *J. Arid Environ.* **45**: 231-251.
- REBELE F. (1994): Urban ecology and special features of urban ecosystems. — *Glob. Ecol. Biogeography Lett.* **4**: 173-187.
- REGINSTER I. & M. ROUNSEVELL (2006): Scenarios of future urban land use in Europe. — *Environment a. Planning B: Planning a. Design* **33**: 619-636.
- REYES-LOPEZ J., RUIZ N. & J. FERNANDEZ-HAEGER (2003): Community structure of ground-ants: the role of single trees in a Mediterranean pastureland. — *Acta Oecologica* **24**: 195-202.
- ROHE W. (2003): Grünlandtypen und deren Ameisenfauna (Hymenoptera: Formicidae) in Rheinland-Pfalz sowie Folgerungen für eine nachhaltige Nutzung. — *Mitt. Biol. Bundesanst. Land-Forstwirtschaft.* **393**: 169-175.
- ROHE W. & G. HELLER (2000): Vergleichende Untersuchungen zur Ameisenfauna (Hymenoptera: Formicidae) von Weinbaustandorten in Rheinland-Pfalz. — *Mainzer naturwiss. Archiv* **38**: 237-287.
- ROUNSEVELL M.D.A., EWERT F., REGINSTER I., LEEMANS R. & T.R. CARTER (2005): Future scenarios of European agricultural land use II. Projecting changes in cropland and grassland. — *Agricult., Ecosyst. Environ.* **107**: 117-135.
- SALA O.E. et al. (2000): Global biodiversity scenarios for the year 2100. — *Science* **287**: 1770-1774.
- SCHLICK-STEINER B.C. & F.M. STEINER (1999): Faunistisch-ökologische Untersuchungen an den freilebenden Ameisen (Hymenoptera: Formicidae) Wiens. — *Myrmecol. News* **3**: 9-53.
- SCHLICK-STEINER B.C. & F.M. STEINER (2002): Ameisen im stark gefährdeten Lebensraum Heißländen - naturschutzfachliche Bewertung und Beiträge zur Findung einer Schutzstrategie. — *Natur u. Landschaft.* **77**: 379-387.
- SCHULTE, W. (1988): Naturschutzrelevante Kleinstrukturen - eine bundesweit wünschenswerte Bestandsaufnahme. — *Natur u. Landschaft.* **63**: 379-385.
- SCHULTE W., FRÜND H.-C., SÖNTGEN M., GRAEFE U., RUSZKOWSKI B., VOGGENREITER V. & N. WERITZ (1989): Zur Biologie städtischer Böden. Beispielraum Bonn-Bad Godesberg. — *Schriftenreihe Landschaftspflege u. Naturschutz* **33**: 1-192.
- SCHULZ A. (1995): Die Bedeutung von Ameisen (Formicidae) in der Naturschutzplanung. — *Linzer biol. Beiträge* **27**: 1089-1097.
- SCHUMACHER W. (2005): Erfolge und Defizite des Vertragsnaturschutzes im Grünland der Mittelgebirge Deutschlands. — In: BRICKWEDDE F., FUELHAAS U., STOCK R., WACHENDÖRFER V. & W. WAHMHOF (Hrsg.): *Landnutzung im Wandel - Chance oder Risiko für den Naturschutz*. Erich Schmidt Verlag, Berlin: 191-200.
- SEIFERT B. (1986): Vergleichende Untersuchungen zur Habitatwahl von Ameisen (Hymenoptera: Formicidae) im mittleren und südlichen Teil der DDR. — *Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz* **59**: 1-124.
- SEIFERT B. (1993): Die freilebenden Ameisenarten Deutschlands (Hymenoptera: Formicidae) und Angaben zu deren Taxonomie und Verbreitung. — *Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz* **67**: 1-44.
- SEIFERT B. (2007): Die Ameisen Mittel- und Nordeuropas. — *Iutra Verlags- und Vertriebsgesellschaft, Tauer*: 1-368.
- SEIFERT B., BUSCHINGER A., DOROW W., HELLER G., MÜNCH, W. & W. ROHE (1998): Rote Liste der Ameisen (Hymenoptera: Formicidae). — *Schriftenreihe Landschaftspflege u. Naturschutz* **55**: 130-133.
- SEPPÄ P. (2008): Do ants (Hymenoptera: Formicidae) need conservation and does ant conservation need genetics? — *Myrmecol. News* **11**: 161-172.
- SIMMERING D., DAUBER J., WOLTERS V. & A. OTTE (2003): Die Bedeutung von Ameisenbauten für die Vegetation von Besen- ginsterberachen. — *Nova Acta Leopoldina NF 87* **328**: 409-416.
- STADLER B. & T. DIXON (2008): *Mutualism. Ants and their insect partners*. — Cambridge University Press, New York: 1-219.
- STEINER F.M. & B.C. SCHLICK-STEINER (2002): Einsatz von Ameisen in der naturschutzfachlichen Praxis. — *Naturschutz u. Landschaftsplanung* **34**: 5-12.
- UNDERWOOD E.C. & B.L. FISHER (2006): The role of ants in conservation monitoring: If, when, and how. — *Biol. Conserv.* **132**: 166-182.
- VEPSÄLÄINEN K., IKONEN H. & M.J. KOIVULA (2008): The structure of ant assemblages in an urban area of Helsinki, southern Finland. — *Ann. Zool. Fennici* **45**: 109-127.
- VON HAAREN C. (2005): Perspektiven des Naturschutzes in landwirtschaftlich geprägten Räumen. — In: BRICKWEDDE F., FUELHAAS U., STOCK R., WACHENDÖRFER V. & W. WAHMHOF (Hrsg.): *Landnutzung im Wandel - Chance oder Risiko für den Naturschutz*. Erich Schmidt Verlag, Berlin: 53-69.
- WIEGLEB G., BRÖRING, U., MRZLJAK J. & F. SCHULZ (2000): Naturschutz in Bergbaufolgelandschaften. *Landschaftsanalyse und Leitbildentwicklung*. — Physica-Verlag, Heidelberg: 1-381.
- WITTIG R., SUKOPP H. & B. KLAUSNITZER (1993): Die ökologische Gliederung der Stadt. — In: SUKOPP, H. & R. WITTIG (Hrsg.): *Stadtökologie*. Stuttgart: 271-318.
- ZIMDARS A. (1987): Zur Kenntnis von Ameisengesellschaften in Leipzig. — *Tagungsber.* **4**. Leipziger Symp. urbane Ökologie: 44-52.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Jens DAUBER
Trinity College Dublin, School of Natural Sciences,
Dublin 2
Ireland
E-Mail: dauberj@tcd.ie

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Denisia](#)

Jahr/Year: 2009

Band/Volume: [0025](#)

Autor(en)/Author(s): Dauber Jens

Artikel/Article: [Ameisen \(Hymenoptera, Formicidae\) in Kulturlandschaften 67-78](#)