

Interação de fragmentos florestais com agroecossistemas adjacentes de café e pastagem: respostas das comunidades de formigas (Hymenoptera, Formicidae)

Nívia S. Dias¹, Ronald Zanetti², Mônica S. Santos¹, Júlio Louzada³ & Jacques Delabie⁴

1. Departamento de Entomologia, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"-ESALQ/USP, Av. Pádua Dias, 11, Caixa Postal 9, 13418-900 Piracicaba, SP, Brasil. (nivia@esalq.usp.br, mssantos@esalq.usp.br)
2. Departamento de Entomologia, Universidade Federal de Lavras/UFLA, Caixa Postal 37, 37200-000 Lavras, MG, Brasil. (zanetti@ufla.br)
3. Departamento de Ecologia, Universidade Federal de Lavras/UFLA, 37200-000 Lavras, MG, Brasil. (jlouzada@ufla.br)
4. Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira, Centro de Pesquisa do Cacau. Laboratório de Mirmecologia, Rod. Ilhéus/Itabuna, Km 22, 45600-000 Itabuna, BA, Brasil. (delabie@cepec.gov.br)

ABSTRACT. Interaction between forest fragments and adjacent coffee and pasture agroecosystems: responses of the ant communities (Hymenoptera, Formicidae). The responses of the ant community to environmental change, from forest fragment to agroecosystems (coffee or pasture) were evaluated in the south of the state of Minas Gerais, Brazil. In this paper we analyzed the interactions between forest and the two most typical agroecosystem from southeast Brazil: sun-growing coffee plantation and introduced pasture. We sampled the ant community from five of each agroecosystems, inside the adjacent forest fragment, and on the edge between them. In each site we removed the litter from fifteen 1m² plots and extracted the ants using a Winkler extractor. A total of 165 ant species, distributed in 48 genera and 10 subfamilies were recorded. The coffee plantation presented the lowest abundance and estimated species richness. The causes of the changes observed among the areas are discussed.

KEYWORDS. Formicidae, agroecosystem, diversity, coffee systems.

RESUMO. As respostas das comunidades de formigas às mudanças ambientais de fragmentos florestais para agroecossistemas (café ou pastagem) foram avaliadas na região sul do Estado de Minas Gerais, Brasil. Neste trabalho, avaliaram-se as interações entre fragmentos florestais e os dois agroecossistemas mais típicos do sudeste do Brasil: monocultivo de café a pleno sol e pastagem introduzida. A comunidade de formigas foi amostrada em cinco áreas de cada agroecossistema, dentro de fragmentos florestais adjacentes a estes e nas bordas entre os dois sistemas. Em cada área, foram retiradas 15 amostras de 1m² de serapilheira, das quais foram extraídas as formigas, utilizando-se o extrator de Winkler. Registrou-se um total de 165 espécies de formigas distribuídas em 48 gêneros e 10 subfamílias. O cafezal apresentou o menor número de espécies observado e menor riqueza estimada. As razões das variações observadas entre as áreas são discutidas.

PALAVRAS-CHAVE. Formicidae, agroecossistema, diversidade, cafezal.

As paisagens das regiões sudeste e sul do Brasil apresentam-se atualmente, em sua maioria, como mosaicos de agroecossistemas e áreas de vegetação nativa em diferentes estágios de conservação, formas e tamanhos. A conservação da biodiversidade em uma vasta área do Brasil atualmente é dependente de como essa matriz de ecossistemas interage com a ecologia das espécies, permitindo ou não sua persistência em longo prazo.

A fragmentação de habitats nativos resulta certamente na perda de habitats naturais importantes para a conservação da biodiversidade. Entretanto, a ocupação da paisagem por agroecossistemas não a transforma necessariamente em um ambiente completamente inóspito a todas as espécies nativas. Os agroecossistemas podem ser posicionados em um gradiente de distúrbio do mais agressivo ao mais brando (ALTIERI, 1994). Na região sudeste brasileira, os agroecossistemas de café e de pastagens introduzidas têm grande importância econômica e cultural, ocupando vastas áreas do território. A interação entre esses agroecossistemas e os fragmentos de vegetação nativa ainda é pouco conhecida para a região. Por exemplo, para vários países produtores de café, tem sido observado um efeito negativo da intensificação do processo produtivo sobre a

biodiversidade (PERFECTO *et al.*, 1997; MOGUEL & TOLEDO, 1999).

As formigas são um grupo de insetos com papel importante na manutenção e restauração do solo (LOBRY-DE-BRUYN, 1999), participando da ciclagem de nutrientes (COUTINHO, 1979; WEBER, 1982) e na sucessão vegetal (VASCONCELOS & CHERRETT, 1998). Esses himenópteros têm sido utilizados também como ferramentas de bioindicação para avaliar e monitorar várias situações ambientais distintas (MAJER, 1992, 1996; MAJER *et al.*, 1997; MAJER & DELABIE, 1999; VASCONCELOS, 1999; TEIXEIRA *et al.*, 2005), por apresentarem ampla distribuição geográfica e abundância local, alta riqueza de espécies e por serem mais facilmente amostrados e identificados que outros organismos (ALONSO & AGOSTI, 2000).

Apesar da grande importância ecológica e da potencialidade como bioindicadores de qualidade ambiental, ainda são escassos estudos que avaliem o impacto de diferentes estratégias de ocupação agrícola do território sobre a mirmecofauna no Estado de Minas Gerais. Nesse sentido, este estudo teve como objetivo principal comparar o impacto de diferentes agroecossistemas sobre a riqueza de espécies de formigas. Utilizamos como estratégia a comparação desses com áreas de florestas adjacentes a áreas de cultivo.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado em áreas de cultivo de cafeeiro e de pastagens margeadas por fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual Montana, pertencente ao domínio da Mata Atlântica *sensu lato* (VELOSO *et al.*, 1991; IBGE, 1993). As áreas experimentais estão localizadas nos municípios de Lavras, Ijaci e Perdões, sul de Minas Gerais (21°00'-21°19'S; 44°00'-45°07'W).

As coletas foram realizadas entre os meses de junho a dezembro de 2003. Foram amostrados quatro ambientes distintos: (I) cinco áreas de cafezais formadas a partir de um cultivar de porte baixo ("Catuaí"). Este ambiente é caracterizado pela homogeneidade estrutural da vegetação e pobreza em espécies vegetais. O solo estava parcialmente coberto por serapilheira resultante de capina manual que ocorre regularmente no período de março e maio para facilitar a colheita; (II) cinco áreas de pastagem, formada com *Brachiaria decumbens* (Poaceae) e invadida por diversas plantas controladas anualmente através de capina mecânica; (III) dez fragmentos de floresta adjacentes aos agroecossistemas citados (cinco áreas adjacentes a café e cinco áreas adjacentes a pastagem). Essas áreas são remanescentes de floresta estacional semidecidual, que aparentemente apresentam o mesmo grau de conservação; (IV) dez áreas de borda entre a floresta e os agroecossistemas citados (cinco bordas floresta-café e cinco bordas floresta-pastagem). Em cada área, foram retiradas 15 amostras de 1m² de serapilheira, a intervalos mínimos de 50m. A amostragem sempre se iniciou a 50m de distância da zona de contato entre o fragmento florestal e o agroecossistema. Nas áreas de pastagem, onde a serapilheira é mais escassa e difícil de retirar, a coleta das amostras foi feita através de capina manual das amostras de 1m², com auxílio de uma enxada. Cada amostra foi peneirada e posteriormente colocada no extrator de Winkler por 72 horas (BESTELMEYER *et al.*, 2000) para a separação das formigas.

Os indivíduos coletados foram identificados por comparação com a coleção de referência do Laboratório de Mirmecologia do CEPEC/CEPLAC (Centro de Pesquisas do Cacau/Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira) em Ilhéus, Bahia. Exemplares de todas as espécies identificadas foram depositadas no CEPEC/CEPAC e no Laboratório de Entomologia Florestal da Universidade Federal de Louros (UFLA).

Para cada área, foi obtida inicialmente a frequência de cada espécie, para a qual dividiu-se o número de amostras em que a espécie foi encontrada pelo número total de amostras coletadas na área (n=15). A frequência da espécie no sistema foi calculada como a média das frequências obtidas nas suas respectivas áreas. Não foi utilizado o número de indivíduos como medida da abundância da espécie na área, pois esta medida é muito influenciada pelos padrões de nidificação e estratégias de forrageamento das espécies de formigas (AGOSTI & ALONSO, 2000).

Após elaboração de matrizes de dados de presença e ausência das espécies nos 15 pontos amostrais de cada área, calculou-se a riqueza esperada obtida a partir do

estimador de Chao2 e o índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') com auxílio do programa EstimateS, versão 6.0.b1 (COLWELL, 2000). Para comparar os valores dos índices entre as diferentes áreas, foi feita análise não-paramétrica de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$) (SOKAL & ROHLF, 1969). Comparou-se a similaridade entre as comunidades de formigas dos sistemas através do índice de Jaccard.

RESULTADOS

Foram registradas 165 espécies de formigas, distribuídas em 48 gêneros e 10 subfamílias de ocorrência na região Neotropical. Myrmicinae foi a subfamília mais frequente e com maior número de espécies em todas as áreas amostradas, seguida por Ponerinae e Formicinae (Tab. I).

Os ambientes que apresentaram maior número de espécies observadas, em ordem decrescente foram: florestas, bordas e pastagem. O cafezal foi o ambiente que apresentou o menor número de espécies observado (Tab. II). Os gêneros *Solenopsis* Westwood, 1840 (dez espécies) e *Pheidole* Westwood, 1839 (seis espécies) foram os mais frequentes nessas áreas. O estimador de riqueza Chao 2 determinado para cada ambiente não diferiu significativamente entre as áreas de floresta, borda e pastagem. No entanto, observou-se que o cafezal apresentou menor riqueza estimada, diferindo das demais áreas (Kruskal-Wallis, $h=10,853$; $p > 0,05$) (Tab. II), apontando uma estrutura de comunidade mais simplificada. Quanto ao índice de diversidade (H') de formigas nas diferentes áreas, não foram observadas diferenças significativas (Tab. II).

Pela análise de agrupamento, obtiveram-se três agrupamentos principais (Fig. 1). O primeiro inclui os habitats de floresta, com uma fauna típica que não é influenciada pelo tipo de cultivo das proximidades. O segundo agrupamento está formado pelos ambientes de bordas, apresentando uma fauna influenciada pela vegetação de floresta e do ecossistema adjacente. O terceiro agrupamento está composto das áreas de monocultura.

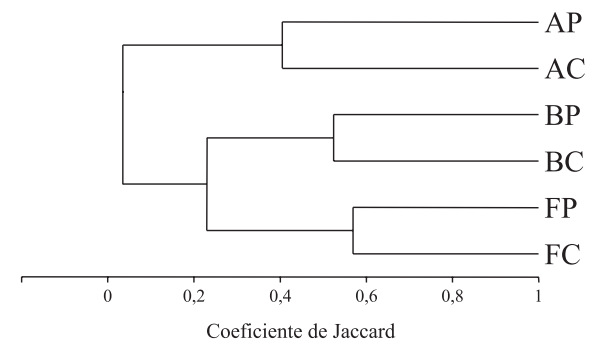


Fig. 1. Dendrograma de similaridade comparando os sistemas de uso da terra: pastagem (AP), cafezal (AC), bordas entre a pastagem (BP) e cafezal (BC), fragmento florestal adjacente a pastagem (FP) e cafezal (FC). Região Sul de Minas Gerais, junho a dezembro de 2003.

Tabela I. Frequência média de espécies de formigas em áreas de fragmento florestal adjacente a cafezal (FC) e pastagem (FP), bordas entre o cafezal (BC) e pastagem (BP) e agroecossistema de café (AC) e pastagem (AP). Em cada ambiente foram amostradas cinco áreas, com 15 amostras por área. Região Sul de Minas Gerais, junho a dezembro de 2003.

Subfamília/espécie	Ambientes amostrados					
	FC	BC	AC	FP	BP	AP
CERAPACHYINAE						
<i>Cerapachys aff. toltecum</i>	0	0,01	0	0,03	0	0
FORMICINAE						
<i>Acropyga decedens</i> (Mayr, 1887)	0	0	0	0	0,01	0,07
<i>Brachymyrmex</i> sp. 1	0,39	0,21	0,12	0,37	0,19	0,13
<i>Brachymyrmex</i> sp. 2	0,27	0,05	0,11	0,23	0,12	0,12
<i>Brachymyrmex</i> sp. 3	0,01	0,05	0,12	0,03	0,08	0,11
<i>Brachymyrmex</i> sp. 5	0,01	0,04	0,07	0,07	0,03	0,03
<i>Brachymyrmex</i> sp. 6	0,03	0	0,03	0,04	0,01	0,04
<i>Camponotus cingulatus</i> (Mayr, 1862)	0,03	0,04	0	0,03	0,03	0
<i>Camponotus crassus</i> Mayr, 1870	0,01	0,04	0	0,05	0,05	0,04
<i>Camponotus (Myrmobranchys)</i> sp. 1	0,04	0	0	0,01	0	0
<i>Camponotus (Myrmobranchys)</i> sp. 2	0,01	0	0	0	0	0
<i>Camponotus rufipes</i> (Fabricius, 1775)	0,01	0,03	0	0	0,01	0,12
<i>Camponotus melanoticus</i> Emery, 1894	0	0	0	0	0,04	0,01
<i>Camponotus (Tanaemyrmex)</i> sp. 1	0,03	0,01	0	0,01	0,03	0
<i>Camponotus trapezoideus</i> Mayr, 1870	0,03	0	0	0	0	0
<i>Camponotus (Myrmaphaenus)</i> sp. 3	0,01	0	0	0	0	0,01
DOLICHODERINAE						
<i>Linepithema humile</i> (Mayr, 1866)	0	0,07	0,01	0	0,08	0,05
<i>Linepithema</i> sp. 1	0,09	0,12	0,01	0,17	0,05	0
<i>Linepithema</i> sp. 3	0	0	0	0	0	0,05
<i>Linepithema</i> sp. 5	0	0,01	0	0	0	0
<i>Tapinoma</i> sp. 1	0,01	0,01	0	0	0	0
<i>Forelius</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0,04
ECITONINAE						
<i>Neivamyrmex</i> sp. 1	0	0,01	0	0	0	0,01
<i>Neivamyrmex</i> sp. 2	0	0	0,01	0	0	0
<i>Neivamyrmex</i> sp. 4	0	0	0	0	0	0,01
<i>Neivamyrmex</i> sp. 5	0	0	0	0	0	0,04
<i>Labidus</i> sp. 1	0	0	0	0,01	0,03	0,07
<i>Paratrechina</i> sp. 1	0,05	0,01	0	0,09	0	0,07
MYRMICINAE						
<i>Acromyrmex niger</i> (Fr. Smith, 1858)	0,03	0,01	0	0	0,01	0
<i>Apterostigma acre</i> Lattke, 1997	0	0	0	0,01	0	0
<i>Apterostigma manni</i> (Weber, 1938)	0,05	0,07	0	0,21	0,04	0
<i>Apterostigma tropicoxa</i> Lattke, 1997	0,07	0,03	0	0,17	0,05	0
<i>Apterostigma aff. robustum</i>	0,01	0	0	0	0	0
<i>Apterostigma</i> sp. 10	0,01	0	0	0	0	0
<i>Apterostigma</i> sp. 5	0	0	0,01	0	0	0
<i>Apterostigma aff. tholiforme</i>	0,01	0	0	0	0	0
<i>Apterostigma aff. bolivianum</i>	0	0	0	0,01	0	0
<i>Apterostigma</i> sp. 2 gp. <i>auriculatum</i>	0	0	0	0	0,03	0,04
<i>Apterostigma</i> sp. 1 gp. <i>auriculatum</i>	0	0	0	0,03	0	0
<i>Apterostigma bolivianum</i> (Weber, 1938)	0	0	0	0,01	0	0
<i>Atta sexdens rubropilosa</i> (Forel, 1908)	0,05	0,03	0	0,03	0	0
<i>Basicoxys disciger</i> (Mayr, 1887)	0,04	0,01	0	0,04	0	0
<i>Cardiocondyla wroughtonii</i> (Forel, 1890)	0	0	0,01	0	0	0,01
<i>Cephalotes minutus</i> (Fabricius, 1804)	0,01	0,01	0	0,03	0	0
<i>Crematogaster (Orthocrema)</i> sp. 1	0,04	0,01	0	0,07	0,03	0
<i>Crematogaster (Orthocrema)</i> sp. 2	0	0	0,01	0	0,07	0,07
<i>Crematogaster (Orthocrema)</i> sp. 3	0,01	0,03	0,01	0	0	0
<i>Crematogaster (Orthocrema)</i> sp. 4	0,08	0,03	0	0,01	0,03	0
<i>Crematogaster (Orthocrema)</i> sp. 5	0,04	0	0	0	0,01	0
<i>Crematogaster (Orthocrema)</i> sp. 6	0	0,01	0	0,01	0	0
<i>Crematogaster (Orthocrema)</i> sp. 8	0,01	0	0	0	0	0
<i>Cyphomyrmex peltatus</i> Kempf, 1965	0,04	0	0	0,01	0	0
<i>Cyphomyrmex salvini</i> (Forel, 1899)	0,25	0,13	0,08	0,19	0,19	0,11
<i>Cyphomyrmex strigatus</i> (Mayr, 1887)	0	0,01	0	0,07	0	0
<i>Cyphomyrmex transversus</i> Emery, 1894	0,11	0,05	0	0,24	0,01	0,01
<i>Cyphomyrmex vorticis</i> Weber, 1940	0,03	0	0	0,01	0,01	0
<i>Cyphomyrmex</i> sp. 2 gp. <i>strigatus</i>	0,03	0,01	0	0,07	0	0
<i>Cyphomyrmex</i> sp. 7 aff. vorticis	0	0	0	0,01	0,01	0
<i>Eurhopalothrix</i> sp.	0	0	0	0,01	0	0
<i>Hylomyrma reitteri</i> (Mayr, 1887)	0,13	0,12	0	0,29	0,04	0,01
<i>Hylomyrma balzani</i> (Emery, 1894)	0,11	0,04	0	0,12	0,11	0
<i>Megalomyrmex ayri</i> Brandão, 1990	0,01	0,01	0	0,04	0,03	0
<i>Megalomyrmex</i> sp. gp. <i>modestus</i>	0,03	0	0	0,05	0	0
<i>Megalomyrmex</i> sp. gp. <i>silvestrii</i>	0	0,01	0	0,04	0,01	0
<i>Megalomyrmex</i> sp. 4	0	0	0	0,01	0	0

Tabela I. (cont.)

<i>Mycetarotes</i> sp. 1	0,01	0,01	0	0,05	0	0
<i>Mycetarotes</i> sp. 2	0	0	0	0	0	0
<i>Myocepurus goeldii</i> Forel, 1893	0,07	0,04	0,07	0,01	0,09	0,21
<i>Myocepurus smithi</i> Forel, 1893	0	0	0,03	0	0,04	0,04
<i>Myrmicocrypta</i> sp. 3	0	0	0	0,03	0	0
<i>Myrmelachista</i> sp. 1	0,05	0	0	0,04	0	0
<i>Octostruma jheringhi</i> (Emery, 1887)	0	0	0	0,03	0	0
<i>Octostruma balzani</i> (Emery, 1894)	0,07	0	0	0,01	0,01	0
<i>Oxyepoecus bruchi</i> Santschi, 1926	0,05	0,01	0	0	0	0
<i>Pheidole diligens</i> (Fr. Smith, 1858)	0,01	0	0	0,01	0	0
<i>Pheidole gertrudae</i> Forel 1886	0,03	0,09	0,1	0,01	0,17	0,37
<i>Pheidole</i> sp. 1	0,01	0	0	0,16	0,03	0,04
<i>Pheidole</i> sp. 2	0,12	0,05	0,01	0,19	0,07	0,03
<i>Pheidole</i> sp. 3	0,21	0,05	0	0,12	0,03	0
<i>Pheidole</i> sp. 4	0,01	0,01	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 5	0,24	0,08	0	0,31	0,11	0
<i>Pheidole</i> sp. 6	0,04	0,01	0	0,01	0,03	0
<i>Pheidole</i> sp. 7	0	0,03	0	0	0,07	0,05
<i>Pheidole</i> sp. 8	0	0	0	0,01	0,04	0
<i>Pheidole</i> sp. 9	0,03	0	0,04	0	0	0,01
<i>Pheidole</i> sp. 11	0	0	0	0,01	0	0,03
<i>Pheidole</i> sp. 12	0,07	0	0	0,01	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 13	0,03	0	0,01	0,08	0,03	0,09
<i>Pheidole</i> sp. 15	0,01	0,01	0	0,01	0,03	0
<i>Pheidole</i> sp. 16	0	0	0	0,03	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 17	0,01	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 18	0	0	0	0	0	0,01
<i>Pheidole</i> sp. 19	0	0	0	0	0	0,03
<i>Pheidole</i> sp. 21	0	0	0	0,01	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 22	0	0	0,01	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 24	0	0	0	0	0,01	0
<i>Pheidole</i> sp. 25	0	0	0	0	0	0,01
<i>Procryptocerus</i> sp. 1	0,01	0	0	0	0	0
<i>Procryptocerus</i> sp. 2	0	0	0	0	0,01	0
<i>Pyramica denticulata</i> (Mayr, 1887)	0,45	0,17	0,08	0,67	0,17	0,05
<i>Pyramica eggersi</i> (Emery, 1890)	0,04	0,07	0,01	0,13	0,37	0,61
<i>Pyramica</i> sp. 5	0,07	0	0	0,13	0,04	0
<i>Pyramica</i> aff. <i>zetecki</i>	0,11	0,01	0	0,13	0,03	0
<i>Pyramica</i> aff. <i>appretiata</i>	0,07	0,01	0	0,04	0	0
<i>Pyramica</i> aff. <i>excisa</i>	0	0	0	0,03	0,01	0
<i>Rogeria besucheti</i> Kugler, 1994	0	0	0	0	0,15	0,25
<i>Rhopalothrix</i> sp. 1	0,01	0	0	0,01	0	0
<i>Solenopsis</i> sp. 1	0,21	0,19	0,23	0,28	0,16	0,32
<i>Solenopsis</i> sp. 2	0,11	0,09	0,12	0,09	0,08	0,09
<i>Solenopsis</i> sp. 3	0,64	0,12	0,24	0,41	0,25	0,19
<i>Solenopsis</i> sp. 4	0,17	0,05	0,07	0,16	0,11	0,21
<i>Solenopsis</i> sp. 5	0,04	0,17	0,15	0,01	0,08	0,13
<i>Solenopsis</i> sp. 6	0,09	0,07	0,11	0,08	0,08	0,03
<i>Solenopsis</i> sp. 7	0,04	0,01	0	0	0	0,01
<i>Solenopsis</i> sp. 8	0,12	0,03	0,03	0,09	0,08	0,01
<i>Solenopsis</i> sp. 9	0,08	0	0,15	0,12	0	0,03
<i>Solenopsis</i> sp. 10	0,11	0,07	0,03	0,20	0,05	0,01
<i>Solenopsis saevissima</i> (Fr. Smith, 1855)	0	0,11	0,27	0	0,08	0,12
<i>Strumigenys louisianae</i> Roger, 1863	0,11	0,04	0	0,03	0	0,08
<i>Strumigenys</i> sp. 1	0	0	0	0,07	0	0,01
<i>Strumigenys</i> sp. 4	0	0	0	0	0	0
<i>Strumigenys perpava</i> Brown, 1957	0	0,03	0,03	0,01	0	0
<i>Trachymyrmex</i> sp. 1	0,07	0,04	0	0,11	0,01	0,03
<i>Trachymyrmex fuscus</i> Emery, 1894	0	0	0	0	0,03	0
<i>Wasmannia auropunctata</i> (Roger, 1863)	0,04	0,03	0	0	0,01	0,05
<i>Wasmannia</i> sp. 1	0,03	0	0	0	0	0
<i>Wasmannia</i> sp. 2	0,04	0	0	0	0,03	0
<i>Wasmannia</i> sp. 3	0,01	0	0	0	0,01	0
<i>Wasmannia</i> sp. 4	0,08	0,01	0	0,05	0,01	0
<i>Wasmannia</i> sp. 5	0,19	0,05	0	0,20	0,03	0,01
AMBLYOPONINAE						
<i>Amblyopone</i> sp.1	0,01	0	0	0	0	0
ECTATOMMINAE						
<i>Ectatomma edentatum</i> Roger, 1863	0,15	0,09	0,03	0,17	0,09	0,04
<i>Ectatomma brunneum</i> Fr. Smith, 1858	0	0	0,01	0	0,03	0,01
<i>Ectatomma permagnum</i> Forel, 1908	0	0	0	0	0,01	0,01
<i>Gnamptogenys mediatatrix</i> Brown, 1958	0	0	0	0,01	0	0
<i>Gnamptogenys striatula</i> Mayr, 1883	0,09	0,19	0,01	0,57	0,31	0,09
<i>Gnamptogenys</i> sp. 2	0	0	0	0,01	0	0
<i>Gnamptogenys</i> sp. 3	0	0	0	0,01	0	0

Tabela I. (cont.)

<i>Gnamptogenys</i> sp. 7	0,01	0,01	0	0	0,01	0,03
<i>Gnamptogenys regularis</i> Mayr, 1870	0	0	0	0	0,05	0,01
<i>Gnamptogenys gracilis</i> (Santschi, 1929)	0	0	0	0	0	0,01
<i>Gnamptogenys moelleri</i> (Forel, 1912)	0	0	0	0	0	0,01
HETEROPONERINAE						
<i>Heteroponera flava</i> (Kempf, 1962)	0,01	0	0	0	0	0
PONERINAE						
<i>Anochetus targionii</i> Emery, 1894	0	0	0	0	0	0,01
<i>Anochetus neglectus</i> Emery, 1894	0	0	0	0	0	0,01
<i>Discothyrea sextarticulata</i> (Borgmeier, 1954)	0	0	0	0,04	0	0
<i>Hypoponera</i> sp. 1	0,15	0,08	0,04	0,19	0,08	0,20
<i>Hypoponera</i> sp. 2	0,25	0,25	0,21	0,43	0,32	0,13
<i>Hypoponera</i> sp. 3	0,07	0,01	0	0,09	0,01	0,03
<i>Hypoponera foreli</i> Mayr, 1887	0,13	0,07	0	0,29	0,12	0,01
<i>Hypoponera</i> sp. 6	0,04	0,04	0,01	0,01	0,03	0,03
<i>Hypoponera</i> sp. 7	0,16	0,08	0,03	0,12	0,07	0,07
<i>Hypoponera</i> sp. 8	0,11	0,08	0	0,11	0,01	0
<i>Leptogenys</i> sp. 2	0,01	0	0	0	0	0
<i>Odontomachus meinerti</i> Forel, 1905	0,20	0,11	0	0,33	0,09	0,04
<i>Odontomachus chelififer</i> (Latreille, 1802)	0	0	0	0,03	0,03	0
<i>Pachycondyla ferruginea</i> (Fr. Smith, 1858)	0,01	0,01	0	0	0	0
<i>Pachycondyla harpax</i> (Fabricius, 1804)	0,01	0	0	0,03	0,01	0
<i>Pachycondyla striata</i> Fr. Smith, 1858	0,05	0,01	0	0,09	0,03	0,01
<i>Pachycondyla obscuricornis</i> (Emery, 1890)	0	0	0	0	0,01	0,03
<i>Simopelta</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0,01
<i>Simopelta curvata</i> (Mayr, 1887)	0	0	0	0	0,01	0
PSEUDOMYRMECINAE						
<i>Pseudomyrmex</i> sp. 1 gp. <i>pallidus</i>	0	0	0	0	0,03	0
<i>Pseudomyrmex</i> sp. 2 gp. <i>pallidus</i>	0	0	0,01	0	0	0
<i>Pseudomyrmex</i> sp. 3 gp. <i>pallidus</i>	0,01	0	0	0	0	0

Tabela II. Valores médios do estimador de riqueza de Chao2, riqueza observada e índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') por ambiente. Região Sul de Minas Gerais, junho a dezembro de 2003. Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si (Kruskal-Wallis; p>0,05).

Ambientes	Chao2	Riqueza observada	H'
Floresta adjacente a pastagem	71,1a	47,6a	3,6a
Pastagem	63,8a	35,4b	3,6a
Floresta adjacente a cafezal	63,4a	46,8a	3,4a
Borda do cafezal	56,8a	33,4b	3,3a
Borda da pastagem	51,0a	38,6b	3,3a
Cafezal	26,6b	19,0c	2,7a

DISCUSSÃO

A baixa diversidade de formigas encontrada nos agroecossistemas quando comparada aos fragmentos de floresta e áreas de borda era esperada, pois os sistemas agrícolas possuem menor diversidade estrutural do que as áreas de floresta adjacentes. O número de espécies encontradas na pastagem foi significativamente maior do que no cafezal, apesar deste apresentar estrutura arbustiva, o que ao menos em teoria o aproxima mais da floresta.

A dominância de espécies de *Solenopsis* nas áreas de cafezal ocorre provavelmente porque muitas espécies deste gênero são amplamente distribuídas, generalistas de hábitat e de dieta (GONÇALVES & NUNES, 1984; FOWLER *et al.*, 1991). Além disso, estão entre as mais agressivas na utilização dos recursos no nível da serapilheira, sendo particularmente frequentes em ambientes agrícolas ou mesmo nativos (DELABIE & FOWLER, 1995).

O impacto negativo do cultivo de café sobre a biodiversidade de formigas fica evidente quando se observa a completa ausência de espécies dos gêneros *Camponotus* Mayr, 1861 e *Wasmannia* Roger, 1863 neste agroecossistema. Estes gêneros apresentam alta

capacidade de invasão e adaptação a novos locais (FOWLER *et al.*, 1991; ERRARD *et al.*, 2005) e mesmo assim não conseguem colonizar áreas sob este regime de uso do solo.

Entre as hipóteses possíveis para explicar o impacto negativo da cultura do café sobre as comunidades de formigas, estão: (a) a aplicação de defensivos no controle de pragas, doenças e ervas daninhas; (b) a prática de retirada da serapilheira abaixo dos arbustos de café (arruação), o que possivelmente diminui a quantidade e qualidade dos recursos disponíveis; (c) a exposição das espécies à maior amplitude térmica e à perturbação mecânica. PERFECTO & VANDERMEER (1996), em estudos realizados em agroecossistemas de café, concluíram que a falta de sombreamento no agroecossistema cafeeiro é um fator determinante da diversidade de formigas em razão da alta incidência luminosa e ausência de serapilheira.

Por outro lado, o agroecossistema de pastagem apresentou números elevados de riqueza de espécies. Apesar de ser um ambiente aberto, com grande exposição solar, o manejo desse sistema de produção agrícola não usa inseticidas ou herbicidas com frequência e os distúrbios gerados pela remoção de invasoras, ou eventual queimada, são ocasionais.

Nossos resultados estão provavelmente relacionados aos diferentes tipos de manejo dos agroecossistemas estudados, indicando que diferentes espécies de formigas respondem ao tipo de manejo de maneira diversa e que o resultado final é a redução da riqueza onde as regras de manejo geram distúrbios em maior frequência e intensidade. Isto corrobora os resultados de RAMOS *et al.* (2003) sobre as comunidades de formigas em áreas de vegetação nativa e eucaliptais sob diferentes tipos de manejo.

Outro aspecto relevante para a interpretação dos resultados obtidos é que a matriz natural da região apresenta grande presença de ecossistemas herbáceos, principalmente campos limpos e rupestres (GAVILANES & BRANDÃO, 1991). Este fato pode explicar a diversidade relativamente alta observada nas áreas de pastagem. Provavelmente a comunidade de espécies dos campos nativos encontra pouca ou nenhuma diferença desse sistema com pastagens introduzidas, o que favorece a colonização e estabelecimento nestas áreas.

A similaridade elevada entre as comunidades de formigas que habitam as áreas de cafezal e pastagem pode estar refletindo a ocorrência de uma comunidade com certo grau de generalismo que ocupa as áreas de monocultura. Neste caso, o tipo de manejo teria pouca influência na composição das espécies nos agroecossistemas. Por outro lado, a dissimilaridade observada entre esses habitats e as áreas de floresta, e até mesmo a zona de contato entre eles, evidenciam a diferença existente entre as comunidades de formigas que habitam as monoculturas e as áreas remanescentes. Desse modo, práticas agrícolas intensivas interfeririam na composição das comunidades de formigas, e são provavelmente responsáveis por certa homogeneização da fauna dos agroecossistemas na região.

Embora a diversidade de espécies geralmente diminua com a criação abrupta de uma borda (LOVEJOY *et al.*, 1986), é provável que as bordas tenham papel duplo na composição de espécies nos ecossistemas adjacentes, funcionando como uma “zona tampão”, evitando a ruptura da composição das espécies e assim a perda de diversidade no interior da floresta (MAJER *et al.*, 1997). Além disso, podem funcionar como uma zona de transposição (fonte) de espécies da floresta adjacente para o agroecossistema, proporcionando a manutenção de inimigos naturais na cultura, que seria de suma importância no controle biológico de pragas.

O presente estudo fornece evidências de que os agroecossistemas mantêm a riqueza de espécies de formigas, contudo provavelmente é influenciada pela vizinhança de fragmentos florestais, que possuem maior diversidade e formam zonas de transição bastante características com esses ecossistemas. A qualidade e o tipo de manejo adotado nas áreas de monocultura são importantes para a manutenção e a preservação da biodiversidade nestas áreas, tanto é que diferentes agroecossistemas apresentam diferentes riquezas de espécies. A preservação da qualidade dos agroecossistemas deveria ser estimulada como parte de um programa de conservação da biodiversidade, especialmente quando esses estão inseridos em áreas que envolvem fragmentos florestais.

Agradecimentos. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa-auxílio, ao Departamento de Entomologia da Universidade Federal de Lavras e à equipe do Laboratório de Mirmecologia da CEPEC/CEPLAC.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGOSTI, D. & ALONSO, L. E. 2000. The ALL protocol: a standard protocol for the collection of ground-dwelling ants. *In: AGOSTI, D.; MAJER, J. D.; ALONSO, L. E. & SCHULTZ, T. R.* eds. **Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity**. Washington, Smithsonian Institution. p.204-206.
- ALONSO, L. E. & AGOSTI, D. 2000. Biodiversity studies, monitoring and ants: an overview. *In: AGOSTI, D.; MAJER, J. D.; ALONSO, L. E. & SCHULTZ, T. R.* eds. **Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity**. Washington, Smithsonian Institution. p.58-79.
- ALTIERI, M. A. 1994. **Biodiversity and pest management in agroecosystems**. New York, Food Products. 185p.
- BESTELMEYER, B. T.; AGOSTI, D.; LEEANNE, E.; ALONSO, T.; BRANDÃO, C. R. F.; BROWN, W. L.; DELABIE, J. H. C.; BHATTACHARYA, T.; HALDER G. & SAHA, R. K. 2000. Soil microarthropods of a rubber plantation and a natural forest. **Environmental Ecology** 3(2):143-147.
- COLWELL, R. K. 2000. **EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples**. Version 6.0b1. User's Guild and application published.
- COUTINHO, L. M. 1979. Aspectos ecológicos do fogo no Cerrado. A precipitação atmosférica de nutrientes minerais. **Revista Brasileira de Botânica** 2(2):97-101.
- DELABIE, J. H. C. & FOWLER, H. G. 1995. Soil and litter cryptic ant assemblages of Bahia cocoa plantations. **Pedobiologia** 39(1):423-433.
- ERRARD, C.; DELABIE, J. H. C.; JOURDAN, H. & HEFETZ, A. 2005. Intercontinental chemical variation in the invasive ant *Wasmannia auropunctata* (Roger) (Hymenoptera, Formicidae): a key to the invasive success of a tramp species. **Naturwissenschaften** 92(7):319-323.
- FOWLER, H. G.; FORTI, L. C.; BRANDÃO, C. R. F.; DELABIE, J. H. C. & VASCONCELOS, H. L. 1991. Ecologia nutricional de formigas. *In: PAZZINI, A. R. & PARRA, J. R. P.* eds. **Ecologia nutricional de insetos e suas implicações no manejo de pragas**. São Paulo, Manole. p.131-209.
- GAVILANES, M. L. & BRANDÃO, M. 1991. Informações preliminares acerca da cobertura vegetal do município de Lavras, MG. **Daphne** 1(2):44-50.
- GONÇALVES, C. R. & NUNES, A. M. 1984. Formigas das praias e restingas do Brasil. *In: LACERDA, L. D.; ARAÚJO, D. S. D.; CERQUEIRA, R. & TUREQ, B.* orgs. **Restingas: origem, estrutura, processos**. Niterói, CEUFF. p. 373-378.
- IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA). 1993. **Mapa de vegetação do Brasil**. Rio de Janeiro, Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
- LOBRY-DE-BRUYN, L. A. 1999. Ants as bioindicators of soil function in rural environments. **Agriculture, Ecosystems and Environment** 74(1/3):425-441.
- LOVEJOY, E.; BIERREGAARD JÚNIOR, R. O.; RYLANDS, A. B.; MALCOM, J. R.; QUINTELA, C. E.; BROWN, K. S. J.; POWELL, A. H.; POWELL, G. V. N.; SCHUBART, H. O. R.; HAYS, M. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. *In: SOULE, M. E.* ed. **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sunderland, Sinauer. p.257-285.
- MAJER, J. D. 1992. Ant recolonization of rehabilitation bauxite mines of Poços de Caldas, Brazil. **Journal of Tropical Ecology** 8(1):97-108.
- _____. 1996. Ant recolonization of rehabilitation bauxite mines at Trombetas, Pará, Brazil. **Journal of Tropical Ecology** 12(2):257-273.
- MAJER, J. D. & DELABIE, J. H. C. 1999. Impact of tree isolation on arboreal and ground ant communities in cleared pasture in the Atlantic rain forest region of Bahia, Brazil. **Insectes Sociaux** 46(3):281-290.
- MAJER, J. D.; DELABIE, J. H. C. & MCKENZIE, N. L. 1997. Ant litter fauna of forest, forest edges and adjacent grassland in the Atlantic rain forest region of Bahia, Brazil. **Insectes Sociaux** 44(3):255-266.

- MOGUEL, P. & TOLEDO, V. M. 1999. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. **Conservation Biology** **13**(1):11-21.
- PERFECTO, I. & VANDERMEER, J. 1996. Microclimatic changes and the indirect loss of ant diversity in a tropical agroecosystem. **Oecologia** **108**(3):577-582.
- PERFECTO, I.; VANDERMEER, J.; HANSON, P.; & CARTIN, V. 1997. Arthropod diversity loss and the transformation of a tropical agroecosystem. **Biodiversity and Conservation** **6**(7):935-945.
- RAMOS, L. S.; MARINHO, C. G. S.; ZANETTI, R.; DELABIE, J. H. C. & SCHLINDWEIN, N. 2003. Impacto de iscas formicidas granuladas sobre a mirmecofauna não-alvo em eucaliptais segundo duas formas de aplicação. **Neotropical Entomology** **32**(2):231-237.
- SOKAL, R. R. & ROHLF, F. J. 1969. **Biometry: the principles and practice of statistics in biological research**. San Francisco, W. H. Freeman. 776p.
- TEIXEIRA, M. C.; SCHOEREDER, J. H.; NASCIMENTO, J. T. & LOUZADA, J. N. C. 2005. Response of ant communities to sand dune vegetation burning in Brazil (Hymenoptera: Formicidae). **Sociobiology** **45**(3):631-641.
- VASCONCELOS, H. L. 1999. Effects of forest disturbance on the structure of ground-foraging ant communities in Central Amazonia. **Biodiversity and Conservation** **8**(3):409-420.
- VASCONCELOS, H. L. & CHERRETT, J. M. 1998. Efeitos da herbivoria pela saúva *Atta laevigata* Fr. Smith sobre a regeneração de plantas lenhosas em área agrícola abandonada da Amazônia central. *In*: GASCON, C. & MOUTINHO, P. eds. **Floresta Amazônica: dinâmica, recuperação e manejo**. Manaus, INPA. p.171-178.
- VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R. & LIMA, J. C. A. 1991. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro, IBGE. 123p.
- WEBER, N. A. 1982. Fungus ants. *In*: HERMANN, H. R. ed. **Social Insects**. New York, Academic. p.255-363.