

**ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE
FORMIGAS (HYMENOPTERA:
FORMICIDAE) EM FRAGMENTOS DE
FLORESTA SEMIDECÍDUA**

MÔNICA SILVA SANTOS

2004

58296

049867

MÔNICA SILVA SANTOS

**ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE FORMIGAS
(HYMENOPTERA: FORMICIDAE) EM FRAGMENTOS DE
FLORESTA SEMIDECÍDUA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Agronomia/Entomologia, área de concentração em Entomologia Agrícola, para obtenção de título de "Mestre".

Orientador
Júlio Neil Cassa Louzada

LAVRAS
MINAS GERAIS – BRASIL

2004

**Ficha Catalográfica Preparada pela Divisão de Processos Técnicos da
Biblioteca Central da UFLA**

Santos, Mônica Silva

**Estrutura da comunidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) em
fragmentos de floresta semidecídua / Mônica Silva Santos. – Lavras :
UFLA, 2004.**

97 p. : il.

Orientador: Júlio Neil Cassa Louzada.

Dissertação (Mestrado) – UFLA.

Bibliografia.

**1. Fragmentação. 2. Formicidae. 3. Extrator de Winkler. I. Universidade
Federal de Lavras. II. Título.**

CDD-634.96796

MÔNICA SILVA SANTOS

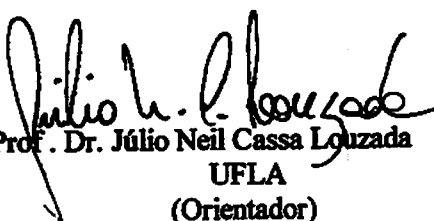
**ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE FORMIGAS
(HYMENOPTERA: FORMICIDAE) EM FRAGMENTOS DE
FLORESTA SEMIDECÍDUA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Agronomia/Entomologia, área de concentração em Entomologia Agrícola, para obtenção de título de “Mestre”.

APROVADA em 19 de fevereiro de 2004

Prof. Dr. Ronald Zanetti Bonetti Filho - UFLA

Prof. Dr. José Henrique Schoereder - UFV


Prof. Dr. Júlio Neil Cassa Louzada
UFLA
(Orientador)

LAVRAS
MINAS GERAIS – BRASIL



AGRADEÇO

A Deus, pelo dom da vida, força, determinação e coragem.

DEDICO

À minha família,

Em especial à minha mãe e minha madrinha pela compreensão, apoio, dedicação durante todos os momentos da minha vida e por estarem, mesmo de longe, me fortalecendo com palavras sábias.

OFEREÇO

À minha tia Lourdes por me encorajar sempre; Luciano César Freitas, pela paciência, companheirismo, compreensão e carinho.





AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras, em especial ao Departamento de Entomologia, pela oportunidade concedida para realização do curso.

Ao órgão financiador, FAPEMIG, pela concessão da bolsa de estudos.

Ao Prof. Julio Neil Cassa Louzada, pelo acolhimento, paciência e orientação deste trabalho;

Ao Prof. Ronald Zanetti Bonetti Filho, pela co-orientação, apoio e por está sempre presente.

Ao Prof. José Henrique Schoereder, pelas valiosas sugestões e grande ajuda.

Ao Prof. Geraldo Carvalho de Andrade, pelas palavras de incentivo.

Ao Dr. Jacques H. C Delabie, pelo apoio desde a graduação, auxílio na identificação dos Formicidae, esclarecimentos e paciência.

Ao amigo Ivan Cardoso do Nascimento, pela ajuda na identificação das formigas e pelas palavras de conforto.

Ao amigo Marcelo de Almeida Reis, pela grande ajuda em campo para realização deste trabalho (meu braço direito).

À amiga Nívia da Silva Dias, por estar comigo desde o início, passando sufoco no campo e fora dele para a conclusão deste trabalho. Sem esquecer das palavras de conforto para superar as saudades de casa.

Às amigas Gerane Celly e Fernanda Patrícia, pela excelente convivência e pelas palavras amigas.

À minha prima Cristina Lícia Mastique, pela força em todos os sentidos.

À minha irmãzinha Soraia de Jesus, pela força, confiança e carinho.

Às minhas amigas da primeira república, Taciana Vilela e Alessandra Tokura, pelo acolhimento, convívio e dicas.

Ao pessoal do Laboratório de Mirmecologia, pelo acolhimento, em especial Mércia Dayane e Lucileide Ramos, pela ajuda na montagem das formigas.

Aos demais professores, funcionários e colegas de turma do Departamento de Entomologia, pela amizade, convívio e apoio.

Aos estagiários que colaboraram na triagem das formigas e serapilheira: Ana Magalhães, Bruno Pinheiro, Mariana Lima, Paula Rachel, João Paulo Marigo e Valdinei X. Floriano.

E todos aqueles que contribuíram, direta ou indiretamente, para realização deste trabalho.

SUMÁRIO

	Páginas
RESUMO.....	i
ABSTRACT.....	ii
CAPITULO 1.....	1
1. Introdução geral.....	1
2. Referencial teórico.....	4
2.1. Fragmentação florestal.....	4
2.2. Teria da fragmentação de ambientes.....	6
2.3. Efeito da fragmentação florestal sobre a diversidade.....	7
2.3.1. Efeitos dependentes de variáveis de desenho (área e forma).....	8
2.3.2. Efeitos dependentes de variáveis de posicionamento.....	10
2.3.3. Efeitos dependentes da qualidade do ambiente.....	11
2.3.3.1. Efeitos de borda.....	13
2.3.4. Efeitos dependentes da heterogeneidade ambiental.....	15
2.4. Formicidae.....	17
2.5. Referências Bibliográficas.....	19
CAPITULO 2: Efeito da área e forma de fragmentos florestais sobre comunidades de formigas (Hymenoptera: Formicidae).....	32
Resumo.....	32
Abstract.....	33
1. Introdução.....	34
2. Material e métodos.....	36
2.1. Caracterização da área.....	36
2.2. Fragmentos florestais estudados.....	39
2.3. Coleta das formigas.....	39

2.4. Identificação dos Formicidae.....	40
2.5. Determinação da área e da forma dos fragmentos.....	40
2.6. Complexidade da forma dos fragmentos.....	41
2.7. Análise dos dados.....	41
2.7.1. Caracterização da fauna dos Formicidae.....	41
2.7.2. Indicadores de biodiversidade.....	42
Riqueza observada de espécies.....	42
Riqueza estimada de espécies.....	42
Índice de diversidade.....	42
Singletons e doubletons.....	43
2.7.3. Curva de acumulação de espécies.....	43
2.7.4. Abordagem estatística.....	44
3. Resultados e discussão.....	45
3.1. Composição da comunidade de Formicidae.....	45
3.2. Indicadores de biodiversidade.....	58
3.2.1. Riqueza observada de espécies.....	58
3.2.2. Riqueza estimada de espécies.....	61
3.2.3. Singletons e doubletons.....	63
3.2.4. Índice de diversidade.....	63
3.3. Efeito espécie/área sobre a comunidade de formigas.....	64
3.4. Complexidade da forma dos fragmentos e a riqueza de espécies.....	67
4. Conclusões.....	70
5. Referências bibliográficas.....	71
CAPÍTULO 3: Influência da heterogeneidade local sobre comunidades de formigas (Hymenoptera: Formicidae).....	79
Resumo.....	79
Abstract.....	80
1. Introdução.....	81

2. Material e Métodos.....	83
2.1. Local de estudo.....	83
2.2. Amostragem dos Formicidae.....	83
2.3. Coleta e processamento da serapilheira.....	83
2.4. Verificação das propriedades do solo.....	84
2.5. Escala de abordagem.....	85
2.5.1. Escala de ponto.....	85
2.5.2. Escala de fragmento.....	85
3. Resultados e discussão.....	87
3.1. Escala de abordagem.....	87
3.1.1. Escala de ponto.....	87
3.1.2. Escala de fragmento.....	89
3.1.2.1. Influência da serapilheira.....	89
3.1.2.2. Relação entre as variáveis bióticas e o solo.....	92
4. Conclusões.....	93
5. Referências bibliográficas.....	94

RESUMO

SANTOS, Mônica Silva. Estrutura da comunidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) em fragmentos de floresta semidecídua. Lavras: UFLA, 2004. 97p. (Dissertação – Mestrado em Agronomia, área de concentração Entomologia)*.

Objetivou-se verificar os fatores que podem estar envolvidos na determinação da riqueza de espécies de Formicidae (Insecta: Hymenoptera) em fragmentos florestais. Para isso, foram utilizadas a área e a complexidade de forma de 17 fragmentos de floresta estacional semidecídua da região do Alto do Rio Grande, Sul de Minas Gerais. O método do extrator de Winkler foi utilizado para capturar os Formicidae, com retirada de 15 amostras de 1m² da serapilheira por fragmento, com distância de 50 m entre elas. A área e o perímetro de cada fragmento foram usados para o cálculo da complexidade da forma. Estas variáveis foram relacionadas com a riqueza de espécie absoluta. Para testar a influência de fatores locais, tais como, disponibilidade de recurso e características do solo, sobre a riqueza e estrutura da comunidade de formigas de serapilheira foram coletadas 255 amostras de 1m² serapilheira florestal e separadas em nove frações: folhas (grandes, médias e pequenas), galhos (grossos, médios e finos), frutos + sementes, raízes e material peneirado. Estas foram secas em estufas e posteriormente pesadas. Os dados coletados foram analisados em escala de ponto e de fragmento. O peso total de serapilheira e o peso de cada fração foram usados como variáveis explicativas e a riqueza local de espécies de formigas como variável resposta em teste de regressão. Em escala de fragmento também se analisou o efeito das proporções de areia, silte e argila, presentes em seis amostras de solo, tomadas ao acaso, sobre a riqueza de formigas. Foram coletadas 142 espécies de formigas, distribuídas em 40 gêneros, 21 tribos e seis subfamílias. A riqueza de espécies nestes fragmentos não é influenciada pelo tamanho da área, mas pela complexidade da forma. Verificou-se que a complexidade da forma dos fragmentos é dependente de sua área. Outros fatores, que não somente a área e a forma do fragmento podem determinar a riqueza de espécies em fragmentos florestais. O material peneirado do Winkler, folhas pequenas e peso total influenciaram a riqueza de espécies das comunidades, em escala de ponto, enquanto que o peso de folhas pequenas, em escala de fragmento. Não houve influência das características de solo sobre a riqueza de espécies.

* Orientador: Júlio Neil Cassa Louzada - UFLA

ABSTRACT

SANTOS, Mônica Silva. Structure of the ant community (Hymenoptera: Formicidae) in semideciduous forest fragments. Lavras: UFLA, 2004. 97p. (Dissertation – Master in Agronomy, Major Entomology)*.

It was aimed to verify different factors which may be involved in determining the wealth of species of Formicidae (Insecta: Hymenoptera) in forest fragments. For that purpose, variables such as area and complexity of shape of the fragments were utilized. The study was accomplished in 17 seasonal semideciduous forest fragments of the Alto do Rio Grande region, South of Minas Gerais. For the capture of Formicidae, was used the Winkler extractor method in 15 samples of 1m² of litter, 50 m apart. The areas and the perimeter fragments were used for calculation of the complexity of the shape. These variables were related with the wealth of absolute species. To test the influence of local factors such as availability of resources and soil characteristics, upon the wealth and ant community structure of litter were collected 255 samples of 1m² forest litter and separated into nine fractions: leaves (large, average and small), branches (thick, average and thin), fruits + seeds, roots and sieved material. These were oven-dried with temperatures of 60°C for 48 hours and weighted, afterwards. The data collected were analyzed in point and fragment scale. The total weight of litter and the weight of each fraction were used as explicative variables and the local wealth of ant species as a response variable in a regression test. In fragment scale also the effect of the ratios of sand, silt and clay present in six soil samples, taken randomly upon the wealth of ants were analyzed. Were collected 142 species of ants, distributed into 40 genera, 21 tribes and six sub-families. The diversity indices and wealth showed a high diversity and wealth of species in the fragments studied. The wealth of species in these fragments is not influenced by the size of area but by the complexity of the shape. It was found the complexity of the fragments is dependant on its area. Other factors, which not only the area and the shape of the fragment may determine the wealth of these species. The results showed that Winkler sieved material, small leaves and total weight were the fractions which influenced the wealth of species of the communities at point scale. In fragment scale, the only variable which influenced the wealth of species was the weight of small leaves. Soil characteristics don't influence the wealth of ant species.

* Adviser: Júlio Neil Cassa Louzada - UFLA

CAPÍTULO 1

1 INTRODUÇÃO GERAL

A utilização dos recursos naturais de forma indiscriminada vem provocando efeitos nocivos aos ecossistemas em todo o mundo. Entre os ecossistemas perturbados ou destruídos pela ação antrópica destacam-se as florestas tropicais que abrigam pelo menos a metade do total das espécies vegetais e animais existentes no planeta (Myers, 1997). Apesar de sua grande importância, as florestas tropicais brasileiras primitivas (Mata Atlântica e Floresta Amazônica), que originalmente cobriam cerca de 50% do território, atualmente revestem apenas 37% da área original (Thibau, 2000). O panorama atual levou ao estabelecimento de leis que inibem o desmatamento e, conseqüentemente, a uma grande demanda de estudos que avaliem os efeitos de ambientes fragmentados sobre a diversidade, para que sejam estabelecidas políticas de conservação e manejo com bases científicas.

A destruição das florestas tropicais ou sua fragmentação são processos decisivos para que as espécies sejam extintas (perda de diversidade) ou se tornem mais vulneráveis à extinção. Mesmo quando uma parte das espécies sobrevive, terá sofrido uma redução significativa na diversidade genética das populações (Kageyama & Lepsch-Cunha, 2001). Comparações entre ecossistemas florestais naturais e remanescentes florestais mostram que são encontrados valores menores de diversidade naqueles que sofreram interferência antrópica (Power, 1996).

Os principais efeitos da fragmentação advêm da transformação de áreas contínuas de floresta em fragmentos de tamanho, grau de isolamento e formas diferentes (Lovejoy et al., 1986). O isolamento age negativamente sobre a riqueza de espécies dos fragmentos ao diminuir o potencial de imigração e de recolonização de populações, as quais ficaram isoladas e com número

insuficiente para manter sua viabilidade genética. Por consequência, as espécies restantes nesses locais tendem a tornar-se dominantes e, dessa forma, a diversidade do habitat diminui tanto pela redução da riqueza quanto pela equitatividade biológica (Hanson et al., 1990).

A perda de diversidade biológica em função da fragmentação florestal tem sido relatada para uma série de organismos, representando quase todos os reinos existentes (Bierregaard Jr. et al., 1992). Esta perda é refletida, na maioria das vezes, na relação espécie/área, em que quanto menor a área do fragmento menor o número de espécies que este abriga e menores as relações interespecíficas. Louzada (1996) supõe que, no conjunto de fragmentos de Mata Atlântica, não só a relação espécie/área, assim como também a estrutura da vegetação local, o grau de isolamento e a forma do fragmento atuam no controle das características comunitárias.

Dentro desse contexto, torna-se de fundamental importância desvendar os fatores que atuam na diminuição do tamanho das populações locais existentes nos fragmentos para que medidas preventivas, como regras de manejo e conservação das florestas tropicais da região Sudeste do Brasil sejam tomadas, quando possível. Desse modo, inventários biológicos são ferramentas básicas para levantamentos iniciais da diversidade biológica, bem como para monitorar alterações de diferentes componentes dessa diversidade, seja perante condições ambientais distintas, seja em resposta a impactos de processos naturais ou de atividades humanas (Lewinsohn, 2001).

Dentre os insetos, as formigas têm sido utilizadas como indicadoras da biodiversidade, fornecendo informações sobre o estado de conservação ou de degradação de ambientes devido às suas características ecológicas e biológicas: apresentam ampla distribuição, alta abundância local, alta riqueza de espécies, respondem rapidamente ao stress do meio, apresentam baixo risco de extinção

devido à amostragem, possuem muitos táxons especializados e são facilmente amostradas e identificadas (Alonso e Agosti, 2000).

Fatores locais, como interações entre populações, têm sido considerados forças muito importantes para a estrutura e manutenção local da riqueza de espécies das comunidades de formigas (Campos et al., 2003). Assim, é possível relacionar diversidade local dessas espécies com características do ambiente que, por sua vez, podem estar afetando a comunidade direta e indiretamente.

Fatores como a quantidade, disponibilidade e heterogeneidade espacial dos recursos, assim como as condições microclimáticas podem ser importantes na determinação da riqueza local de espécies de formiga em serapilheira (Fowler & Delabie, 1995; Andrew et al., 2000; Soares et al., 2001).

Diante desse contexto, tentando incrementar o conhecimento da fragmentação florestal foram escolhidos os Formicidae para avaliar como estes respondem ao processo de fragmentação na região do Alto do Rio Grande, testando as seguintes hipóteses:

- 1) em fragmentos florestais maiores, encontram-se mais espécies de Formicidae;
- 2) a complexidade da forma dos fragmentos florestais determina a riqueza de espécies de formigas;
- 3) fatores locais influenciam na riqueza e estrutura da comunidade de formigas de serapilheira nestes remanescentes florestais.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Fragmentação florestal

A constante ocupação humana de sistemas naturais, assim como a utilização indiscriminada dos recursos, aliadas à expansão agrícola, resultam na degradação dos solos e crescente aparecimento de fragmentos florestais (Louzada, 2000), os quais ficam isolados por paisagens antrópicas (Primack & Rodrigues, 2001). Segundo Chapin III et al. (2000), o que mais tem levado ao declínio da biodiversidade nos trópicos é a mudança no padrão do uso da terra.

As florestas tropicais, em especial as brasileiras, estão sendo destruídas ou fragmentadas, fazendo com que espécies sejam extintas ou se tornem mais vulneráveis à extinção (Primack & Rodrigues, 2001). A Mata Atlântica, principalmente, vem sofrendo degradação e fragmentação muito grande no decorrer da história do nosso país, passando por diversas fases de desmatamento associadas diretamente à economia nacional.

A Mata Atlântica está incluída entre os cinco mais ameaçados *hotspots* mundiais (Mittermeir et al., 1999; Myers et al., 2000; Fundação SOS Mata Atlântica, 2002). Da extensão original, de aproximadamente 1.200.000 km², restam hoje em torno de 92.000 km², ou seja, 7,5% da cobertura original (Mittermeir et al., 1999; Fundação SOS Mata Atlântica, 2002).

A fragmentação florestal constitui-se na transformação de uma extensa área florestal contínua em mosaicos isolados uns dos outros, circundados por uma matriz de baixa complexidade estrutural e biomassa diferente da original, tais como áreas agropastoris (Oliveira, 1997; Scheffler, 2002). O novo habitat é composto de vários elementos como matriz (áreas circundantes do fragmento), porções de habitat (fragmentos florestais) e corredores de vegetação (Louzada, 2000). Este processo afeta, de forma complexa, a biota nativa, o ciclo

hidrológico local e regional e as condições econômica e social da população local (Bierregaard & Stouffer, 1997).

Após seu isolamento, o fragmento florestal sofre diversas consequências, tais como o empobrecimento gradativo da diversidade biológica, diminuição da suas funções ecológicas e qualidade de vida das populações originais (Viana e Tabanez, 1996). Muitos organismos são eliminados de seus ambientes originais, como por exemplo, os predadores do topo da cadeia alimentar, pois requerem área maior para sobrevivência, além de espécies endêmicas e migratórias e aquelas de hábitos gregários (Schellas & Grenberg, 1996). Numerosas espécies de mamíferos, pássaros e insetos têm migração dificultada ou impedida entre os fragmentos, conseqüentemente afetando os processos de polinização e dispersão de sementes, atingindo diretamente as espécies vegetais que dependem exclusivamente de animais para sua manutenção (Brooker et al., 1999). As espécies que conseguem manter-se nos fragmentos tendem a tornar-se dominantes, diminuindo a riqueza e equitabilidade biológica (Hanson et al., 1990). Ainda como conseqüência da fragmentação, há possibilidade de aumentar invasão de espécies exóticas, além do contato com espécies animais e vegetais domésticas, aumentando a possibilidade de ocorrência de patógenos e pragas não próprias àqueles ambientes.

A fragmentação florestal tem sido objeto de interesse crescente na literatura científica, tanto para investigar seus efeitos sobre a persistência das espécies associadas ao habitat intacto (Bierregaard et al., 1992; Laurence et al., 1997; Boswell et al., 1998; Didham et al., 1998), quanto para investigar a função de fragmentos florestais para a manutenção da biodiversidade local (Turner & Corlett, 1996; Roland & Taylor, 1997). Ambas abordagens são de extrema importância, pois, ao avaliar as consequências da redução e isolamento de populações, pode-se prever o destino de espécies em fragmentos florestais e o

planejamento efetivo de programas de manejo em pequenas áreas de florestas, minimizando os impactos sobre estes ambientes alterados.

2.2 Teoria da fragmentação de ambientes

A fragmentação de ecossistemas pode ser resultado de causas naturais, como por exemplo, isolamento de parte da vegetação pela alteração do nível do mar, ou por causas não naturais (indução humana), como o isolamento de áreas contínuas de florestas em pedaços espalhados de habitats perturbados (DeSouza et al. 2001). O processo de fragmentação traz conseqüências negativas para a conservação da diversidade biológica, pois diferenças na complexidade estrutural resultam na alteração do microclima, redução do habitat, perda de indivíduos reprodutivos, modificação ou eliminação das relações ecológicas entre espécies que afetam a capacidade dos organismos sobreviverem nestas “porção de habitats”.

A compreensão dos efeitos da fragmentação florestal está centrada em fundamentos da teoria de “biogeografia de ilhas”, proposta por MacArthur e Wilson (1967), que teve início com estudos de ilhas oceânicas. Por meio desta teoria foi possível fornecer suporte teórico para estudos de mosaicos criados pelo homem, uma vez que envolve modelos descritivos e preditivos da variação da diversidade em função do tamanho da ilha.

Para compreender os efeitos da fragmentação, deve-se considerar os fragmentos florestais como componentes de um mosaico, constituindo uma grande matriz. Dentro desse desenho da paisagem, há uma necessidade maior de entendimento da perturbação a que os fragmentos florestais e as matrizes foram submetidos na distribuição dos recursos naturais e na dinâmica das populações das plantas e animais. É nesse sentido que se dá a aplicação da teoria da biogeografia de ilhas (Barros Filho, 1999).

Segundo Viana et al. (1992), a aplicação da Teoria da Biogeografia de Ilhas para ecossistemas terrestres, em especial fragmentos florestais, deve ser feita com muita cautela, porque a direção dos processos populacionais é oposta. Enquanto em ilhas oceânicas, tem-se a colonização de novas ilhas por meio da chegada das espécies, em fragmentos, tem-se a extinção local de espécies pelo simples desaparecimento físico ou declínio gradual das populações. Em ilhas, o isolamento é determinado pela distância entre ilhas, enquanto em que fragmentos, o isolamento não só depende da distância, como também do tipo de vizinhança. Outra diferença é que, em fragmentos, a dinâmica das comunidades é afetada por perturbações antrópicas e pelo efeito de borda, o que não acontece em ilhas, pois são circundadas por ambientes neutros ou inóspitos.

Diante dessas limitações e resultados de estudos sobre a distribuição de ambientes fragmentados, ressurge a teoria que veio dar suporte à Biogeografia de Ilhas, que é a Teoria da Dinâmica de Metapopulações, proposta pelo ecólogo norte-americano Richard Levins em 1970, suprimindo deficiência dos modelos clássicos de dinâmica de populações vizinhas. Essa teoria tem a vantagem de reconhecer que as populações locais são dinâmicas e que há movimento de organismos de uma população local para outra (Olivieri et al., 1990; Stacey & Taper, 1992). Modelos metapopulacionais mais simples não levam em conta o tamanho das populações locais, computando apenas sua presença e ausência nos fragmentos (Marini Filho & Martins, 1999).

2.3 Efeitos da fragmentação florestal sobre a biodiversidade

Diversidade biológica, no seu nível mais simples, pode ser definida como o número de espécies encontradas em uma comunidade (Primack & Rodrigues, 2001). Esta diversidade pode ser expressa, em primeira instância, pelos papéis ecológicos que estas espécies desempenham, a maneira como a composição de espécies varia ao longo de uma região e do tempo, pelos

agrupamentos de espécies que ocorrem em determinadas áreas, juntamente com os processos e interações que ocorrem dentro e entre estes sistemas (Heywood, 1995).

De acordo com Begon et al. (1997), pode-se interpretar a diversidade em diferentes escalas, como por exemplo, a diversidade pontual, que é o número de espécies encontrados numa amostra; diversidade local (diversidade alfa), número de espécies encontradas num conjunto de amostras a uma distância não muito grande, assim como a diversidade beta, que se refere à variação existente entre locais dentro de uma mesma região.

Quando ocorre uma modificação na estrutura vegetacional, há uma influência direta na composição da fauna local (Marini, 2001; Oliveira, 2001). Isto ocorre porque mudanças na luminosidade, temperatura, umidade e outras características que funcionam como suporte para reprodução, nidificação, forrageamento e desenvolvimento das espécies, num determinado ambiente, vão afetar diretamente a biologia destas espécies (Schwarzkopf & Rylands, 1989; Doube & Wardhalgh, 1991; Marini, 2001).

Em um fragmento, os organismos que estão no interior são expostos a condições adversas da matriz, devido aos efeitos de borda (Murcia, 1995). As mudanças causadas pelas alterações de habitats, tanto nas bordas como no interior do fragmento, levam à substituição da fauna original por espécies invasoras, típicas de ambientes vizinhos (Louzada et al., 1996) e ainda mudança na dinâmica biológica do fragmento, ocasionando aumento populacional de espécies competidoras, podendo estas serem extintas por sua baixa densidade (D'Antonio et al., 2001).

2.3.1 Efeitos dependentes de variáveis de desenho (área e forma)

Os principais fatores que afetam a dinâmica de fragmentos florestais são: tamanho, forma, grau de isolamento, tipo de vizinhança e histórico de

perturbações (Viana et al., 1992). Esses fatores apresentam relações com fenômenos biológicos que afetam a natalidade e a mortalidade de organismos como, por exemplo, o efeito de borda, a deriva genética e as interações entre plantas e animais (Viana & Pinheiro, 1998).

A relação entre a área dos fragmentos e seus atributos ecológicos, especialmente a diversidade de espécies, é um elemento central da teoria de biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson, 1967). A distribuição das classes de tamanho dos fragmentos na paisagem é de suma importância para o desenvolvimento de estratégias para a conservação da biodiversidade (Viana et al., 1992).

O estudo dos efeitos da área sobre a diversidade de espécies em ambientes fragmentados é justificado pela dificuldade de avaliar todos os fatores responsáveis pela alteração da estrutura das comunidades biológicas em fragmentos de florestas (Louzada, 1996). O estudo da relação espécie-área foi enfatizado após apresentação do modelo da curva espécie-área por Arrhenius (1921), que mostrou ser possível a previsão do número de espécies em um local a partir de sua área, tendo, a partir daí, o surgimento de vários estudos (Rankin-de-Merona & Ackerly, 1987). Segundo Roche & Dourojeanni (1985), estas curvas são mais ou menos padronizadas e a conversão logaritmica das espécies e das áreas produz uma relação linear. Em função das relações de número de espécies/áreas, os autores mostram que, em termos médios, uma reserva excluiria 30% das espécies da comunidade original para cada redução de 10 vezes em sua área total.

Segundo Viana (1990), em fragmentos menores, as populações existentes tendem a conter poucos indivíduos, aumentando, desse modo, o declínio das populações, interferindo na sustentabilidade dos fragmentos. Espera-se que, em fragmentos pequenos, a dinâmica dos ecossistemas seja coordenada pelos fatores externos. Dessa maneira, quanto maior um

remanescente, maior sua área interior que não sofre interferências de mudanças ambientais associadas às bordas (Saunders et al., 1991).

Outro aspecto a ser considerado é a forma do fragmento. Mudanças na luminosidade, temperatura, umidade e velocidade do vento são mais pronunciadas na periferia e diminuem na direção do interior do fragmento. Desse modo, a forma é de suma importância, pois fragmentos estreitos podem ser totalmente afetados por estes fatores, enquanto que os de forma circular ou arredondada são menos afetados pelo distúrbio do isolamento, possuindo uma maior área intacta do que sob o efeito de borda (Almeida Júnior, 1999). A complexidade de forma dos fragmentos é relevante na estrutura da comunidade, influenciando de modo positivo na diversidade de espécies (Louzada, 2000).

2.3.2 Efeitos dependentes de variáveis de posicionamento

O grau de isolamento de um fragmento pode ser definido como a média das distâncias até os vizinhos mais próximos (Forman & Godron, 1986). Por influenciar na dinâmica e estrutura dos fragmentos florestais, o grau de isolamento constitui-se de um importante fator. Em áreas onde se observa uma pequena densidade de fragmentos, o grau de isolamento pode ter grande influência, pois o número de imigrantes diminui em função do grau de isolamento do fragmento, o que reduz o “efeito resgate” (recuperação de populações localmente extintas por recolonização), podendo comprometer a biodiversidade destes (Brown & Kodric-Brown, 1977).

O isolamento age negativamente sobre a riqueza de espécies dos fragmentos ao diminuir o potencial de imigração e de recolonização de populações, as quais ficaram isoladas e com número insuficiente para manter sua viabilidade genética.

Em relação à vizinhança dos fragmentos, esta característica pode influenciar a sua diversidade, dinâmica e sustentabilidade. De acordo com Viana

(1990), estas áreas vizinhas podem funcionar como fontes de propágulos e animais, barreira para trânsito de animais, fontes de poluentes e de perturbação ou ainda como modificadores climáticos. Bierregaard et al. (1992) mostraram que a distância de 80m de entre um fragmento de floresta contínua na Amazônia funcionou como barreira de movimento para alguns insetos, mamíferos e um grande número de pássaros de sub-bosque.

Como o grau de isolamento afeta o fluxo gênico entre os fragmentos florestais e, portanto, a sustentabilidade de populações naturais (Kageyama & Lepsch-Cunha, 2001), este tem grande importância na manutenção de corredores ecológicos. Entende-se por corredores, faixas de vegetação formadas por regeneração natural ou reflorestamento, entre um remanescente de vegetação primária ou de vegetação em estágio médio a avançado de regeneração, capaz de propiciar hábitat ou servir de área de trânsito para fauna residente nos fragmentos (CONAMA, 1993). De forma mais ampla, os corredores podem ser considerados como uma complementação de hábitat para a fauna dos fragmentos existentes, aumentando a possibilidade de interações destas espécies animais com a vegetação existente (Tewksbury et al., 2002). Esta interconexão entre os ambientes contribui para o aumento do fluxo gênico, assim como a diminuição das possibilidades de extinção local.

2.3.3 Efeitos dependentes da qualidade do ambiente

Com a fragmentação, vários são os efeitos sobre o relevo, clima, solo e água do ambiente. A cobertura do solo torna-se pouco diversa, e a biomassa e a estrutura tornam-se complexas, devido à compactação ou revolvimento das camadas do solo. Isso resulta em mudanças no microclima, especialmente nas extremidades e bordas. Devido à área de entorno, geralmente ocupada por área agrícola ou pastagens, o sub-bosque do fragmento fica exposto a fatores microclimáticos diferentes das anteriores, com a radiação solar alcançando o

solo diretamente. Em consequência dessa variação, as temperaturas próximas ao solo tendem a aumentar, trazendo consequências para a flora e fauna locais (Murcia, 1995). Além disso, com a mudança de interceptação da pluviosidade pela retirada da vegetação, ocorre uma alteração na taxa de umidade do solo, com prejuízo à ciclagem de nutrientes (Schellas & Grenberg, 1996).

Um outro efeito que deve ser considerado é a fertilidade do solo, pois solo com baixa fertilidade reflete em uma baixa produtividade primária e uma pobre qualidade de serapilheira (Fittkau & Klinge, 1973), fonte alimentar da maioria da fauna de invertebrados em ambientes de florestas. Didham (1997) considerou a baixa fertilidade dos solos da Amazônia como uma possível causa de baixa densidade dos invertebrados de serapilheira.

As florestas naturais apresentam uma rica entomofauna, em que cada árvore contribui com alimento e abrigo para os insetos, os quais ocupam uma ampla faixa de microhabitats, explorando uma grande variedade de alimentos (Berti Filho, 1995). As formigas constituem um dos grupos de insetos abundantes nas florestas tropicais (Wilson, 1979). Como a maioria dos invertebrados, executam um importante papel na ecologia de praticamente todo o habitat (Fowler et al. 1991, Gotwald, 1995), sendo elementos importantes na ciclagem de nutrientes (Fowler et al., 1991), além de serem removedoras de sementes, herbívoras, detritívoras e predadoras. Em florestas tropicais, formigas removedoras de sementes que nidificam normalmente em galhos caídos sobre o chão podem ter influência sobre a regeneração florestal (Levey e Byrne, 1993). Segundo Nkem et al. (2000), atividades de forrageamento e construção de ninhos de formigas aumentam o nível de nutrientes do solo, porosidade e estabilidade de agregados, melhorando a qualidade de solos impactados.

2.3.3.1 Efeitos de borda

Dentre as alterações decorrentes da fragmentação de hábitat, uma das maiores é o aumento na proporção de bordas expostas a outros hábitats. Em ecologia da paisagem, bordas são definidas como áreas de transição entre as unidades que compõem a paisagem, tendo características que dependem das escalas espacial e temporal, bem como das forças das interações entre estas unidades. Faaborg et al. (1992) definem borda como a junção entre dois tipos de hábitats em estágios sucessionais diferentes e Murcia (1995), como sendo o resultado da interação entre dois ecossistemas adjacentes, separados por uma transição abrupta.

Murcia (1995) caracterizou três tipos de efeitos de borda: abiótico, biótico direto e biótico indireto. Os efeitos abióticos envolvem as mudanças ambientais físicas, como temperatura, intensidade de luz, umidade e vento. Os bióticos diretos envolvem as mudanças na distribuição e abundância das espécies, em decorrência das alterações nas condições abióticas próximas à borda, enquanto os efeitos bióticos indiretos resultam nas mudanças das interações entre as espécies como herbivoria, predação, parasitismo, dispersão e polinização.

Num hábitat fragmentado há aumento drástico na quantidade de borda, tornando-se o microambiente diferente daquele no interior da floresta (Primack & Rodrigues, 2001), afetando algumas características biológicas que podem se estender por grandes distâncias dentro dos hábitats (Marini et al., 1995; Murcia, 1995). Os efeitos de borda podem ser evidentes até 500 m para dentro da floresta (Laurence, 1991), mas, freqüentemente, podem ser notados nos primeiros 35 metros (Rodrigues, 1998). Esses efeitos poderão ser maiores ou menores, dependendo do tamanho e forma do fragmento, sua vizinhança e posição na paisagem, além do seu grau de isolamento (Viana et al., 1992).

De acordo com Bruna (2001), os indivíduos podem sofrer modificações fisiológicas, que influenciam o seu desenvolvimento e crescimento, quando ocorrem mudanças nas condições abióticas. Além disso, muitas espécies de plantas e animais, que são adaptados de forma precisa a uma determinada temperatura, umidade e luminosidade, podem ser eliminadas dos fragmentos de floresta. O mesmo ocorre com as espécies nativas tolerantes à sombra e animais sensíveis a umidade, como os anfíbios, que são rapidamente eliminados pela fragmentação, causando uma mudança na composição das espécies dentro da comunidade (Primack & Rodrigues, 2001).

Conseqüências ambientais da criação de novas bordas em fragmentos florestais estão sendo estudadas no Brasil e mostram, por exemplo, um aumento na penetração de raios solares e ao vento que, por sua vez, eleva a temperatura e a evapotranspiração, reduzindo a umidade do ar e do solo e criando condições favoráveis à ocorrência de stress hídrico mais pronunciado que no interior da floresta (Kapos, 1989). Estas particularidades microclimáticas determinam as comunidades vegetais e animais que se instalam no ambiente de borda. A extensão dos efeitos de borda depende das condições do meio, assim como das espécies e dos fatores ecológicos considerados (Metzger, 1999).

As respostas da fauna aos efeitos de borda podem ser bastante complexas (Didham, 1997). Alguns taxa podem se beneficiar das condições adversas da borda, ou simplesmente não sofrerem com sua proximidade, como algumas espécies de rãs na Amazônia Central (Gascon, 1993).

Majer et al. (1997), em estudos do efeito de borda sobre a fauna de formigas da serapilheira na Mata Atlântica do Sul da Bahia, encontraram tendências definidas para o número de espécies, que foi maior no ponto mais interno da floresta e menor mais próximo da borda. Em fragmentos florestais na Amazônia, o efeito de borda afetou a riqueza e composição de espécies de formigas de serapilheira (Carvalho & Vasconcelos, 1999).

2.3.4 Efeitos dependentes da heterogeneidade ambiental

Recentemente houve um considerável progresso na investigação do efeito da heterogeneidade ambiental sobre os organismos e os processos ecológicos. Alguns pesquisadores observaram que o aumento da diversidade biológica pode ser favorecido pela heterogeneidade do hábitat, mas existe pouco fundamento em relação ao efeito da diversidade sobre a heterogeneidade (Lawton, 2000).

Fatores como a quantidade, disponibilidade e heterogeneidade espacial dos recursos, assim como as condições microclimáticas podem ser importantes na determinação da riqueza local de espécies de formigas em serapilheira (Fowler & Delabie, 1995; Andrew et al., 2000; Soares et al., 2001). Nos trópicos, o número de espécies de formigas coexistentes aumenta com a complexidade estrutural do hábitat (Samways, 1983). Ambientes mais complexos favorecem a diversidade de formigas por favorecer maior especialização dos sítios de nidificação, possuírem maior disponibilidade de recursos alimentares (Castro & Queiroz, 1987) e reduzir padrões de dominância (Carrol & Risch, 1984).

A serapilheira, importante componente dos ecossistemas florestais, compreende o material precipitado ao solo pela biota, o que inclui principalmente folhas, ramos, frutos, raízes, galhos, flores e sementes, além de microrganismos, insetos e resíduos animais (Williams et al., 1990). A serapilheira ou "litter" é produzida por meio da queda do folheto que, após sua mineralização pelos microrganismos, fornecem nutrientes assimilados pelas plantas, promovendo uma reciclagem da matéria no sistema solo-planta. Desse modo, a produção de serapilheira e a devolução de nutrientes em ecossistemas florestais constituem a via mais importante do ciclo biogeoquímico (relação dos nutrientes no esquema solo-planta-solo).

Os vários organismos ativos na decomposição incluem bactérias, fungos, protozoários, nematóides, macro e microartrópodes, entre outros. As bactérias e fungos podem ser significantes na reciclagem de nutrientes da serapilheira para as raízes. Em florestas tropicais, a decomposição é medida, principalmente, por bactérias e fungos, sendo os fungos especialmente importantes (Swift et al., 1979; Oliveira, 1997).

Os invertebrados influenciam na decomposição da serapilheira de forma direta e indireta. A influência direta tem relativamente pouca importância já que representa apenas cerca de 5% a 10% do metabolismo total do solo e consiste na passagem da serapilheira através dos intestinos e subsequente digestão e assimilação do material. O papel indireto mais importante dos invertebrados envolve fatores como a inoculação da serapilheira com microflora e alteração da atividade da microflora pelo pastejo e fragmentação do folheto com a atividade de alimentação (Douce & Crossley, 1982; Gisler, 1995).

A comunidade de serapilheira tem despertado a atenção de pesquisadores por sua grande biodiversidade e importância ecológica. As formigas constituem uma parte abundante dessa comunidade (York, 1999), onde apresentam grande importância ecológica, já que podem ser responsáveis pela regulação da composição e abundância de comunidades de outros insetos e plantas (Hölldobler & Wilson, 1990).

Fatores locais, como interações entre populações, têm sido considerados muito importantes para a estrutura e manutenção local da riqueza de espécies das comunidades de formigas. Entretanto, estudos com formigas em serapilheira e solo não demonstram evidência de que interações como a competição seja um fator estruturador destas comunidades (Yanoviak & Kaspari 2000; Soares & Schoereder 2001; Soares et al., 2001; Campos et al., 2003). Assim, a diversidade local dessas espécies pode ser relacionada com características do ambiente que, por sua vez, podem estar afetando a comunidade direta e indiretamente.

Para formigas de serapilheira, recursos como alimento e local para nidificação são efêmeros, mas há uma renovação constante com possível manutenção de abundância. Sabe-se que neste ambiente há uma grande variação de riqueza local de espécies, assim como indícios de que há um maior número de ninhos em determinadas frações da serapilheira. Soares & Schoereder (2001) relataram que as frações mais usadas pelas formigas como locais de nidificação foram: ramos, folhas enroladas, frutos, folheto, sementes e solo, tendo 65% dos ninhos encontrados em ramos.

2.4 Formicidae

A família Formicidae abrange todas as espécies de formigas distribuídas atualmente em 16 subfamílias, 296 gêneros e cerca de 11.000 táxons descritos (Alonso & Agosti, 2000). É um grupo relativamente uniforme em termos morfológicos e bastante variáveis em termos ecológicos e comportamentais.

As formigas são consideradas insetos numericamente abundantes na maioria dos ecossistemas terrestres, constituindo cerca de 15% da biomassa animal em uma área da Amazônia Central. Em termos quantitativos, nenhum outro grupo animal superou estes parâmetros (Fittkau & Klinge, 1973).

Este grupo de insetos apresenta ampla distribuição, ocorrendo em todas as regiões zoogeográficas, sendo encontradas desde as tundras subárticas até a floresta úmida equatorial, dos pântanos aos desertos, das costas até grandes altitudes (Bolton 1994). Por apresentar ampla riqueza e fundamental importância no ecossistema, as formigas são bastante estudadas no mundo inteiro. Esse grupo, entre os invertebrados, é um dos principais capaz de colonizar ambientes terrestres com poucos recursos para o desenvolvimento da vida, como praias (Woodroff & Majer, 1981), dunas (Boomsma & Van Loon, 1982), áreas de minas (Majer & Nichols, 1998), áreas agropastoris (Majer et al., 1997; Vasconcelos et al., 2001), entre outros.

Em muitas regiões do planeta, as formigas são um dos grupos de insetos com papel importante na pirâmide de fluxo de energia (Majer, 1983), pois desempenham importantes funções nos processos dos ecossistemas. As formigas apresentam importantes relações com plantas e animais. São consideradas como predadoras de sementes e de artrópodos (Moutinho, 1998; Nepstad et al., 1998; Holldobler & Wilson, 1990), polinizadoras (Young, 1981), dispersoras de sementes (Moutinho, 1998), “guarda-costa” de algumas plantas (Janzen, 1987; Oliveira & Brandão, 1991). Também participam da ciclagem de nutrientes (Coutinho, 1979; Weber, 1982), na sucessão vegetal (Vasconcelos & Cherrett, 1998) e no controle biológico de pragas (Majer & Queiroz, 1993; Majer & et al., 1994).

Devido à sua grande importância ecológica, possuem distribuição geográfica ampla, alta riqueza local e regional, dominância numérica, terem a taxonomia e ecologia relativamente bem conhecida, serem sensíveis a mudanças na condição do ambiente, serem facilmente amostradas, os Formicidae tem alto potencial de serem empregados como modelo em estudos de biodiversidade (Alonso & Agosti, 2000). Alguns trabalhos têm avaliado sua utilização como indicadores da qualidade ambiental ou de diversidade de espécies nas comunidades (Marinho et al., 2002; Ramos et al., 2003; Kaspari & Majer, 2000; Alonso, 2000; Brandão 1999) e efeito da fragmentação sobre a comunidade de formigas (Vasconcelos, 1998, 1999; Carvalho & Vasconcelos, 1999; Vasconcelos et al., 2001; Nascimento et al., 2003). O levantamento das espécies nos diferentes fragmentos de floresta nativa pode caracterizar o impacto do processo de fragmentação sobre a diversidade destes insetos, por serem consideradas um bom grupo testemunho das conseqüências desses impactos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA JÚNIOR, J. S. de. **Florística e fitossociologia de fragmentos da floresta estacional semidecidual, viçosa, Minas Gerais**. 1999. 148 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, MG.
- ALONSO, L. E. Ants as indicators of diversity. In: AGOSTI, D.; MAJER, J. D.; ALONSO, L. E.; SCHULTZ T. R. **Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity**. Washington: Smithsonian Institution, 2000. p. 80-88.
- ALONSO, L. E.; AGOSTI, D. Biodiversity studies, monitoring, and ants: an overview. In: AGOSTI, D.; MAJER, J. D.; ALONSO, L. E.; SCHULTZ, T. R. **Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity**. Washington: Smithsonian Institution, 2000. p. 1-8.
- ANDREW, N.; RODGERSON, L.; YORK, A. Frequent fuel-reduction burning: the role of logs and associated leaf litter in the conservation of ant biodiversity. **Austral Ecology**, Carlton, v. 25, n. 1, p. 99-107, Feb. 2000.
- ARRHENIUS, O. Species and area. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 9, n. 1, p. 95-99, Feb. 1921.
- BARROS FILHO, L. Fundamentos da teoria de biogeografia de ilhas. In: **Forest' 99. Anais...** Curitiba, 1999.
- BEGON, M.; HARPER, J. L.; TOWNSEND, C. R. **Ecology: individuals, populations and communities**. Oxford: Blackwell Science, 1997. 1068 p.
- BERTI FILHO, E. Cupins e florestas. In: BERTI FILHO, E.; FONTES, L. R. **Aspectos atuais da biologia e controle de cupins**. Piracicaba: FEALQ, 1995. p. 127-140.
- BIERREGARARD Jr., R. O.; LOVEJOY, T. E.; KAPOV, V.; SANTOS, A. A.; HUTCHINGS, R. W. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. **Bioscience**, Washington, v. 42, n. 11, p. 859-866, Dec. 1992.
- BIERREGAARD Jr., R. O.; STOUFFER, P. C. Undestory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian rainforest. In: LAURENCE, W. F.;

- BIERREGAARD Jr., R. O. (Ed.). Tropical forest remnants: ecology management and conservation of fragmented communities. Chicago: The University of Chicago Press, 1997. p. 138-155.**
- BOLTON, B. Identification guide to the Ant genera of the world. London: Harvard University Press, 1994. 222 p.**
- BOOMSMA, J. J.; VAN LOO, A. J. Structure and diversity of ant communities in successive coastal dune valleys. *Journal of Animal Ecology*, Oxford, v. 51, n. 3, p. 957-974, 1982.**
- BOSWELL, G. P.; BRITTON, N. F.; FRANKS, N. R. Habitat fragmentation, percolation theory and the conservation of a keystone species. *Proceedings of the Royal Society of London, Serie B, Biological Science*, London, v. 265, n. 1409, p. 1921-1925, Oct. 1998.**
- BRANDÃO, C. R. F. Família Formicidae. In: JOLY, C. A.; BICUDO. Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX, 5: invertebrados terrestres. São Paulo: FAPESP, 1999. 279 p.**
- BROOKER, L.; BROOKER, M.; CALE, P. Animal dispersal in fragmented habitat: measuring habitat connectivity, corridor use, and dispersal mortality. *Conservation Ecology*, v. 3, n. 1, p. 4, 1999. Disponível em: <<http://www.consecol.org/vol3/iss1/art4>>. Acesso em: 20 set. 2003.**
- BROWN, J. H.; KODRIC- BROWN, A. Turnover rates in insular biogeography: Effect of immigration on extinction. *Ecology*, Washington, v. 58, n. 2, p. 445-449, 1977.**
- BRUNA, E. Effect of habitat fragmentation on the growth, reproduction and population dynamics in Amazonian understory herb (*Heliconia acuminata*: Heliconiaceae). 2001. 226 p. Tese (Doctor in Biology) - University of California Davis, California.**
- CAMPOS, R. B. F.; SCHOEREDER, J. H.; SPERBER, C. F. Local determinants of species richness in litter ant communities (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology*, Chicago, v. 41, n. 2, p. 357-367, 2003.**
- CARROL, C. R.; RISCH, S. J. The dynamics of seed harvesting in early successional communities by tropical ant, *Solenopsis geminata*. *Oecologia*, New York, v. 61, n. 3, p. 15-21, 1984.**

CARVALHO, K. S.; VASCONCELOS, H. L. Forest fragmentation in Central Amazonia and its effects on litter-dwelling ants. **Biological Conservation**, Oxford, v. 91, n. 2/3, p. 151-157, Dec. 1999.

CASTRO, A. G.; QUEIROZ, M. V. B. Estrutura e organização de uma comunidade de formigas em agro-ecossistemas tropical. **Anais da Sociedade Entomologica do Brasil**, Porto Alegre, v. 16, n. 2, p. 363-375, 1987.

CHAPIN III, F. S.; ZAVALA, E. S.; EVINER, V. T.; NAYLOR, R. L.; VITOUSEK, P. M.; REYNOLD, H. L.; HOOPER, D. U.; LAVOREL, S.; SALA, O. E.; HOBBI, S. E.; MACK, M. C.; DIAS, S. Consequences of changing biodiversity. **Nature**, London, v. 405, n. 6783, p. 234-242, May 2000.

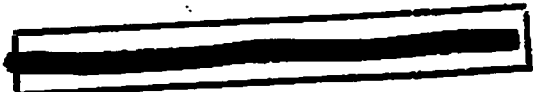
CONAMA, 1993. **Resolução CONAMA**, nº 10, 01 de out. de 1993. Brasília: MMA.

COUTINHO, L. M. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado III. A precipitação de nutrientes minerais. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 2, p. 97-102, 1979. Único.

D'ANTÔNIO, C.; MEYERSON, A.; DENSLOW, J. Exotic species and conservation: Research needs. In: SOULÉ, M. E.; ORIANI, G. H. (Ed.). **Conservation biology: research priorities for the next decade**. Washington: Island Press, 2001. p. 59-80.

DESOUZA, O.; SCHOEREDER, J. H.; BROWN, V.; BIERREGAARD Jr., R. O. A Theoretical Overview of the Processes Determining species Richness in Forest Fragments. In: BIERREGAARD Jr., R. O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; MESQUITA, R. (Ed.). **Lessons from Amazonia – the ecology and conservation of a fragmented forest**. Michigan: Sheridan Books, 2001. p. 13-21.

DIDHAM, R. The influence of edge effects and forest fragmentation on leaf litter invertebrates in Central Amazonia. In: LAURENCE, W. F.; BIERREGAARD Jr., R. O. (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology management and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago Press, 1997. p. 55-70.



DIDHAM, R. K.; LAWTON, J. H.; HAMMOND, P. M.; EGGLETON, P. Trophic structure stability and extinction dynamics of beetles (Coleoptera) in tropical forest fragments. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B, Biological Science*, London, v. 353, n. 1367, p. 437-451, Mar. 1998.

DOUBE, B. M.; WARDHALGH, K. G. Habitat associations and niche partitioning in an island dung beetle community. *Acta Oecologica*, Paris, v. 12, n. 4, p. 451-459, 1991.

DOUCE, G. H.; CROSSLEY JR, D. D. The effect of soil fauna on litter mass loss and nutrient loss dynamics in arctic tundra at Barrow, Alaska. *Ecology*, Washington, v. 63, n. 2, p. 523-537, 1982.

FAABORG, J.; BRITTINGHAM, M.; DONOVAM, T.; BLAKE, J. Habitat fragmentation in the temperate zone a perspective for managers. In: FINCH, D. M.; STANGEL, P. W. (Ed.). *Proceedings status and management of neotropical migratory birds*. Fort Collins: Rocky Mountain Forest Experimental Station, 1992. p. 331-338. (General Technical Report R. M-22).

FITTKAU, E. J.; KLINGE, H. On biomass and trophic structure of the Central Amazonian rain forest ecosystem. *Biotropica*, St. Louis, v. 5, n. 1, p. 2-14, 1973.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. *Landscape ecology*. New York: John Wiley, 1986. 619 p.

FOWLER, H.; DELABIE, J. H. C. Resource partitioning among epigeaic and hypogaeic ants (Hymenoptera: Formicidae) of Brazilian cocoa plantation. *Ecologia Austral*, v. 5, p. 117-124, 1995.

FOWLER H. G.; DELABIE, J. H. C.; BRANDÃO, C. R. F.; FORTE, L. C.; VASCONCELOS, H. L. Ecologia nutricional de formigas. In: PANIZZI, A. R.; PARRA, J. R. P. (Ed.). *Ecologia nutricional de insetos e suas implicações no manejo de pragas*. Rio de Janeiro: Manole/CNPQ, 1991. p. 131-209.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. *Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados a Mata Atlântica no período de 1995-2000*, 2002. Disponível em: <www.sosmatatlantica.org.br>. Acesso em: 29 out. 2003.

GASCON, C. Breeding-habitat use by Amazonian primary-forest frogs species at forest edge. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 2, n. 4, p. 438-444, Aug. 1993.

GISLER, C. V. T. O uso de serapilheira na recomposição da cobertura vegetal em áreas mineradas de bauxita, Poços de Caldas, MG. 1995. 147 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de São Paulo. Instituto de Biociências, São Paulo.

GOTWALD, W. H. Army ants: the biology of social predation. In: GERGE, C. E. (Ed.). **The Cornell series in arthropod biology**. London: Cornell University Press, 1995. 302 p.

HANSON, J. S.; MALASON, G. P.; ARMSTRONG, M. P. Landscape fragmentation and dispersal in a model of riparian forest dynamics. **Ecological Modeling**, Amsterdam, v. 49, n. 3/4, p. 277-296, Jan. 1990.

HEYWOOD, V. H. **Global biodiversity assessment**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. 1140 p.

HÖLLDOBLER, B.; WILSON, E. O. **The ants**. Belknap: Massachusetts, 1990. 731 p.

JANZEN, D. H. Insect diversity of a Costa Rican dry Forest: why keep it and how? **Biological Journal of the Linnean Society**, London, v. 30, n. 4, p. 343-356, Apr. 1987.

KAGEYAMA, P.; LEPSCH-CUNHA, N. M. Singularidade da Biodiversidade nos trópicos. In: GARAY, I.; DIAS, B. (Org.). **Conservação da biodiversidade nos trópicos**. Petrópolis: Ed. Vozes, 2001. p. 199-214.

KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 5, n. 2, p. 173-185, May 1989.

KASPARI, M.; MAJER, J. D. Using ants to monitor environmental change. In: AGOSTI, D.; MAJER, J. D.; ALONSO, L. E.; SCHULTZ, T. R. **Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity**. Washington: Smithsonian Institution, 2000. p. 89-98.

LAURANCE, W. F. Edge effects in tropical forest fragments: Application of a model for the design of nature reserves. *Biological Conservation*, London, v. 57, n. 1, p. 205-219, Mar. 1991.

LAURANCE, W. F.; LAURANCE, S. G.; FERREIRA, L. V.; RANKIN-DE-MERONA, J. M.; GASON, C.; LOVEJOY, T. E. Biomass collapse in Amazonian forest fragments. *Science*, New York, v. 278, n. 5340, p. 1117-1118, Nov. 1997.

LAWTON, J. H. Concluding remarks: a review of some open questions. In: HUTCHINGS, M. J.; JONH, E. A.; STEWART, A. J. A. *The ecological consequences of environmental heterogeneity*. Oxford: Blackwell Science, 2000. p. 401-424.

LEVEY, J.; BYRNE, M. M. Complex ant-plant interactions: rain forest ants as secondary dispersers and post-dispersal seed predators. *Ecology*, Washington, v. 74, n. 6, p. 1802-1812, 1993.

LEWINSOHN, T. M. Esboço de uma estratégia abrangente de inventários de biodiversidade. In: GARAY, I.; DIAS, B. (Org.). *Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais*. Petrópolis: Vozes, 2001. p. 376-384.

LOUZADA, J. N. C. A comunidade de Scarabaeidae s. str. (Insecta: Coleoptera), em fragmentos de florestas atlântica. 1996. 44 p. Dissertação (Mestrado em Entomologia) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

LOUZADA, J. N. C. *Ecologia de paisagens fragmentadas e a conservação de espécies*. In: LOUZADA, J. N. C. (Ed.). Viçosa, 2000. p. 3-25.

LOUZADA, J. N. C.; SCHIFFLER, G.; VAZ DE MELO, F. Z. Efeitos do fogo sobre a composição e estrutura da comunidade de Scarabaeidae (Insecta: Coleoptera) na restinga da Ilha de Guriri, Norte do ES. In: MIRANDA, H. S.; SAITO, C. H.; DIAS, B. F. (Ed.). *Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga*. Brasília: UnB/ECL, 1996. p. 161-169.

LOVEJOY, J. E.; BIERREGAARD Jr., R. O.; RYLANDS, A. B.; MALCOLM, J. R.; QUINTELA, C. E.; HARPER, L. H.; BROWN, K. S.; POWELL, G. V. N.; SCHUBART, H. R.; HAYS, M. B. Edge and other

effects de isolation on Amazon forest fragments. In: SOULÉ, M. E. **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sunderland, Massachussets: Sinauer Associates, 1986. p. 257-285.

MacARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967. 203 p.

MAJER, J. D. Ants: bio-indicators of minesite of rehabilitation, Land-Use, and land conservation. **Environment Management**, New York, v. 7, n. 4, p. 375-383, 1983.

MAJER, J. D.; DELABIE, J. H. C.; MCKENZIE, N. L. Ant litter fauna of forest, edges and adjacent grassland in the Atlantic rain forest region of Bahia, Brazil. **Insects Sociaux**, Paris, v. 44, n. 3, p. 225-266, 1997.

MAJER, J. D.; DELABIE, J. H. C.; SMITH, M. R. B. Arboreal ant community patterns in Brazilian cocoa farms. **Biotropica**, St. Louis, v. 26, n. 1, p.73-83, Mar. 1994.

MAJER, J. D.; NICHOLS, O. G. Long-term recolonization patterns of ants in western Australian rehabilitated bauxite mines with reference to their use as indicators of restaration success. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 35, n. 1, p. 161-182, Feb. 1998.

MAJER, J. D.; QUEIROZ, M. V. B. Distribution and abundance of ants in a Brazilian subtropical coffee plantation. **Papua New Guinea Journal of Agriculture**, Konedobu, v. 36, n. 2, p. 29-35, 1993.

MARINHO, C. G. S.; ZANETTI, R.; DELABIE, J. H. C.; SCHILINDWEIN, M. N.; RAMOS, L. DE S. Diversidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) da serapilheira em Eucaliptais (Myrtaceae) e área de Cerrado de Minas Gerais. **Neotropical Entomology**, Londrina, v. 3, n. 2, p. 187-195, 2002.

MARINI, M. Effects of fragmentation on birds of the cerrado region, Brazil. **Birds Conservation International**, Chester, v. 11, n. 1, p. 11-23, 2001.

MARINI, M. A.; ROBINSON, S. K.; HESKE, E. J. Edge effects on nest predation in the Shaawenw National Forest, Southern Illinois. **Biological Conservaaation**, London, v. 74, n. 3, p. 203-313, 1995.

MARINI FILHO, O. J.; MARTINS, R. P. Teoria de metapopulações: Novos princípios na biologia da conservação. *Ciência Hoje*, Rio de Janeiro, v. 27, n. 160, p. 22-29, 1999.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, Rio de Janeiro, v. 71, n. 3, pt. 1. p. 445-463, set. 1999.

MITTERMEIR, R. A.; MYERS, N.; GIL, P. R.; MITTERMEIR, C. G. Hotspots: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. CEMEX/Conservation International, 1999. 431 p.

MOUTINHO, P. R. S. Impactos da formação de pastagens sobre a fauna de formigas: conseqüências para a recuperação florestal na Amazônia Oriental. In: GASCON, C.; MOUTINHO, P. R. S. (Ed.). *Floresta Amazônica: dinâmica, regeneração e manejo*, 1998. p. 155-170.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forest: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, London, v. 10, n. 1, p. 58-62, Feb. 1995.

MYERS, N. Florestas tropicais e suas espécies, sumindo, sumindo. . . ? WILSON, E. O. (Coord.). *Biodiversidade*. Rio de Janeiro, RJ: Nova Fronteira, 1997. p. 89-97.

MYERS, N.; MITTERMEIR, R. A.; MITTERMEIR, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENTS, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, London, v. 403, n. 6672, p. 853-858, Feb. 2000.

NASCIMENTO, R. P. do.; MORINI, M. S. de C.; SILVA, R. R. Diversidade de formigas de serapilheira (Hymenoptera: Formicidae) em áreas de Mata Atlântica e Reflorestada com *Pinus elliotti* (Pinaceae), em uma região do Alto do Tietê (Salesópolis, SP). In: SIMPÓSIO DE MIRMECOLOGIA, 16., 2003, Florianópolis-SC. *Anais...* Florianópolis: Editora, 2003. p. 370-372.

NEPSTAD, C. D.; UHL, C.; PEREIRA, C. A.; SILVA, J. M. C. Barreiras ao estabelecimento de árvores em pastos abandonados na Amazônia: banco de sementes, predação de sementes, herbivoria e seca. In: GASCON, C.; MOUTINHO, P. R. S. (Ed.). *Floresta Amazônica: dinâmica, regeneração e manejo*. 1998, p. 191-218.

NKEN, J. N.; LOBRY DE BRUYN, L. A.; GRANT, C. D.; HULUGALLE, N. R. The impact of ant bioturbation and foraging activities on surrounding soil properties. *Pedobiologia*, Jena, v. 44, n. 5, p. 609-621, 2000.

OLIVEIRA, L. M. T. **Diagnóstico de fragmentos florestais nativos, em nível de paisagem, em áreas sob influência da Veracruz Florestal Ltda., Eunápolis, BA. 1997. 74 p. Dissertação (Mestrado Ciência Florestal), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.**

OLIVEIRA, M. L. Stingless bee (Meliponini) and orchid bees (Euglossini) in terra firme tropical forest and forest fragments. In: BIERREGAARD Jr. R. O.; GASCON, C.; LOVEJOV, T. E.; MESQUITA, R. C. G. **Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest.** Michigan: Sheridan Books, 2001. Cap. 17, p. 208-219.

OLIVEIRA, P. S.; BRANDÃO, C. R. F. The ant community associated with extrafloral nectaries in the brazilian cerrados. In: HUXLEY, C. R.; CUTLER, D. K. (Ed.). **Ant-plant interactions.** Oxford: Oxford University Press, 1991. p. 198-211.

OLIVIERI, I.; COUVET, D.; GOUYON, P. H. The genetics of transient populations: Research at the metapopulation level. **Trends in Ecology and Evolution**, Oxford, v. 5, n. 7, p. 207-210, July 1990.

POWER, A. G. Arthropod diversity in forest patches and agroecosystems of tropical landscapes. In: SCHELLAS, J.; GRENBORG, R. **Forest patches in tropical landscapes.** Washington: Island Press, 1996. p. 91-110.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação.** Londrina: Midiograf, 2001. 328 p.

RAMOS, L. de S.; MARINHO, C. G. S.; ZANETTI, R.; DELABIE, J. H. C.; SCHLINDWEIN, M. N. Impacto de iscas granuladas sobre a mirmecofauna não-alvo em eucaliptais segundo duas formas de aplicação. **Neotropical Entomology**, Londrina, v. 32, n. 2, p. 231-237, Apr./June 2003.

RANKIN-DE-MERONA, J. M.; ACKERLY, D. D. Estudos populacionais em florestas fragmentadas e as implicações para conservação "in situ" das mesmas na floresta tropical Amazônia Central. **IPEF**, Piracicaba, v. 35, p. 47-49, 1987.

ROCHE, L.; DOUROJEANNI, M. **Manual sobre conservación in situ de los recursos genéticos de espécies lenhosas tropicais**. Roma: FAO, 1985. 161 p.

RODRIGUES, V. E. G. **Levantamento florístico e etnobotânico de plantas medicinais dos cerrados na região do Alto Rio Grande, Minas Gerais**. 1998. 235 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

ROLAND, J.; TAYLOR, P. D. Insect parasitoid species respond to forest structure at different spatial scales. *Nature*, London, v. 386, n. 6626, p. 710-3, Apr. 1997.

SAMWAYS, M. J. Community structure of ants (Hymenoptera: Formicidae) in a series of habitats associated with citrus. *Journal of Applied Ecology*, Oxford, v. 20, n. 3, p. 833-847, 1983.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystems fragmentation: a review. *Conservation Biology*, London, v. 5, n. 1, p. 18-32, Mar. 1991.

SCHEFFLER, P. Y. **Dung beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) ecology in the intact and modified landscape of Eastern Amazonian**. 2002. Thesis (Doutored in Ecology). Pennsylvania State University, Pennsylvania-USA.

SCHELLAS, J.; GRENBORG, R. Introduction: The value of forest patches. In: SCHELLAS, J.; GRENBORG, R. (Ed.). **Forest patches in tropical landscapes**. Washington: Island Press, 1996. p. 15-35.

SCHWARZKOPF, L.; RYLANDS, A. B. Primate species richness in relation to habitat structure in Amazonian rainforest fragments. *Biological Conservation*, Oxford, v. 48, n. 1, p. 1-12, 1989.

SOARES, S. M.; SCHOEREDER, J. H. Ant-nest distribution in a remnant of tropical rainforest in southeastern Brazil. *Insectes Sociaux*, Paris, v. 48, p. 280-286, 2001.

SOARES, S. M.; SCHOEREDER, J. H.; DeSOUZA, O. Processes involved in species saturation of ground-dwelling ant communities (Hymenoptera, Formicidae). *Austral Ecology*, Carlton, v. 21, p. 187-192, 2001.

STACEY, P. B.; TAPER, M. Environmental variation and the persistence of small populations. **Ecological Applications**, Washington, v. 2, n. 1, p. 18-29, Feb. 1992.

SWIFT, M. J.; HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M. **Decomposition in terrestrial ecosystems**. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1979. 372 p.

TEWKSbury, J. J.; LEVEY, D. J.; HADDAD, N. M.; SARGENT, S.; ORRROCK, J. L.; WELDON, A.; DANIELSON, B. J.; BRINKERHOFF, J.; DAMSCHEN, E. I.; TOWNSEND, P. Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Florida, v. 99, n. 20, p. 12923-12926, 2002.

THIBAU, C. E. Paisagem florestal. In: THIBAU, C. E. (Coord.). **Produção sustentada em florestas: conceitos e tecnologia, biomassa energética, pesquisas e constatações - Compêndio**. Belo Horizonte: o autor, 2000. p. 23-40.

TURNER, I. M.; CORLETT, T. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. **Trends Ecology Evolution**, Oxford, v. 11, n. 8, p. 330-333, Aug. 1996.

VASCONCELOS, H. L. Effects of forest disturbance on the structure of ground-foraging ants communities in central Amazônia. **Biodiversity and Conservation**, Dordrecht, v. 8, n. 3, p. 409-420, 1999.

VASCONCELOS, H. L. Respostas das formigas à fragmentação florestal. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v. 12, n. 32, p. 95-98, 1998.

VASCONCELOS, H. L.; CARVALHO, K. S.; DELABIE, J. H. C. Landscape Modifications and ant communities. In: BIERREGAARD Jr. R. O.; GASCON, C.; LOVEJOV, T. E.; MESQUITA, R. C. G. **Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest**. Yale: Yale University Press, 2001. Cap. 16, p. 189-207.

VASCONCELOS, H. L.; CHERRETT, J. M. Efeitos da herbivoria por saúvas (*Atta laevigata*) sobre a regeneração florestal em uma área agrícola abandonada da Amazônia Central. In: GASCON, C.; MOUTINHO, P. R. S. (Ed.). **Floresta Amazônica: dinâmica, regeneração e manejo**, 1998, p. 171-178.

VIANA, V. M. *Biologia e manejo de fragmentos florestais naturais*. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., 1990, Campos de Jordão. *Anais...* Campos de Jordão: SBS/SBEF, 1990. p. 113-118.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. *Conservação da Biodiversidade em fragmentos florestais*. Série Técnica IPEF, Piracicaba, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.

VIANA, V. M.; TABANEZ, A. J. A. *Biology and conservation of forest fragments in Brazilian Atlantic moist forest*. In: SHELLAS, J.; GRENNBERG, R. (Ed.). *Forest patches in tropical landscapes*. Washington: Island Press, 1996. p. 151-167.

VIANA, V. M.; TABANEZ, A. A. J.; MARTINS, J. L. A. *Restauração e manejo de fragmentos florestais*. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2., 1992, Campos do Jordão. *Anais...* São Paulo: Instituto Florestal de São Paulo, 1992. v. 2, p. 400-407.

WEBER, N. A. *Fungus ants*. In: HERMAN, H. R. (Ed.). *Social insects*. New York: Academic Press, 1982. v. 4, p. 255-303.

WILLIAMS, D. D.; BUGIN, A.; REIS, J. L. B. C. *Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração: técnicas de revegetação*. Brasília: Instituto Brasileiro de meios Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA, 1990. 94 p.

WILSON, E. O. *The Insect Societies*. Cambridge: Harvard University Press, 1979. 548 p.

WOODROFF, S.; MAJER, J. D. *Colonization of ants on the exposed banks of the Canning Dam reservoir*. *Journal of the Australian Entomological Society*, Brisbane, v. 8, n. 4, p. 41-46, 1981.

YAKINOVIK, S. P.; KASPARI, M. *Community structure and the habitat template: ants in the tropical forest canopy and litter*. *Oikos*, Copenhagen, v. 89, n. 2, p. 259-266, May 2000.

YORK, A. *Long-term effects of frequent low-intensity burning on the abundance of litter-dwelling invertebrates in coastal blackbutt forests of southeastern Australia*. *Journal of Insect Conservation*, v. 3, p. 191-199, 1999.

YOUHG, A. M. Giant neotropical ant *Paraponera clavata* visits *Heliconia pagonantha* flowers bracts in premontane tropical rain forest. *Biotropica*, St. Louis, v. 13, n. 3, p. 223, Sept. 1981.

CAPÍTULO 2

SANTOS, Mônica Silva. Efeito da área e forma de fragmentos florestais sobre comunidades de formigas (Hymenoptera: Formicidae). Lavras: UFLA, 2004. 32-78p. (Dissertação – Mestrado em Agronomia, Área de concentração Entomologia)*¹.

RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo verificar a influência da área e da forma de fragmentos florestais na determinação da riqueza de espécies de Formicidae (Insecta: Hymenoptera). Para este fim, foram utilizadas variáveis como a área e a complexidade de forma dos fragmentos. O estudo foi realizado em 17 fragmentos de floresta estacional semidecídua da região do Alto do Rio Grande, Sul de Minas Gerais. Para a captura dos Formicidae, foi utilizado o método do extrator de Winkler, com retirada de 15 amostras de 1m² da serapilheira, com distância de 50 m entre si. A área do fragmento foi tomada com o auxílio de GPS, o qual gerou também a medida do perímetro, usada para o cálculo da complexidade da forma. Estas variáveis foram relacionadas com a riqueza de espécie absoluta. Foram coletadas 142 espécies de formigas, distribuídas em 40 gêneros, 21 tribos e seis subfamílias. Os índices de diversidade e o de riqueza revelaram uma elevada diversidade e riqueza de espécies nos fragmentos em estudo. A riqueza de espécies nestes fragmentos não é influenciada pelo tamanho da área, mas pela complexidade da forma. Verificou-se que a complexidade da forma dos fragmentos é dependente de sua área. Outros fatores, que não somente a área e a forma do fragmento podem determinar a riqueza de espécies em fragmentos florestais.

¹Orientador: Júlio Neil Cassa Louzada - UFLA

CHAPTER 2

SANTOS, Mônica Silva. **Effect the area and shape of forest fragments on ant community (Hymenoptera: Formicidae)**. Lavras: UFLA, 2004. 32-78p. (Dissertation – Master in Agronomy, Major Entomology)*.

ABSTRACT

The present research aimed verify the influence of the area and shape of forest fragments in determining the wealth of species of Formicidae (Insecta: Hymenoptera). For that purpose, variables such as area and complexity of shape of the fragments were utilized. The study was accomplished in 17 seasonal semideciduous forest fragments of the Alto do Rio Grande region, South of Minas Gerais. For the capture of Formicidae, the Winkler extractor method was employed with the withdraw of 15 samples of 1m² of litter, 50 m apart. The areas of the fragment was taken with the aid of GPS, which generated also the measure of the perimeter, used for calculation of the complexity of the shape. These variables were related with the wealth of absolute species. Were collected 142 species of ants, distributed into 40 genera, 21 tribes and six subfamilies. The diversity indices and that of wealth showed a high diversity and wealth of species in the fragments studied. The wealth of species in these fragments is not influenced by the size of area but by the complexity of the shape. It was found the complexity of the fragments is dependant on its area. Other factors, which not only the area and the shape of the patch may determine the wealth of species in fragments.

* Adviser: Júlio Neil Cassa Louzada - UFLA

1 INTRODUÇÃO

A constante ocupação humana de sistemas naturais, assim como a utilização indiscriminada dos recursos, aliadas à expansão agrícola, resulta na degradação dos solos e crescente aparecimento de fragmentos florestais (Louzada, 2000), ficando estes isolados por paisagens antrópicas (Primack & Rodrigues, 2001).

Após a fragmentação, o ambiente é alterado em seu microclima, heterogeneidade ambiental, dinâmica da comunidade e diversidade de espécies (Kapos, 1989). As populações dos ecossistemas fragmentados tendem a mudar em termos da abundância original; enquanto algumas podem aumentar, outras podem decrescer ou até mesmo extinguir-se localmente.

Um modo de detectar e monitorar os padrões de mudança na biodiversidade provocados por ações humanas é utilizar espécies, ou grupo de espécies, que funcionam como bioindicadoras de degradação ambiental. Vários grupos de insetos têm sido utilizados como bioindicadores de degradação ambiental, muito em função de sua alta diversidade e sensibilidade a mudanças do ambiente físico e biológico. Um deles é o dos insetos da família Formicidae (Hymenoptera).

Recentemente, comunidades de formigas vêm sendo usadas como forma de avaliação rápida da biodiversidade (Hölldobler & Wilson, 1990; Oliver & Beattie, 1996). Vários trabalhos foram realizados utilizando formigas como ferramenta de análise e monitoramento ambiental. Em diferentes regiões do mundo utilizaram-se formigas em programas de monitoramentos de áreas florestais (Bustos & Ulloa-Chacón, 1996/1997; Lawton et al., 1998; Ramos et al., 2003; Marinho et al., 2002), em relação ao fogo (Andersen, 1991; York, 1994; Hosking & Turner, 1997), mudanças nas condições climáticas do ecossistema

como resultado de gramíneas invasoras (Miller & New, 1997), efeito de perturbações causadas por rodovias (Samways et al., 1997) e efeito da fragmentação sobre as comunidades de formigas (Carvalho & Vasconcelos, 1999; Vasconcelos, 1999; Vasconcelos et al., 2001). O levantamento das espécies nos diferentes fragmentos de floresta nativa pode caracterizar o impacto do processo de fragmentação sobre a diversidade destes insetos.

Desse modo, para avaliar como as formigas respondem ao processo de fragmentação florestal na região do Alto do Rio Grande, testaram-se as seguintes hipóteses:

- 1) em fragmentos florestais maiores, encontram-se mais espécies de Formicidae;
- 2) a complexidade da forma dos fragmentos florestais determina a riqueza de espécies de formigas.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização da área

O trabalho foi realizado no período de junho a dezembro de 2002, em fragmentos florestais do Sul de Minas Gerais, localizados no município de Lavras, Ribeirão Vermelho, Itumirim, Bom Sucesso e Perdões, na microregião 199, Alto do Rio Grande. As localidades estudadas ficam entre as coordenadas geográficas 21°00' a 21°19'S e 44°00' a 45°07'W, onde prevalece o clima do tipo Cwb-mesotérmico de Koppen, precipitação média semestral 73 mm e temperatura média anual de 19,4°C, com máximas de 26,1°C e mínimas de 14,8°C e cotas altimétricas variando de 900 a 1200 m (Brasil, 1992). Na Tabela 1 encontram-se a denominação, município, área, perímetro e coordenadas geográficas.

A cobertura vegetal do município é constituída por duas formações distintas: a florestal e a campestre. A florestal é representada pela mata de galeria ou ciliar, constituída por prolongamentos da Floresta Atlântica através do Planalto Central, e se apresenta sob a forma de capões esparsos, pela floresta tropical latifoliada baixo Montana, pela floresta mesófila estacional semi-decidual e decidual (afloramento de rochas) e pelo cerradão (floresta esclerófila), em pequenas manchas (Veloso et al., 1991).

TABELA 1. Características dos fragmentos de floresta estacional semidecidual Montana, estudados na região do Alto Rio Grande, MG, no período de julho a dezembro de 2002.

Frag	Denominação	Município	Área (ha)	Perímetro (m)	Complexidade	Latitude (S)	Longitude (W)
1	Oliveira	Lavras	16,06	1752	2,47	21° 13' 38"	44° 55' 35"
2	Mata da UFLA	Lavras	5,80	1059	2,48	21° 13' 40"	44° 57' 50"
3	José Pato	R. Vermelho	7,90	1462	2,93	21° 11' 06"	45° 04' 01"
4	Zito	Itumirim	6,12	1482	3,38	21° 18' 27"	44° 53' 29"
5	José Abílio	Lavras	20,10	2690	3,38	21° 12' 37"	45° 01' 14"
6	João Bosco	Lavras	12,10	1990	3,23	21° 12' 47"	44° 58' 22"
7	Odilon	Perdões	5,04	1057	2,66	21° 06' 42"	45° 00' 27"
8	Clóvis Cambrala	Bom Sucesso	13,04	1494	2,30	21° 03' 59"	44° 55' 57"
9	José Cambrala	Bom Sucesso	13,32	1599	2,47	21° 05' 18"	44° 54' 45"
10	Eunice Cambrala	Bom Sucesso	45,45	4798	4,01	21° 05' 49"	44° 56' 50"
11	Epamig	Lavras	17,60	2135	2,87	21° 13' 11"	44° 57' 55"
12	N. Batista I	Lavras	7,5	1224	2,52	21° 14' 23"	45° 04' 16"
13	N. Batista II	Lavras	8,04	1321	2,64	21° 14' 47"	45° 05' 18"
14	Ap. Carvalho	Lavras	13,61	1927	2,95	21° 14' 52"	45° 04' 35"
15	C. Alberto	Ijaci	15,75	2170	3,08	21° 10' 54"	44° 59' 36"
16	João Zacchia	Lavras	2,99	667	2,18	21° 14' 08"	45° 03' 30"
17	A. Cândido	Ijaci	10,99	2092	3,56	21° 04' 36"	44° 56' 54"

A formação campestre é representada pelo cerrado e suas gradações (cerrado “*stricto sensu*” e campo cerrado), pelos campos de várzea, pelo campo limpo e pelo campo rupestre. Como formações antrópicas, há as capoeiras e os capoeirões, assim como os campos antrópicos (Veloso et al., 1991).

Assim como ocorreu em vários outros estados brasileiros, os processos de ocupação e exploração dos recursos na região do Alto do Rio Grande datam desde o período colonial. A história de degradação florestal na região iniciou-se com a descoberta do ouro, no século XVII. As primeiras vias a serem utilizadas para chegar à região aurífera foram abertas em 1674, por Fernão Dias Paes. Em 1695, a manifestação da descoberta de minas de ouro atraiu milhares de pessoas. Com isso, para garantir os interesses próprios do governo metropolitano, foram feitos fortes investimentos para facilitar o acesso às jazidas. O uso de extração de madeira para confecção de móveis (principalmente cedro e jacarandá), juntamente com a implantação de roças e estalagens, subsidiou a exploração do ouro (Zemella, 1990).

Com o declínio do ciclo do ouro, na segunda metade do século XVIII, e o aumento da população, as oportunidades de obtenção de lucro com a mineração foram se tornando difíceis. Então, no final do século XIX, as atividades agropastoris começaram a ganhar destaque, os moradores da região transformaram suas áreas de mineração em fazendas de criação e a cobertura vegetal primitiva do Alto do rio Grande foi reduzida a remanescentes esparsos, a maioria deles perturbado pelo fogo, pecuária extensiva e vasta retirada de madeira (Oliveira et al., 1994). As florestas semidecíduas, em particular, foram criticamente reduzidas, uma vez que sua ocorrência coincide com os solos mais férteis e úmidos e, portanto, mais visados pela agropecuária (Van den Berg & Oliveira Filho, 2000).

2.2 Fragmentos florestais estudados

Foram estudados 17 fragmentos florestais com menos de 50 ha (Tabela 1), com fisionomia vegetal classificada como floresta estacional semidecidual montana, inserida no domínio da Mata Atlântica *sensu lato* (IBGE, 1993, Veloso et al. 1991). Esta formação está presente em altitudes acima de 750 m e tem fisionomia caracterizada por uma porcentagem de árvores cauducifólias de grande porte no conjunto florestal, entre 20% e 50% e está relacionada com um clima tropical de altitude com duas estações bem definidas, uma chuvosa de verão e outra seca de inverno.

A paisagem circundante dos fragmentos sofreu intervenção antrópica, para implantação de áreas de pastagens e plantação de café.

2.3 Coleta das formigas

Para coleta dos formicídeos foi utilizado o método do extrator de Winkler descrito em Bestelmeyer et al. (2000), utilizando-se um quadrado de PVC medindo 1,0 x 1,0 m para delimitar a área da amostra. Em cada fragmento, foram retiradas 15 amostras de 1m² da serapilheira, com distância mínima de 50 m uma da outra. As unidades amostrais tiveram início sempre a 50 m de distância da zona limite do fragmento, para evitar possíveis efeitos de borda.

Cada amostra foi colocada em um peneirador de campo tipo saco vazado de tecido de nylon resistente, com aproximadamente 1,5 m de comprimento, contendo, no seu interior, uma peneira de aço de 5 mm na parte mediana. O material foi peneirado e o produto colocado em sacos de nylon de 34 cm de largura e 55 cm de comprimento, que serviram para transportar o material do campo até o Laboratório de Entomologia Florestal do Departamento de Entomologia da Universidade Federal de Lavras (UFLA), onde estavam fixados os extratores. O extrator consistia de uma armação de tecido de nylon com 1,50 m de comprimento, contendo em seu interior um saco de tela com 25 cm de

largura e 37 cm de comprimento que servem para colocar o produto peneirado e na extremidade inferior, um suporte para colocar um copo plástico (200 mL) contendo álcool 70% .

No laboratório, o material foi transferido para os sacos de tela de forma a ficar bem distribuído dentro do extrator, para que os invertebrados que foram coletados movimentassem-se para fora e caíssem no copo com álcool. Esse material foi mantido no extrator por 72 horas para a extração das formigas. Após esse tempo, o copo foi retirado e o produto da extração transferido para sacos plásticos, devidamente etiquetados contendo álcool 70% e colocados em frascos de vidro para posterior triagem e montagem.

2.4 Identificação dos Formicidae

As formigas capturadas foram identificadas, sempre que possível, até espécie. Para a identificação dos gêneros foi utilizado a chave dicotômica de Bolton (1994) e as espécies por comparação com a coleção de referência do Laboratório de Mirmecologia da CEPLAC (Comissão Executiva de Pesquisa da Lavoura Cacaueira) e confirmação do taxonomista Dr. Jacques H. C. Delabie², responsável por este laboratório. Séries das espécies coletadas foram depositadas nas coleções do Museu Regional de Entomologia da UFLA e no Laboratório de Mirmecologia da CEPLAC/CEPEC, no município de Ilhéus, BA.

2.5 Determinação da área e da forma dos fragmentos

Utilizando-se um receptor GPS, sigla para “Global Position System”, foi realizado um caminhamento no entorno dos fragmentos florestais, registrando-se as coordenadas geográficas geodésicas, definidas pela latitude e longitude representadas em graus, minutos e segundos dos pontos que o delimitam. Os

² Laboratório de Mirmecologia, Centro de Pesquisa do Cacau, CEPLAC, Cx. P. 07, 45600-000, Ilhéus-BA.

dados de posicionamento foram processados por meio do software AutoCad 2000 para a obtenção da área e do perímetro dos fragmento.

2.6 Complexidade da forma dos fragmentos

Para a avaliar a complexidade da forma do fragmento, foi utilizado índice de complexidade de forma desenvolvido por Patton (1975), cuja fórmula é:

$$C = \frac{P}{\sqrt{\pi A}}$$

em que:

C = índice de *Patton* para complexidade de forma;

P = perímetro do fragmento; e

A = área do fragmento.

De acordo com Patton (1975), quanto maior o valor do índice, maior será a possibilidade de encontrar um grande número de microambientes no fragmento.

2.7 Análise dos dados

2.7.1 Caracterização da fauna de Formicidae

A partir dos dados, foi construída uma tabela de ocorrência das espécies em cada fragmento com as devidas informações taxonômicas. Em seguida, foram discutidos os dados numéricos dos táxons.

2.7.2. Indicadores de biodiversidade

Riqueza observada de espécies

Foi considerada como riqueza observada de espécies o número absoluto de espécies e morfo-espécies observado no total de armadilhas dispostas no fragmento.

Riqueza estimada de espécie

A riqueza estimada de espécies foi obtida por meio do cálculo da estimativa de riqueza de Chao 2. É um dos estimadores não paramétricos, em sentidos estatísticos, que assume o tipo de distribuição no conjunto de dados e os ajustam a um modelo determinado (Moreno, 2001). Esta estimativa foi obtida por meio do programa EstimatesS, versão 6.0.b1., com 50 randomizações por local (Colwell, 2000), escolhido por utilizar os dados de frequência de espécies desconsiderando a abundância (Colwell & Coddington, 1994). Seu cálculo é obtido pela fórmula:

$$S_{Chao2} = S_{Obs} + \frac{Q_1^2}{2Q_2},$$

em que:

Q1= número de espécies que ocorre somente em uma amostra (espécies únicas)

Q2= número de espécies que ocorre em exatamente duas amostras.

Índice de diversidade

Foi obtido para cada fragmento o índice de diversidade de Shannon-Wiener, que expressa a uniformidade dos valores de importância por meio de todas as espécies da amostra. Este índice leva em consideração dois aspectos da comunidade ou amostra em questão: o número de espécies (riqueza) e a

distribuição dos indivíduos entre as espécies (equitabilidade). O cálculo foi feito por meio do programa EstimatesS, versão 6.0.b1. (Colwell, 2000), escolhido foi por ser bastante utilizado na maioria dos trabalhos de ecologia de comunidades e ser considerado por Colwell & Coddigton (1994) o melhor estimador para amostras pequenas. É obtido pela fórmula:

$$H' = \sum p_i \cdot \ln p_i$$

em que:

p_i = é a frequência registrada para cada espécie

Singletons e doubletons

Para cada fragmento foram obtidos o número de espécies que ocorreu apenas uma vez (singletons) e número de espécies que ocorreu duas vezes (doubletons) no conjunto de amostras. Estes valores foram obtidos por meio do programa EstimatesS, versão 6.0.b1. (Colwell, 2000).

2.7.3 Curvas de acumulação de espécies

As curvas do coletor ou curvas de acumulação de espécies são ferramentas importantes para avaliação da eficiência de inventários de diversidade. Estas curvas mostram o acúmulo de espécies diferentes coletadas à medida que se aumenta o esforço amostral, e foram calculadas com 50 randomizações, por meio do programa EstimatesS, versão 6.0.b1. (Colwell, 2000).



2.7.4 Abordagem estatística

Para o estudo da relação entre a área dos fragmentos e a complexidade da forma, foi utilizado o modelo de regressão linear com distribuição normal. Este método consiste em verificar se há relação funcional linear entre uma variável resposta e uma variável explicativa. Para tal, a regressão linear pode ser descrita a partir da equação matemática:

$$Y = aX + b,$$

em que:

Y = riqueza observada, riqueza estimada ou o índice de diversidade;

X = área ou complexidade da forma dos fragmentos;

a e b = coeficientes da regressão

Para análise da relação entre as variáveis, área e complexidade da forma com a riqueza de espécies, foi utilizado o modelo de regressão log-linear. Para estas análises foram utilizadas análises de covariância e a riqueza de espécies de formigas em cada remanescentes como variável resposta. As variáveis explicativas foram o logaritmo da área dos fragmentos, complexidade da forma e a interação entre os termos. O modelo completo foi ajustado usando erros Poisson (Crawley, 2002) com significância sendo acessado por omissão step-wise dos termos não-significantes, começando do modelo máximo, usando o software R (Ihaka & Gentleman, 1996). O modelo completo foi submetido a análise residual.

Para análises dos efeitos da complexidade de forma e área do fragmento sobre a riqueza de espécies, o fragmento 10 foi removido. Este procedimento foi necessário, pois de acordo com o critério de Cook esta observação é caracterizada como altamente influente ou discrepante pelo fato do fragmento se comportar como um “outlier” em relação ao padrão de distribuição geral dos dados.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Composição da comunidade de Formicidae

Foram coletadas 142 espécies de formigas, distribuídas em 40 gêneros, 21 tribos e seis subfamílias das oito que foram descritas para a Região Neotropical (Tabela 2).

Dos 40 gêneros registrados no inventário, os sete mais ricos em espécies foram *Pheidole*, com 20 espécies, *Solenopsis* e *Apterostigma* (10 espécies) e *Camponotus* (nove), *Cyphomyrmex* (oito), seguidos por *Crematogaster* e *Hypoponera* com (sete cada) (Tabela 2). Trabalhos realizados por Campiolo & Delabie (2000) e Ramos et al. (2003), encontraram os mesmos resultados para os gêneros *Pheidole*, *Solenopsis* e *Camponotus*. Segundo Wilson (1976), esses gêneros são os mais abundantes e os mais ricos em número de espécies na Região Neotropical.

A predominância do gênero *Pheidole* pode ser explicada pela sua distribuição ampla (Jaffé et al., 1993) e ser representada por maior número de espécies nas Américas (Hölldobler & Wilson, 1990). Além disso, este gênero possui recrutamento eficiente, o que permite o domínio dos recursos alimentares e a exclusão de seus competidores (Fowler, 1993).

O gênero *Solenopsis* é composto por espécies cosmopolitas de hábito alimentar variado, sendo classificada como onívora (Delabie et al. 2000a), apreciadoras de "honeydew" de cochonilhas e pulgões, além de insetos mortos e larvas de insetos (Gonçalves & Nunes, 1984). São formigas de tamanho pequeno que ocupam primariamente a fração interior da serapilheira e raramente sobem à superfície desta em busca de alimento (Silvestre, 2000), o que pode justificar a alta frequência neste trabalho.

TABELA 2. Espécies de Formicidae coletadas em 17 fragmentos florestais nos municípios de Lavras, Itumirim, Perdões, Bom Sucesso e Ribeirão Vermelho, MG, no período de junho a dezembro de 2002.

Espécies de Formicidae	Número de ocorrência por fragmento florestal																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Subfamília Dolichoderinae																	
Tribo Dolichoderini																	
<i>Linepithema humile</i> (Mayr, 1866)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Linepithema</i> sp.1	3	5	0	3	4	7	0	0	1	0	0	2	0	3	2	7	2
<i>Linepithema</i> sp.5	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Linepithema</i> sp.6	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tapinoma</i> sp.1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Subfamília Ecitoninae																	
Tribo Ecitonini																	
<i>Neivamyrmex</i> sp.3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Neivamyrmex</i> sp.4	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Subfamília Formicinae																	
Tribo Brachymyrmecini																	
<i>Brachymyrmex</i> sp.1	3	3	6	2	3	9	3	5	7	8	0	5	7	8	9	7	1
<i>Brachymyrmex</i> sp.2	7	4	5	3	0	3	2	3	5	1	1	9	4	1	5	3	4
<i>Brachymyrmex</i> sp.3	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Brachymyrmex</i> sp.5	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	4	0
<i>Brachymyrmex</i> sp.6	3	2	1	1	2	0	3	1	2	0	0	1	1	1	0	1	1
Tribo Camponotini																	
<i>Camponotus cingulatus</i> (Mayr, 1862)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	1	0	0	0	1	0	0

“...continua...”

"TABELA 2. Cont".

Espécies de Formicidae	Número de ocorrência por fragmento florestal																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
<i>Camponotus crassus</i> Mayr, 1870	0	2	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Camponotus</i> (<i>Myrmobrachys</i>) sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	1	0
<i>Camponotus</i> (<i>Myrmobrachys</i>) sp.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Camponotus</i> (<i>Myrmaphaenus</i>) sp.1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus</i> (<i>Myrmaphaenus</i>) sp.2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Camponotus</i> (<i>Tanaemyrmex</i>) sp.1	0	0	0	0	0	2	0	3	0	0	0	1	1	0	0	0	1
<i>Camponotus rufipes</i> (Fabricius, 1775)	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Camponotus trapezoideus</i> Mayr, 1870	0	2	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0
Tribo Myrmelachistini																	
<i>Myrmelachista</i> sp.1	1	5	1	0	0	1	2	0	6	1	0	1	1	2	0	0	0
Tribo Lasiini																	
<i>Paratrechina</i> sp.1	3	0	1	1	0	0	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Paratrechina</i> sp.2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Subfamília Myrmicinae																	
Tribo Attini																	
<i>Acromyrmex niger</i> (Fr. Smith, 1858)	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>Apterostigma manni</i> (Weber, 1938)	2	4	1	0	0	7	1	4	1	0	0	3	0	0	1	4	3
<i>Apterostigma tropicoxa</i> Latke, 1997	0	0	5	0	0	6	0	2	0	5	0	0	4	1	0	1	2
<i>Apterostigma</i> sp.4 gp. auriculatum 1	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Apterostigma</i> sp.6 prox. bolivianum	2	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Apterostigma</i> sp.8 prox. tholiforme	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Apterostigma</i> sp.9 prox. robustum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Apterostigma</i> sp.10 gp. auriculatum 3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0

"...continua..."

"TABELA 2. Cont".

	Número de ocorrência por fragmento florestal																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
<i>Apterostigma</i> sp.11 gp. auriculatum 4	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Apterostigma</i> sp.12 gp. auriculatum 5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Apterostigma</i> sp.13 complexo pilosum	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Atta sexdens rubropilosa</i> (Forel, 1908)	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	3	0	0	1	1	1
<i>Cyphomyrmex peltatus</i> Kempf, 1965	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0
<i>Cyphomyrmex plaumanni</i> (Kempf, 1962)	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyphomyrmex salvini</i> (Forel, 1899)	0	0	2	0	1	1	3	3	6	2	5	0	8	4	2	1	4
<i>Cyphomyrmex strigatus</i> (Mayr, 1887)	1	1	1	1	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1	0
<i>Cyphomyrmex transversus</i> Emery, 1894	3	4	6	2	0	1	1	2	2	3	1	2	2	3	0	0	2
<i>Cyphomyrmex vorticis</i> Weber, 1940	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	1	0
<i>Cyphomyrmex</i> sp.2 gp. strigatus	0	3	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Cyphomyrmex</i> sp.7 prox. vorticis	2	0	0	0	1	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mycetarotes</i> sp.1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Myrmicocrypta</i> sp.1	0	3	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myrmicocrypta</i> sp.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachymyrmex fuscus</i> Emery, 1894	0	1	0	0	3	2	1	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachymyrmex</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	2	2	0
Tribo Pheidologetonini																	
<i>Carebara</i> sp.1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tribo Cephalotini																	
<i>Cephalotes minutus</i> (Fabricius, 1804)	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0

"...continua..."

"TABELA 2. Cont".

	Número de ocorrência por fragmento florestal																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
<i>Procryptocerus</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Tribo Crematogastrini																	
<i>Crematogaster</i> (Orthocrema) sp.1	1	4	0	4	3	2	1	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Crematogaster</i> (Orthocrema) sp.3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Crematogaster</i> (Orthocrema) sp.4	0	1	1	0	1	3	0	1	0	0	0	0	1	5	0	1	0
<i>Crematogaster</i> (Orthocrema) sp.5	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	1	0	0	0
<i>Crematogaster</i> (Orthocrema) sp.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Crematogaster</i> (Orthocrema) sp.7	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crematogaster</i> (Orthocrema) sp.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Tribo Myrmicini																	
<i>Hylomyrma reitteri</i> (Mayr, 1887)	1	0	0	3	0	0	0	4	4	8	2	7	1	0	0	2	6
<i>Hylomyrma balzani</i> (Emery, 1894)	0	0	9	2	3	0	0	6	3	4	4	0	1	1	2	0	1
Tribo Solenopsidini																	
<i>Megalomyrmex ayri</i> Brandão, 1990	0	0	0	0	0	0	3	0	0	2	0	0	0	0	1	3	0
<i>Megalomyrmex</i> sp.2	0	0	1	0	1	4	0	0	0	3	0	0	0	0	2	3	0
<i>Megalomyrmex</i> sp.3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Megalomyrmex</i> sp.4	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Solenopsis</i> sp.1	3	2	4	1	1	3	2	6	9	6	4	3	1	4	4	2	4
<i>Solenopsis</i> sp.2	0	1	1	3	1	2	0	1	1	0	0	2	3	3	0	1	0
<i>Solenopsis</i> sp.3	9	3	8	3	5	8	10	6	7	6	8	7	10	11	10	7	0
<i>Solenopsis</i> sp.4	2	2	1	8	4	4	3	4	1	1	3	3	4	3	0	6	2
<i>Solenopsis</i> sp.5	1	3	1	1	1	1	0	0	0	1	0	1	2	0	0	0	1
<i>Solenopsis</i> sp.6	1	0	3	1	1	0	3	1	0	0	2	2	0	3	0	4	0
<i>Solenopsis</i> sp.7	1	0	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0
<i>Solenopsis</i> sp.8	2	0	1	1	1	0	1	2	0	1	2	4	1	2	0	1	4

"...continua..."

"TABELA 2. Cont".

Espécies de Formicidae	Número de ocorrência por fragmento florestal																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
<i>Solenopsis</i> sp.9	1	4	3	1	2	0	2	1	0	2	2	0	2	2	0	1	1
<i>Solenopsis</i> sp.10	4	1	3	0	1	2	1	3	6	2	1	2	2	2	1	6	0
<i>Oxyepoecus bruchi</i> Santschi, 1926	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	2	0	0	0
Tribo Basicerotini																	
<i>Basiceros disciger</i> (Mayr, 1887)	0	0	3	0	0	5	0	1	0	3	0	2	0	0	1	2	0
<i>Octostruma jheringhi</i> (Emery, 1887)	0	0	1	0	0	0	0	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Octostruma balzani</i> (Emery, 1894)	0	0	3	0	0	1	1	10	0	8	2	0	0	0	3	0	0
<i>Rhopalothrix</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Tribo Pheidolini																	
<i>Pheidole diligens</i> (Fr. Smith, 1858)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Pheidole gertrudae</i> (Forel, 1886)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.1	0	1	3	1	1	1	4	2	1	2	1	0	0	2	0	1	5
<i>Pheidole</i> sp.2	2	4	0	2	1	4	1	9	2	1	0	6	1	2	0	0	4
<i>Pheidole</i> sp.3	6	6	2	2	1	2	4	1	3	2	6	5	2	1	2	2	0
<i>Pheidole</i> sp.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.5	6	5	7	0	2	5	1	7	4	4	1	4	2	5	6	10	2
<i>Pheidole</i> sp.6	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Pheidole</i> sp.7	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.8	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.9	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.11	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.12	0	0	2	0	1	0	0	0	2	0	0	2	0	0	3	0	1

"...continua..."

"TABELA 2. Cont".

Espécies de Formicidae	Número de ocorrência por fragmento florestal																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
<i>Pheidole</i> sp.13	1	0	0	1	2	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1
<i>Pheidole</i> sp.15	2	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	0	1
<i>Pheidole</i> sp.16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Pheidole</i> sp.17	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Pheidole</i> sp.23	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tribo Dacetoniini																	
<i>Pyramica denticulata</i> (Mayr, 1887)	12	14	6	14	3	5	9	11	13	8	8	10	9	4	3	11	13
<i>Pyramica eggersi</i> (Emery, 1890)	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	1	1	0	0
<i>Pyramica</i> sp.3	0	1	5	0	0	0	0	1	0	3	0	1	1	2	4	3	0
<i>Pyramica</i> sp.4	0	0	1	1	0	1	0	2	1	0	0	1	1	0	3	0	0
<i>Pyramica</i> sp.5	1	1	0	1	0	2	1	2	3	2	0	4	0	0	1	0	0
<i>Pyramica</i> sp.6	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Strumigenys louisianae</i> Roger, 1863	0	0	1	2	0	0	0	0	0	6	0	1	1	3	4	1	0
<i>Strumigenys</i> sp.1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Tribo Stenammini																	
<i>Rogeria besucheti</i> Kugler, 1994	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Tribo Blepharidattini																	
<i>Wasmannia aurupunctata</i> (Roger, 1863)	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0
<i>Wasmannia</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	1
<i>Wasmannia</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	2	0	0
<i>Wasmannia</i> sp.3	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Wasmannia</i> sp.4	0	3	2	0	0	0	1	0	4	3	2	1	1	2	0	1	0

"...continua..."

"TABELA 2. Cont".

Espécies de Formicidae	Número de ocorrência por fragmento florestal																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
<i>Wasmannia</i> sp.5	2	0	2	1	0	1	4	6	7	9	2	1	4	5	2	4	1
Subfamília Ponerinae																	
Tribo Amblyoponini																	
<i>Amblyopone</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Tribo Ectatommini																	
<i>Discothyrea sexarticulata</i> (Borgmeier, 1954)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ectatoma edentatum</i> Roger, 1863	2	2	3	2	1	5	5	2	7	3	5	3	1	2	0	3	2
<i>Gnamptogenys striatula</i> Mayr, 1883	4	2	7	4	0	1	3	14	4	12	7	7	4	2	3	4	8
<i>Gnamptogenys</i> sp.2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Gnamptogenys</i> sp.3	0	0	1	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gnamptogenys</i> sp.7	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Heteroponera angulata</i> (Borgmeier, 1959)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Heteroponera dolo</i> (Roger, 1861)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Heteroponera flava</i> (Kempf, 1962)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	4	0	0	0	0	1	0	0
Tribo Ponerini																	
<i>Hypoponera foreli</i> Mayr, 1887	0	0	1	0	0	3	2	5	7	5	1	8	2	0	0	1	4
<i>Hypoponera</i> sp.1	2	1	4	0	1	3	0	3	3	4	1	4	2	2	2	1	0
<i>Hypoponera</i> sp.2	2	0	10	1	3	3	0	4	6	10	9	2	1	3	4	13	6
<i>Hypoponera</i> sp.3	2	3	0	0	0	2	1	1	1	1	0	3	1	1	0	1	6
<i>Hypoponera</i> sp.6	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	1	1	0	0	1	1	0
<i>Hypoponera</i> sp.7	0	2	0	1	1	1	0	2	1	4	2	1	5	1	3	0	0
<i>Hypoponera</i> sp.8	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	6

"...continua..."

"TABELA 2. Conf".

Espécies de Formicidae	Número de ocorrência por fragmento florestal																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
<i>Odontomachus meinerti</i> Forel, 1905	2	4	8	1	1	3	2	6	0	6	8	2	3	2	0	6	3
<i>Odontomachus cheilifer</i> (Latreille, 1802)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
<i>Pachycondyla crenata</i> Roger, 1861	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pachycondyla ferruginea</i> (Fr. Smith, 1858)	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pachycondyla harpax</i> (Fabricius, 1804)	3	0	1	2	0	0	0	4	1	4	0	0	1	0	0	0	1
<i>Pachycondyla striata</i> Fr. Smith, 1858	1	0	0	0	0	1	1	4	3	2	1	0	3	0	0	5	0
<i>Leptogenys</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leptogenys</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Subfamília Pseudomyrmecinae																	
Tribo Pseudomyrmecini																	
<i>Pseudomyrmex schuppi</i> (Forel, 1901)	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudomyrmex termitarius</i> Fr. Smith, 1855	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudomyrmex</i> (sp. pallidus) sp.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Total de ocorrência	120	124	146	83	70	131	95	172	151	198	104	154	112	118	107	148	106
Total de espécies	50	46	51	39	44	49	42	53	46	63	37	57	46	50	42	50	35

Formigas que compõem o gênero *Apterostigma* pertencem à tribo Attini e são espécies cultivadoras de fungo a partir de matéria orgânica em decomposição. Sua abundância pode ser explicada pelo microclima úmido no interior dos fragmentos, proporcionando, desse modo, uma alta produção de serapilheira e, conseqüentemente, maior disponibilidade de matéria orgânica. Segundo Campiolo et al. (2001), a riqueza específica deste gênero parece ser um bom indicador da riqueza da serapilheira em Formicidae.

O gênero *Camponotus* contém muitas espécies onívoras (Wilson, 1976) tornando-o freqüente em vários levantamentos taxonômicos (Bonnet & Lopes, 1993). Apesar de ser de um gênero freqüente em plantas tropicais e subtropicais, é também constituído por espécies terrícolas e muitas das espécies deste gênero possuem alta capacidade de invasão e adaptação para interagir com outros organismos. O mosaico de espécies que é observado na serapilheira está sujeito a prováveis flutuações, devido à influência de espécies arborícolas que, de vez em quando, em função de fatores sazonais principalmente, podem vir a forragear no chão (Delabie et al., 2000b), o que pode explicar o número elevado de espécies deste gênero encontrado nesse trabalho.

Alguns gêneros foram representados por apenas uma espécie, tais como: *Acromyrmex*, *Atta*, *Basicros*, *Cephalotes*, *Discothyrea*, *Procryptocerus*, *Rogéria* e *Tapinoma* (Tabela 2). Isso deve ter ocorrido porque as espécies dos últimos seis gêneros, com exceção de *Tapinoma*, são muito especializadas, o que poderia limitar sua abundância e, conseqüentemente, dificultar a amostragem das espécies. A baixa ocorrência dos gêneros *Acromyrmex* e *Atta* pode ser explicada pelo fato da metodologia de coleta não ser adaptada à captura de grandes Attini (Delabie comunicação pessoal) ou porque muitas espécies de ambos os gêneros são características de áreas abertas ou sob influência antrópica (Ramos, 2001). Em um estudo específico para estes dois gêneros de formigas cortadeira, foi observada uma mudança na estrutura da comunidade após a

derrubada da floresta madura na Amazônia Central (Vasconcelos & Cherrett, 1995).

Fizeram parte da fauna de Formicidae nos fragmentos algumas espécies raras como: *Amblyopone* sp. 1, *Carebara* sp. 1, *Heteroponera flava*, *Mycetarotes* sp. 1, *Myrmelachista* sp. 1, *Oxyepocus bruchi* e *Rhopalothrix* sp. 1. Dessas, apenas *Carebara* sp. 1 e *Myrmelachista* sp. 1 foram capturadas anteriormente, em um levantamento realizado por Silvestre (2000), em área de cerrado e com metodologia de coleta diferente. A primeira espécie foi também coletada por Marinho et al. (2002) e Ramos et al. (2003), em área de vegetação nativa utilizando-se o método de extrator de Winkler. O gênero *Amblyopone* foi registrado em diversos habitats, com variados métodos de coletas no município de Ilhéus em levantamentos realizados por Delabie & Nascimento (1998), Ramos et al. (2003) e Marinho et al. (2002).

Devido à existência de inúmeros conceitos para espécies raras, as espécies citadas anteriormente foram assim consideradas por apresentarem baixa frequência e *Amblyopone* sp.1 por ser formiga predadora especialista, ocorrendo apenas em ambientes em que recursos alimentares são favoráveis (Delabie et al., 2000c). Porém, apesar de “raras”, estas espécies têm grande importância relativa nos ecossistemas tropicais, sendo uma das responsáveis pela alta diversidade deles. O que pode ter favorecido a ocorrência destas espécies é a heterogeneidade das áreas fragmentadas proporcionando uma maior qualidade ambiental, beneficiando a presença destas.

As espécies *Pyramica denticulata*, *Solenopsis* sp.1 estiveram presentes em todos os fragmentos (Tabela 2). Em relação à *P. denticulata*, sua presença pode ser explicada por esta pertencer ao grupo de predadora especialista. Esta espécie é predadora potencial de Colêmbola e como o hábito predatório está, em vários grupos animais, associado a uma generalização de habitats, pode estar favorecendo, em tese, uma ampla distribuição geográfica.

O gênero *Solenopsis* é constituído de espécies com hábito onívoro e algumas são típicas de áreas perturbadas. Às vezes são consideradas também como influentes sobre processo de recuperação florestal (Ramos et al., 2003). Pelo fato dos fragmentos estarem passando por processo de regeneração, pode explicar a ocorrência da espécie *Solenopsis* sp.1 em todos os fragmentos em estudo.

O fato deste gênero ser representado por tantas espécies no interior do fragmento pode indicar a ocorrência de invasões de espécies a partir da matriz. Contudo, esta hipótese somente poderá ser testada com a identificação precisa das espécies e o conhecimento mais detalhado da distribuição destas na matriz.

A subfamília com mais frequente foi a Myrmicinae, com 91 espécies, seguida de Ponerinae (25), Formicinae (17), Dolichoderinae (4), Pseudomyrmecinae (3) e Ecitoninae (2) (Figura 1). Resultados semelhantes em relação à subfamília Myrmicinae foram encontrados por Ramos et al. (2003) e Marinho et al. (2002), utilizando a mesma metodologia. Flor et al. (2003) e Leite (2000) encontraram resultados semelhantes utilizando diferentes metodologias. A predominância desta subfamília pode ser explicada por ser mais abundante e por ser um grupo de formigas extremamente adaptáveis aos mais diversos nichos ecológicos na região Neotropical (Fowler et al., 1991).

As subfamílias com menor representação, como Dolichoderinae, Pseudomyrmecinae e Ecitoninae (Figura 1), foram também menos frequentes em floresta primária e cacauzeiro abandonado (Roth et al., 1994), em áreas de cerrado e eucaliptais (Ramos et al., 2003) e em campos e capões no Pantanal (Flor et al., 2003).

Segundo Bruhl et al. (1998), é típico do estrato da serapilheira um maior número de registros para Myrmicinae e Ponerinae do que para Formicinae, Dolichoderinae, Pseudomyrmecinae e Ecitoninae, corroborando com os resultados obtidos neste estudo (Figura 1). Ocorre também um aumento

considerável de Formicinae e Dolichoderinae na vegetação, muitas vezes associadas a insetos que produzem “honeydew” ou nectários extraflorais (Bruhl et al., 1998).

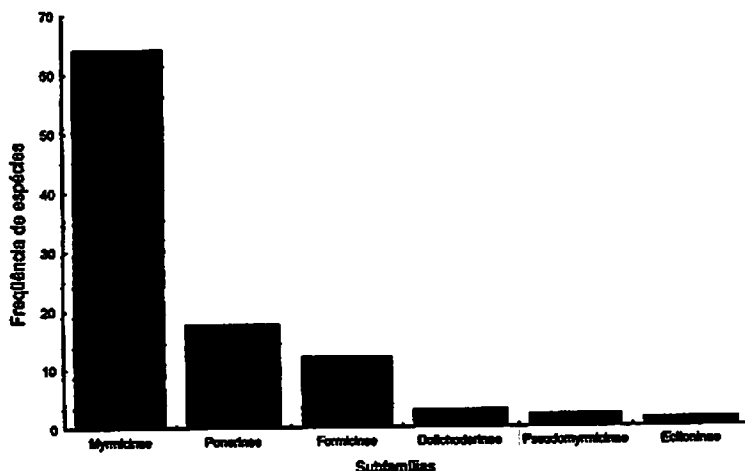


FIGURA 1. Frequência absoluta das subfamílias de formigas registradas em fragmentos florestais na região do Alto do Rio Grande, MG, no período de junho a dezembro de 2003.

Espécies da subfamília Pseudomyrmecinae podem ser consideradas acidentais em serapilheira, pois não forrageiam no solo, sendo exclusivamente arborícolas, salvo exceções, como, por exemplo, a espécie *Pseudomyrmex termitarius* capturada neste levantamento, que nidifica no solo sem vegetação, geralmente em cima de cupinzeiros (Bruhl et al., 1998).

As Ecitoninae, denominadas formigas de correição, são legionárias de hábitos nômades e extremamente agressivas. Essas formigas constituem grandes colônias, são carnívoras e não armazenam alimento por longos períodos de tempo. Por isso precisam migrar em busca de presas para suprir suas necessidades alimentares (Delabie et al., 2000a), o que pode explicar sua baixa representatividade nos fragmentos.

3.2 Indicadores de biodiversidade

3.2.1 Riqueza observada de espécies

Nos fragmentos em estudo foram registradas entre 35 e 63 espécies de formigas e estima-se que entre 45 e 137 espécies podem ser potencialmente encontradas nestes mesmos fragmentos (Tabela 3). Em relação ao número de registros das espécies, os resultados obtidos foram inferiores aos de Vasconcelos (1998) e Vasconcelos et al. (2001), que registraram, em seu levantamento, um total de 78 espécies para fragmentos florestais na Amazônia. Quanto ao número estimado, os resultados foram superiores aos dos autores; para estas mesmas áreas foram estimadas 106 espécies de formigas. Considerando que na Amazônia os fragmentos florestais são de florestas primárias e os do presente estudo são de florestas que sofreram corte seletivo e passam por processo de regeneração, pode-se considerar que estes fragmentos têm uma alta diversidade de espécies de formigas.

A riqueza de espécies registrada nos fragmentos de floresta em estudo foi maior que a encontrada em áreas de cabruca (cacau plantado sob Floresta Atlântica) na Bahia, onde foram registradas 106 espécies de formigas (Delabie et al. (2000 a) e na Reserva Biológica de Una (BA), com 103 espécies de formigas (Delabie et al., 1997).

Apesar da área de coleta utilizada para a captura de formigas de serapilheira ter sido diferente, Marinho et al. (2002), em áreas de vegetação nativa de cerrado e de eucaliptais, encontraram número similar de espécies de formigas. Números bem próximos foram encontrados por Soares & Schoereder (2001), em remanescentes de florestas no município de Viçosa, MG.

O presente estudo apresentou riqueza elevada de espécies e gêneros, mesmo quando comparado a um levantamento que utilizou uma combinação de métodos, tais como armadilha luminosa, varredura, pitfall e armadilhas com

iscas aromáticas em 12 localidades na Índia, onde foram capturadas 140 espécies e 32 gêneros (Gadagkar et al., 2000).

O número médio de espécies por amostra do presente estudo foi de 8,4, variando entre 4,6 e 13,2, comprovando um elevado número de formigas nestes fragmentos.

O número de ocorrência de espécies por amostra encontrado neste estudo foi superior ao encontrado por Armbrecht & Perfecto (2003), que coletaram 7,5 espécies por amostra em fragmento florestal. Delabie et al. (2000a), em cacaua na Mata Atlântica, coletaram uma média de 8,0 espécies por amostra.

O fato de ocorrer um número relativamente alto de espécies por amostra evidencia a necessidade de estudos focando a interação entre as espécies de serapilheira. Soares & Schoereder (2001) não encontraram evidências de competição entre espécies de serapilheira, o que, não necessariamente implica na inexistência de interação.

Para verificar o quanto os resultados obtidos em relação a riqueza de espécies expressam real situação das comunidades analisadas, foram construídas curvas de coletor para cada fragmento (Figura 2). Graficamente percebe-se que as curvas não estão totalmente estabilizadas, não atingindo a saturação. Isto indica que o esforço amostral não foi suficiente para amostrar totalmente a comunidade local e que existem muitas espécies a serem coletadas, sendo bem provável que, para os 17 fragmentos, seja encontrada uma riqueza ainda maior.

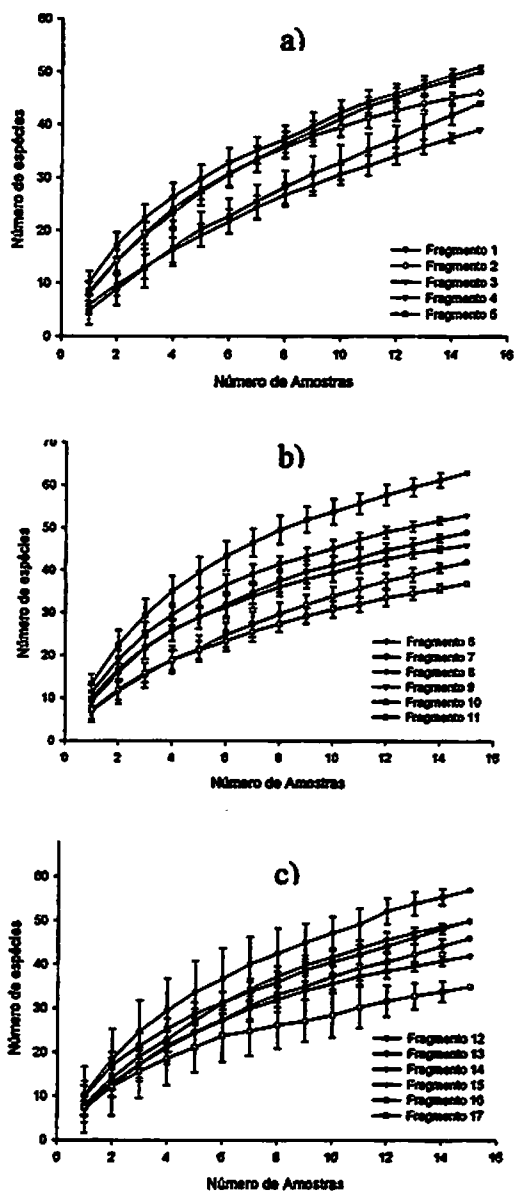


FIGURA 2. Curva do coletor passando pelos pontos médios e barras de desvio com 50 simulações para as espécies amostradas nos fragmentos florestais 1, 2, 3, 4 e 5 (a); 6, 7, 8, 9, 10 e 11 (b); 12, 13, 14, 15, 16 e 17 (c), no período de junho a dezembro de 2002, na região Alto do Rio Grande.

3.2.2 Riqueza estimada de espécies

A partir da comparação dos valores de Chao 2, verificou-se que os fragmentos mais ricos em espécies, em ordem decrescente, foram 5, 3 e 16. Para os fragmentos em questão, observou-se que o número de espécie esperado é o dobro (fragmento 3 e 16) ou quase o triplo para o fragmento 5 (Tabela 3) do que foi observado. Marinho et al. (2002) encontraram uma alta riqueza de formigas em vegetação nativa (80,50), mostrando que ambientes mais complexos favorecem uma alta riqueza.

Estes valores discrepantes entre o observado e o estimado de riqueza de espécies pode indicar uma provável diversificação de ambientes, aumentando as vantagens de colonização para as diversas espécies exigentes quanto ao local de nidificação e instalação de alguns outros grupos. Quanto maior a heterogeneidade na distribuição espacial das espécies, maior será a distância entre a riqueza observada e a estimada por Chao 2.

Esta riqueza de espécies pode ser explicada pela complexidade do ambiente. De acordo com Andow (1991), habitats complexos criam oportunidades de instalação e sobrevivência de um número maior de espécies, em virtude da capacidade de suporte do meio, o que pode ter favorecido a permanência das espécies nos remanescentes de floresta. Um outro fator que pode ser determinante é a condição microclimática de umidade, temperatura e insolação, que pode estar distribuída de forma heterogênea no nível do solo.

TABELA 3. Número de espécies observado, número de espécies estimado, índices de diversidade, “singletons” e “doubletons” para os formicídeos coletados em fragmentos florestais, no período de junho a dezembro de 2002, na região do Alto do Rio Grande.

Frag.	Nº de espécies observado	Nº de espécies estimado (Chao 2)	Índice de diversidade (Shannon)	Singletons	Doubletons	% Singletons + Doubletons
1	50	63,17	3,62	21	15	72
2	46	54,80	3,59	15	11	57
3	51	101,35	3,61	25	5	58
4	39	64,80	3,31	22	8	77
5	44	137,62	3,61	31	4	79
6	49	68,10	3,64	20	9	59
7	42	61,10	3,47	20	9	69
8	53	68,62	3,66	19	10	55
9	46	58,08	3,54	16	9	54
10	63	90,72	3,85	24	9	52
11	37	45,80	3,30	15	11	70
12	56	80,15	3,74	25	12	66
13	46	69,10	3,50	23	10	72
14	50	59,53	3,68	19	17	72
15	42	52,98	3,48	16	10	62
16	50	100,35	3,54	25	5	60
17	35	48,14	3,26	14	6	57

3.2.3 Número de “singletons” e “doubletons”

Foi observada uma grande ocorrência de espécies “singletons” e “doubletons” nas comunidades (Tabela 3), com porcentagem média de 64,2% das espécies.

Ocorreu predominância das espécies “singletons” diante das “doubletons” (Tabela 3), evidenciando que a maior parte da comunidade está representada por espécie que ocorrem pontualmente, o que torna sua captura mais difícil. Isso pode estar relacionado à amostragem de espécie com populações pequenas, espécies que nidificam em outros substratos, mas, por acidente, foram encontradas nestes ambientes ou ocorrência de espécies dos ambientes adjacentes. Este fato pode resultar num aumento de espécies consideradas raras e afetar a estimativa de riqueza. Se assim for, seria possível diminuir ocorrência de espécies “singletons” e “doubletons”: aumentando a amostragem, amostrando outros extratos, diversificando estratégias de coleta e fazendo uma curva de acumulação “singletons” e “doubletons” em função do esforço amostral.

Além disso, a grande quantidade de espécies “singletons” e “doubletons” nos remanescentes florestais provavelmente foi influenciada pela fragmentação florestal, fazendo com que algumas espécies tenham sido pouco frequentes devido à conversão do seu hábitat natural.

3.2.4 Índice de diversidade

Não foram observadas grandes discrepâncias nos valores do índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') para os fragmentos estudados, indicando que as comunidades de formigas amostradas apresentam um alto índice de diversidade (Tabela 3). Resultados semelhantes foram encontrados por Schiffler (2003), em alguns desses fragmentos para diversidade, na comunidade de

besouros detritívoros. Pereira (2003) também encontrou, para a comunidade arbórea de alguns desses remanescentes, altos valores de H' .

Percebe-se que, embora seja uma região com histórico de perturbação secular, os valores de H' foram elevados para os fragmentos. Estes resultados não eram esperados, pois estes fragmentos estão inseridos em uma matriz de áreas agropastoris e acreditava-se que estas áreas adjacentes poderiam diminuir a diversidade nos remanescentes florestais. Este fato aparentemente não influenciou o H' no interior destes ambientes, provavelmente porque o grau de perturbação gerado pelos sistemas agrícolas adjacentes pouco influencia na estrutura da comunidade de formigas de serapilheira florestal ou a fragmentação florestal afeta todos os fragmentos de forma simétrica.

Dias (2004), utilizando formigas para avaliar a interferência das áreas circunvizinhas em 10 destes fragmentos, encontrou resultados similares. A alta diversidade de espécies de formigas nos fragmentos mostrou que os sistemas agrícolas não interferiam na diversidade dos fragmentos.

Adicionalmente, a grande diversidade nos fragmentos em estudo pode ter tido influência da borda, pois estas, sendo consideradas um ambiente de transição entre dois ambientes distintos ecologicamente, podem estar funcionando como porta de entrada para espécies oriundas da matriz, e aumentar a riqueza de espécies no interior dos fragmentos.

3.3. Efeito espécie/área sobre a comunidade de formigas

Não houve correlação entre a riqueza de espécies observada com o tamanho dos fragmentos florestais ($R^2 = 0,02$; $F_{1,14} = 0,2185$; $p = 0,6402$). Isso indica que, no sistema de fragmentos dos municípios estudados, o tamanho do fragmento não explica a riqueza de espécies de formigas.

Este resultado foi semelhante ao de Zimmerman & Bierregaard (1986) quando estudaram a relevância da biogeografia de ilhas para prever o número

de espécies em fragmentos na Amazônia e ao de Vasconcelos (1998) e Vasconcelos et al. (2001), no seu trabalho sobre as respostas das formigas à fragmentação florestal na Amazônia. Resultados similares foram encontrados por Schiffler (2003), embora tenha utilizado como bioindicadores de áreas fragmentadas Coleopteros da família Scarabaeidae.

Supõe-se que a área tem pouca influência sobre a diversidade local de espécie de formigas. Algumas possibilidades podem explicar esta relação inversa, como por exemplo, independente do tamanho da área, características internas dos fragmentos podem estar interferindo para a permanência das espécies ou a invasão de espécies das áreas perturbadas adjacentes é tal, que pode estar sobrepondo à perda de espécies na área de mata, levando a um aumento na riqueza de espécies nos fragmentos de menor tamanho.

Assim também, estes resultados podem estar relacionados com as diferenças históricas de isolamento destes fragmentos, fazendo com que diferentes fragmentos fossem circundados por diferentes tipos de vegetação, influenciando de modo diferencial na estrutura da comunidade de formigas que compõem os fragmentos da região. Vasconcelos et al. (2001) sugeriram que as diferenças na relação espécie-área nos fragmentos florestais de mesmo tamanho localizados em três fazendas na região da Amazônia, podem ser explicadas pelas diferenças históricas das fazendas para o estabelecimento das áreas de pastagens. Segundo estes autores, essa diferença histórica faz com que a vegetação circundante seja diferente, influenciando na riqueza de espécies da área.

Levando-se em consideração o padrão de correlação positiva entre a riqueza de espécies e a área do fragmento florestal, como predito por Rosenzweig (1995), a ausência do efeito espécie/área pode estar ligada ao fato das amostras terem sido padronizadas, não havendo, desse modo, efeito do artefato de amostragem. Isso sugere que esta relação nos fragmentos é dependente da heterogeneidade espacial que, em fragmentos maiores, poderia



gerar valores de riqueza maiores por amostrarem-se mais comunidades locais do interior do fragmento. Além disso, o fato da amostragem ter sido uniforme (15 m²) e de comunidades de serapilheira serem saturadas (Soares et al. 2001) pode representar número de espécies mais ou menos constante nos 15 m².

Tendo conhecimento de que as formigas respondem prontamente às alterações ambientais, diferentes fatores contribuíram para que ocorresse o padrão encontrado. Ou seja, mudanças em características ambientais podem estar levando a um padrão de distribuição local que não é detectado pela relação espécie área, tais como dependência da diversidade de habitats disponíveis nos fragmentos e outros fatores que atuam em escala local na determinação do número de espécie de formigas, por exemplo, a serapilheira onde estão contidos recursos alimentares e sítios de nidificação diversos utilizados por elas. Possivelmente quanto maior a quantidade de serapilheira, maior disponibilidade de alimentos e sítios de nidificação.

Dessa forma, para plano de manejo e conservação, deve-se ressaltar a importância dos fragmentos florestais estudados para conservação da biodiversidade. Estratégias de avaliações do ambiente com a proposta de conservação das espécies de formigas, assim como a preservação de grandes áreas de mata ainda existentes e manutenção de fragmentos, mesmo que pequenos, seriam medidas eficazes para a preservação da biodiversidade nos fragmentos da região, pois estes podem estar atuando como o último refúgio para espécies endêmicas de plantas e animais e, ainda, servir como pontos de ligação entre áreas maiores.

Desse modo, para evitar uma interpretação errônea das variáveis ambientais que influenciam a riqueza de espécies na comunidade de Formicidae, é necessário uma abordagem do fragmento como um todo, já que amostras pontuais de serapilheira não correspondem ao que, em 'média', caracteriza o ambiente.

3.4 Complexidade da forma dos fragmentos e a riqueza de espécies

No sistema de fragmentos da Região do Alto do Rio Grande a complexidade da forma dos fragmentos é dependente de sua área. Fragmentos maiores têm formas mais complexas ($R^2 = 0,40$; $F_{1,15} = 10,109$; $p = 0,0062$), Figura 3 (a).

Verificou-se uma alta variação na complexidade da forma dos fragmentos (Tabela 1) e correlação negativa entre a riqueza de espécie e a complexidade da forma dos fragmentos florestais ($R^2 = 0,36$; $F_{1,14} = 4,1514$; $p = 0,0416$), Figura 3 (b), ou seja, o aumento da complexidade da forma diminuiu o número de espécies de formigas nos fragmentos.

Na relação entre a área e complexidade da forma estes resultados assemelham aos encontrados por Louzada (2000), mas diferem na relação complexidade da forma e riqueza de espécies de formigas, embora os bioindicadores utilizados tenham sido diferentes. Este autor encontrou que, o aumento da complexidade da forma aumenta o número de espécies de besouros da família Scarabaeidae em fragmentos no município de Viçosa. O contrário ocorreu no estudo feito por Schiffler (2003) em alguns destes fragmentos em estudo na região de Lavras, utilizando besouros desta mesma família, não encontrando correlação entre a riqueza de espécies observada e a complexidade dos fragmentos.

Para os fragmentos em estudo, quanto maior a sua área, maior a possibilidade que tenha uma forma complexa (Figura 3 a) e, conseqüentemente, apresentem maior repetição das diferentes possibilidades de microambientes garantindo assim um acréscimo na diversidade.

O índice de complexidade variou de 2,18 a 3,56 (Tabela 1), mostrando que os fragmentos em questão aparentam ter forma irregular, conseqüentemente com maiores chances do seu interior ficar exposto ao efeito de borda, sofrendo variações microclimáticas e alteração ambiental.

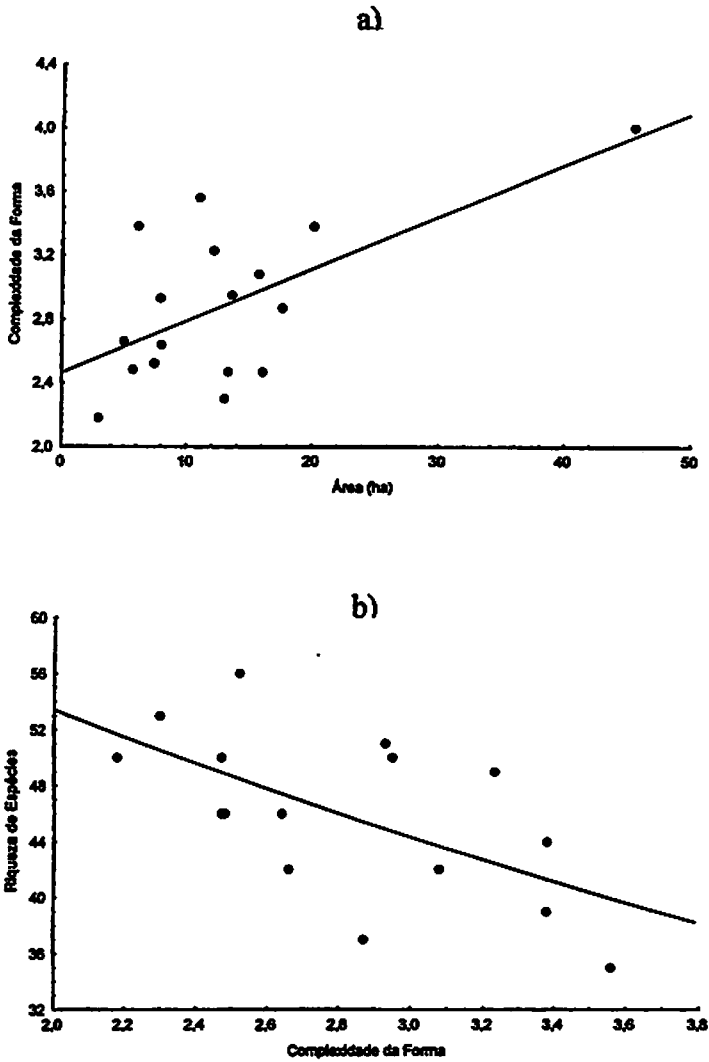


FIGURA 3. a) Relação entre a área do fragmento e a complexidade da forma ($R^2 = 0,40$; $F_{1,15} = 10,109$; $p = 0,0062$) e b) a riqueza de espécies observada e a complexidade da forma dos fragmentos florestais ($R^2 = 0,36$; $F_{1,14} = 4,1514$; $p = 0,0416$).

Como a complexidade da forma de um fragmento aumenta o efeito de borda (Didham, 1997), e quanto mais o interior do fragmento fica exposto a esse efeito, maior a tendência de perda de espécies (Lovejoy et al., 1986; Hart & Horwitz, 1991), alguns desses fragmentos poderiam estar sofrendo um maior efeito de borda que outros, por ser mais complexo. Como houve relação da complexidade e riqueza de formigas de serapilheira, estes resultados sugerem que o efeito de borda pode estar afetando a riqueza de espécies de formigas em fragmentos com maior complexidade.

Vários estudos já evidenciaram que a fauna de formigas (Majer et al., 1997; Carvalho & Vasconcelos, 1999) é afetada pelos efeitos de borda. Outros demonstram como podem ser diversos os efeitos da borda sobre as comunidades de outros animais (Lovejoy et al., 1986). Para Gliessman (2001), as bordas são zonas de transição distintas, que podem desempenhar papéis importantes em uma paisagem, pois, uma vez que as condições ambientais existentes dentro delas configuram-se como uma transição entre hábitat da unidade produtiva e natural, espécies características de ambos podem ocorrer nestas áreas de transição e em conjunto com outras espécies que preferem as condições intermediárias. Para saber como atuam as bordas no complexo florestal da região do Alto do Rio Grande, é preciso verificar as possíveis influências dos efeitos de borda na adição de espécies de ecótono às comunidades ou na retirada de espécies exclusivas de florestas.

Com finalidade de saber o que poderia estar influenciando a diversidade de formigas, além da área e complexidade da forma dos fragmentos, foi utilizada uma análise das frações de serapilheira para verificar possíveis influências na estrutura das comunidades de Formicidae nos fragmentos florestais que será discutido no capítulo 3.

4 CONCLUSÕES

- ✓ Os fragmentos florestais da região do Alto do Rio Grande apresentam uma elevada riqueza de espécies de formigas.
- ✓ O tamanho da área do fragmento não influenciou na riqueza de espécies de formigas.
- ✓ A complexidade da forma dos fragmentos é dependente de sua área e diminuiu a riqueza de espécies de formigas nos remanescentes florestais.

5 REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

ANDERSEN, A. N. Responses of ground-foraging ant communities to three experimental fire regime in a savanna forest of tropical Australia. *Biotropica*, St. Louis, v. 23, n. 3, p. 575-585, Sept. 1991.

ANDOW, D. A. Vegetational diversity and arthropod population responses. *Annual Review of Entomology*, Palo Alto, v. 36, p. 561-586, 1991.

ARMBRECHT, I.; PERFECTO, I. Litter-twig dwelling ant species richness and predation potential within a forest fragment and neighboring coffee plantations of contrasting hábitat quality in Mexico. *Agriculture Ecosystems & Environment*, Amsterdam, v. 97, n. 1/3, p. 107-115, July 2003.

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. Soil microarthropods of a rubber plantation and a natural Forest. *Environment & Ecology*, Lisse, v. 3, n. 2, p. 143-147, 2000.

BOLTON, B. *Identification guide to the Ant genera of the world*. London: Harvard University Press, 1994. 222 p.

BONNET, A.; LOPES, B. C. Formigas de dunas e restingas da praia da Joaquina, Ilha de Santa Catarina, SC (Insecta, Hymenoptera). *Biotemas*, Florianópolis, v. 6, p. 107-114, Apr. 1993.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Reforma Agrária. Secretaria Nacional de Irrigação. Departamento Nacional de Meteorologia. *Normais Climatológicas - 1960-1991*. Brasília, 1992. 84 p.

BRUHL, C. A.; MOHAMED, M.; LINSENMAISR, K. E. Altitudinal distribution of leaf litter ants along a transect in primary forest in Mount Kinabalu, Sabah, Maysia. *Journal of Tropical Ecology*, Cambridge, v. 15, n. 3, p. 265-277, May 1998.

BUSTOS, J. H.; ULLOA-CHACÓN, P. Mirmecofauna y perturbación en un bosque de niebla neotropical (Reserva Natural Hato Viejo, Valle del Cauca, Colombia). *Revista de Biología Tropical*, San José, v. 44, n. 3/ v. 45, n. 1, p. 259-266, 1996/1997.

CAMPIOLO, S.; DELABIE, J. H. C.; SANCHES, C. L. G.; SANTOS, J. R. M.; AGOSTI, D.; NASCIMENTO, I. C. Relação riqueza genérica e específica: um instrumento de apoio para inventários rápidos em áreas de Mata Atlântica. In: ENCONTRO DE MIRMECOLOGIA, 15., 2001, Londrina. Anais... Londrina: IAPAR, 2001. p. 301-303.

CARVALHO, K. S.; VASCONCELOS, H. L. Forest fragmentation in central Amazonia and its effects on litter-dwelling ants. *Biological Conservation*, Oxford, v. 91, n. 2/3, p. 151-157, Dec. 1999.

COLWELL, R. K. *Estimates: statistical estimation of species richness and shared species from samples, Version 6. 0 b1 User's Guide and application.* University of Connecticut, USA, 2000. Disponível em: <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>>. Acesso em: 05 out. 2003.

COLWELL, R. K.; CODDINGTON, J. A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B, London*, v. 345, n. 1311, p. 101-118, July 1994.

CRAWLEY, M. J. *Statistical computing: an introduction to data analysis using S-plus.* Chichester: John Wiley & Sons, 2002.

DELABIE, J. H. C.; AGOSTI, D.; NASCIMENTO, I. C. do. Litter and communities of the Brazilian Atlantic rain forest region. In: AGOSTI, D.; MAJER J. D.; ALONSO, L. E.; SCHULTZ, T. R. (Ed.). *Measuring and monitoring biological biodiversity: standard methods for ground living ants.* Washington: Smithsonian Institution. 2000a. p. 1-17.

DELABIE, J. H. C.; AGOSTI, D.; NASCIMENTO, I. C. do. Litter ant communities of the Brazilian Atlantic rain forest region. In: AGOSTI, D.; MAJER J. D.; ALONSO, L. E.; SCHULTZ, T. R. (Ed.). *Sampling ground-dwelling ants: case studies from the world's rain forests.* Perth, Australia: Curtin University School of Environmental Biology, 2000b. (Bulletin n. 18).

DELABIE, J. H. C.; FRESNEAU, D.; PEZON, A. Notes on the Ecology of *Thaumatomyrmex* spp. (Hymenoptera:Formicidae:Ponerinae) in Southeast Bahia, Brazil. *Sociobiology*, Chicago, v. 36, n. 3, p. 571-584, 2000c.

DELABIE, J. H. C.; MAJER, J. D.; MCKENZIE, N. L. Ant litter fauna of forest edge and adjacent grassland in the Atlantic rain forest region of Bahia, Brazil. *Insectes Sociaux*, Paris, v. 44, n. 3, p. 225-266, 1997.

DELABIE, J. H. C.; NASCIMENTO, I. C. do. As formigas do município de Ilhéus (Insecta: Hymenoptera: Formicidae). *Revista da UESC Especiaría*, Ilhéus, v. 1, n. 2, p. 133-152, 1998.

DIAS, N. da S. **Interação entre as comunidades de formigas (Hymenoptera: Formicidae) de fragmentos florestais e de agroecossistemas adjacentes.** 2004. 66 p. Dissertação (Mestrado em Entomologia) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

DIDHAM, R. The influence of edge effects and forest fragmentation on leaf litter invertebrates in Central Amazonia. In: LAURENCE, W. F.; BIERREGARD, R. O. (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology management and conservation of fragmented communities.** Chicago: University of Chicago Press, 1997. p. 55-70.

FLOR, G. B.; CANESIN, A.; BRIZOLA, A. K.; XAVIER, L. M. S.; FERNÁNDES, M. F.; BENDASSOLLI, M. C. N. F.; LINS, V. S.; FERNANDES, W. D. Biodiversidade da mirmecofauna epigéica em campos e capões no Pantanal do Miranda, Corumbá-MS. In: SIMPÓSIO DE MIRMICOLOGIA, 26, 2003, Florianópolis-SC. *Anais...* Florianópolis: UFSC, 2003. p. 370-372.

FOWLER, H. G. Relative representation of *Pheidole* (Hymenoptera: Formicidae) in local ground ant assemblages of the Americas. *Anales de Biología*, Murcia, v. 19, n. 1, p. 29-37, 1993.

FOWLER H. G.; DELABIE, J. H. C.; BRANDÃO, C. R. F.; FORTE, L. C.; VASCONCELOS, H. L. Ecologia nutricional de formigas. In: PANIZZI, A. R.; PARRA, J. R. P. (Ed.). **Ecologia nutricional de insetos e suas implicações no manejo de pragas.** Rio de Janeiro: Manole/CNPQ, 1991. p. 131-209.

GADAGKAR, R.; NAIR, P.; CHANDRASHEKARA, K.; BHAT, D. M. Ants species diversity in the Western Ghats, Índia. In: AGOSTI, D.; MAJER J. D.; ALONSO, L. E. & SCHULTZ T. R. (Ed.). **Sampling ground-dwelling ants: case studies from de world's rain forests.** Perth, Australia: Curtin University School of Environmental Biology, 2000. p. 19-30. (Bulletin, n. 18).

GLIESSMAN, S. R. **Agroecologia: processos ecológicos em agricultura sustentável.** 2. ed. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS, 2001. 653 p.

GONÇALVES, C. R.; NUNES, A. M. Formigas das praias e restingas do Brasil. In: LACERDA, L. D.; ARAÚJO, D. S. D.; CERQUEIRA, R.; TUREQ, B. (Org.). *Restingas: origem, estrutura, processos*. Niterói: CEUFF, 1984. p. 373-378.

HART, D. D.; HROWITZ, R. J. Hábitat diversity and the species-area relationship: alternative models and tests. In: BELL, S. S.; McCOY, E. D. (Ed.). *Hábitat structure: the physical arrangement of objects in space*. London: Chapman and Hall, 1991. p. 47-68.

HÖLLDOBLER, B.; WILSON, E. O. *The ants*. Belknap, Massachusetts, 1990. 731 p.

HOSKING, A. C.; TURNER, V. Ants, disturbance and regeneration in eucalypt forest. *Memories of the Museum Victoria*, Melbourne, v. 56, n. 2, p. 655-657, 1997.

IHAKA, R.; GENTLEMAN, R. R. a language for data analysis and graphics. *Journal of Computational and Graphics Statistics*, Alexandria, v. 5, n. 2, p. 229-314, 1996.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Mapa de vegetação do Brasil*. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1993.

JAFFÉ, K.; PEREZ, E.; LATTKE, J. *El mundo de las hormigas*. Universidad Simón Bolívar, Venezuela: Equinoccio Ediciones, 1993. 183 p.

KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology*, Cambridge, v. 5, n. 2, p. 173-185, May 1989.

LAWTON, J. H.; BIGNELL, D. E.; BOLTON, B.; BLOEMERS, G. F.; EGGLETON, P.; HAMMOND, P. M.; HODDA, M.; HOLT, R. D.; LARSEN, T. B.; MAWDSLEY, N. A.; STORK, N. E.; SRIVASTAVA, D. S.; WATT, A. D. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of hábitat modification in tropical forest. *Nature*, London, v. 391, n. 6662, p. 72-76, Jan. 1998.

LEITE, M. F. *Fatores afetando a estrutura de comunidades de formigas (Hymenoptera: Formicidae) em uma savana Amazônica*. 2000. 83 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade do Amazonas, Manaus.

LOUZADA, J. N. C. Efeitos da fragmentação florestal sobre a comunidade de scarabaeidae (Insecta, Coleoptera). 2000. 95 p; Tese (Doutorado em Entomologia) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

LOVEJOY, J. E.; BIERREGAARD Jr., R. O.; RYLANDS, A. B.; MALCOLM, J. R.; QUINTELA, C. E.; HARPER, L. H.; BROWN, K. S.; POWELL, G. V. N.; SCHUBART, H. R.; HAYS, M. B. Edge and other effects de isolation on Amazon forest fragments. In: SOULÉ, M. E. *Conservation biology: The science of scarcity and diversity*. Sunderland, Massachussets: Sinauer Associates, 1986. p. 257-285.

MAJER, J. D.; DELABIE, J. H. C.; MCKENZIE, N; L. Ant litter fauna of forest, edges and adjacent grassland in the Atlantic rain forest region of Bahia, Brazil. *Insects Sociaux*, Paris, v. 44, n. 3, p. 225-266, 1997.

MARINHO, C. G. S.; ZANETTI, R.; DELABIE, J. H. C.; SCHILINDWEIN, M. N.; RAMOS, L. de S. Diversidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) da serapilheira em Eucaliptais (Myrtaceae) e área de Cerrado de Minas Gerais. *Neotropical Entomology*, Londrina, v. 3, n. 2, p. 187-195, Apr./June 2002.

MILLER, L. J.; NEW, T. R. Mount piper grasslands: pitfall trapping of ants and interpretations of habiatat variability. *Memories of the Museum Victoria*, Melbourne, v. 56, n. 2, p. 377-381, 1997.

MORENO, C. E. Métodos para medir la biodiversidad. Zaragoza: M&T- Manuales y Tesis SEA, 2001. v. 1, 82 p.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; SCOLFORO, J. R.; MELLO, J. M. Composição florística e estrutura comunitária de um remanescente de flortesta semidecídua Montana em Lavras (MG). *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, SP, v. 17, n. 2, p. 159-174, dez. 1994.

OLIVER, I.; BEATTIE, A. J. Designing a cost-effective invertebrate survey: a test of methods for rapid assessment of biodiversity. *Ecological Applications*, Washington, v. 6, n. 2, p. 594-607, May 1996.

PATTON, D. R. A diversity index for quantifying hábitat edge. *Wildlife Society Bulletin*, Berthesda, v. 3, p. 171-173, 1975.

PEREIRA, J. A. A. Efeitos dos impactos ambientais e da heterogeneidade ambiental sobre a diversidade e estrutura da comunidade arbórea de 20 fragmentos de florestas semidecíduas da Região do Alto do rio Grande,

Minas Gerais. 2003. 156 p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. *Biologia da conservação*. Londrina: Midiograf, 2001. 328 p.

RAMOS, L. de S. *Impacto de práticas silviculturais sobre a diversidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) em eucaliptais*. 2001. 111 p. Dissertação (Mestrado em Entomologia) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

RAMOS, L. de S.; MARINHO, C. G. S.; ZANETTI, R.; DELABIE, J. H. C.; SCHLINDWEIN, M. N. *Impacto de iscas granuladas sobre a mirmecofauna não-alvo em eucaliptais segundo duas formas de aplicação*. *Neotropical Entomology*, Londrina, v. 32, n. 2, p. 231-237, Apr./June 2003.

ROSENZWEIG, M. L. *Species diversity in space and time*. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. 436 p.

ROTH, D. S.; PERFECTO, L.; RATHCKE, B. *The effects of management-systems on ground-foraging ant diversity in Costa-Rica*. *Ecological Applications*, Washington, v. 4, n. 3, p. 423-436, Aug. 1994.

SAMWAYS, M. J.; OSBORN, R.; CARLIEL, F. *Effect of highway on ant (Hymenoptera: Formicidae) species composition and abundance, with a recommendation for roadside verge width*. *Biodiversity and Conservation*, London, v. 6, n. 7, p. 903-913, July 1997.

SCHIFFLER, G. *Fatores determinantes da riqueza local de espécies de Scarabaeidae (Insecta: Coleoptera) em fragmentos de floresta estacional semidecídua*. 2003. 68 p. Dissertação (Mestrado em Entomologia) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

SILVESTRE, R. *Estrutura de comunidades de formigas do cerrado*. 2000. 216 p. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto-SP.

SOARES, S. M.; SCHOEREDER, J. H. *Ant-nest distribution in a remnant of tropical rainforest in southeastern Brazil*. *Insectes Sociaux*, Paris, v. 48, p. 280-286, 2001.

- SOARES, S. M.; SCHOEREDER, J. H.; DeSOUZA, O. Processes involved in species saturation of ground-dwelling ant communities (Hymenoptera, Formicidae). *Austral Ecology*, Carlton, v. 21, p. 187-192, 2001.
- VAN DEN BERG, E.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Composição florística e fitossociologia de uma flortesta semidecidual montana em Itutinga, MG, e comparação com outras áreas. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, SP, v. 22, n. 3, p. 231-253, set. 2000.
- VASCONCELOS, H. L. Effects of Forest disturbance on the structure of ground-foraging ants communities in central Amazônia. *Biodiversity and Conservation*, Dordrecht, v. 8, n. 3, p. 409-420, Mar. 1999.
- VASCONCELOS, H. L. Respostas das formigas à fragmentação florestal. *Série Técnica IPEF*, Piracicaba, v. 12, n. 32, p. 95-98, 1998.
- VASCONCELOS, H. L.; CARVALHO, K. S.; DELABIE, J. H. C. Landscape Modifications and ant communities. In: BIERREGAARD Jr. R. O.; GASCON, C.; LOVEJOV, T. E.; MESQUITA, R. C. G. *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*. Yale: Yale University Press, 2001. Cap. 16, p. 189-207.
- VASCONCELOS, H. L.; CHERRETT, J. M. Changes in leaf-cutting ants populations (Formicidae: Attini) after the clearing of mature forest in Brazilian Amazonia. *Studies on Neotropical Fauna and Environmental*, Lisse, v. 30, p. 107-113, June 1995.
- VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. *Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal*. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 1991. 123 p.
- WILSON, E. O. Which are the most prevalent ant genera? *Studia Entomologica*, Petrópolis, v. 19, n. 1/4, p. 187-200, 1976.
- YORK, A. The long-term effects of fire on forest ant communities: management implications for the conservation of biodiversity. *Memoirs of the Queensland Museum*, v. 36, p. 231-239, 1994.
- ZEMELLA, M. P. *O abastecimento da capitania das Minas Gerais no século XVIII*. 2. ed. São Paulo, SP: EDUPHUTTEC, 1990.

ZIMMERMAN, B. L.; BIERREGAARD Jr., R. O. Relevance of the equilibrium theory of island biogeography with example from Amazonia. *Journal of Biogeography*, Oxford, v. 13, n. 2, p. 133-143, Mar. 1986.

CAPÍTULO 3

SANTOS, Mônica Silva. **Influência de fatores locais sobre a riqueza das comunidades de formigas (Hymenoptera: Formicidae) em fragmentos florestais.** Lavras: UFLA, 2004. 79-97p. (Dissertação – Mestrado em Agronomia, Área de concentração Entomologia)*.

RESUMO

Para testar a influência de fatores locais, tais como, disponibilidade de recurso e características do solo, sobre a riqueza e estrutura da comunidade de formigas de serapilheira foram coletadas 255 amostras de 1m² serapilheira florestal e separadas em nove frações: folhas (grandes, médias e pequenas), galhos (grossos, médios e finos), frutos + sementes, raízes e material peneirado. Estas foram secas em estufas com temperatura de 60°C por 48 horas e posteriormente pesadas. As formigas foram extraídas das amostras utilizando o método do extrator de Winkler. Os dados coletados foram analisados em escalas distintas, uma tendo o ponto como unidade amostral e a outra o fragmento. Peso total de serapilheira e, o peso de cada fração foi usado como variáveis explicativas e a riqueza local de espécies de formigas como variável resposta em teste de regressão. Em escala de fragmento também se analisou o efeito das proporções de areia, silte e argila presentes em seis amostras de solo, tomadas ao acaso, sobre a riqueza de formigas. Os resultados mostraram que, material peneirado do Winkler, folhas pequenas e peso total foram às frações que influenciaram na riqueza de espécies das comunidades, em escala de ponto. Em relação à escala de fragmento a única variável que influenciou a riqueza de espécies foi o peso de folhas pequenas. Não houve influência das características de solo sobre a riqueza de espécies de formigas, provavelmente pelo fato de que as amostras de solo não foram coletadas no mesmo ponto das amostras de serapilheira. Propõe-se estudos futuros em uma escala maior para definir a melhor estimativa da riqueza de espécies, a fim de estabelecer uma que responda ao maior conjunto de variáveis, obtendo assim, uma caracterização mais fiel da interação comunidade e o ambiente.

* Orientador: Júlio Neil Cassa Louzada - UFLA

CHAPTER 3

SANTOS, Mônica Silva. Influence of local factors on the wealth the ant community (Hymenoptera: Formicidae) in forest fragments. Lavras: UFLA, 2004. 79-97p. (Dissertation – Master in Agronomy, Major Entomology)*.

ABSTRACT

To test the influence of local factors such as availability of resources and soil characteristics, upon the wealth and ant community structure of litter were collected 255 samples of 1m² forest litter and separated into nine fractions: leaves (large, average and small), branches (thick, average and thin), fruits + seeds, roots and sieved material. These were oven-dried with temperatures of 60°C for 48 hours and weighted, afterwards. The ants were extracted on the samples utilizing the Winkler extractor method. The data collected were analyzed in distinct scales, one having the point as a sample unit and the other the fragment. The total weight of litter and the weight of each fraction were used as explicative variables and the local wealth of ant species as a response variable in a regression test. In patch scale also the effect of the ratios of sand, silt and clay present in six soil samples, taken randomly upon the wealth of ants were analyzed. The results showed that Winkler sieved material, small leaves and total weight were the fractions which influenced the most the wealth of species of the communities at point scale. As regards the fragment scale, the only variable which influenced the wealth of species was the weight of small leaves. Soil characteristics don't influence the wealth of ant species, probably for the fact that the soil samples were not collected at the same point as the litter samples. Future studies at a greater scale are proposed to define the best estimate of the wealth of species in order to establish one which responds to the greatest set variables, obtaining this way, a more faithful characterization of the community and environment interaction.

* Adviser: Júlio Neil Cassa Louzada - UFLA

1. INTRODUÇÃO

As formigas constituem um dos grupos de insetos mais abundante e rico em espécies. Este sucesso parece decorrer especialmente do fato de terem sido o primeiro grupo predador social explorando o solo e a vegetação (Hölldobler & Wilson, 1990). As formigas constroem seus ninhos no solo, entre rochas, raízes, em troncos e, mesmo, em folhas.

Após a elaboração de um quadro geral da diversidade de formigas em um levantamento, é importante discutir quais seriam os principais mecanismos geradores dos padrões observados. As comunidades de formigas são afetadas por mecanismos locais, regionais, globais e históricos interagindo em diferentes graus (Ricklefs & Schluter, 1993).

A serapilheira de floresta é considerada de suma importância nos estudos relacionados à biodiversidade, porque nela está presente uma enorme diversidade de organismos e acredita-se que esta camada abriga vários processos importantes da floresta, como a dinâmica de nutrientes no solo (Copley, 2000). Uma parte das comunidades de macroartrópodes que vive na serapilheira compõe-se de formigas (York, 1999) e as atenções estão voltadas para comunidades que nidificam o solo e fatores que determinam a diversidade delas (Carvalho & Vasconcelos, 1999).

A quantidade, disponibilidade e heterogeneidade espacial dos recursos, assim como as condições microclimáticas podem ser importantes na determinação da riqueza local de espécies de formigas em serapilheira (Fowler & Delabie, 1995; Andrew et al., 2000; Soares et al., 2001).

Uma escala local deve ser considerada como àquela onde todos os organismos têm a capacidade de se encontrar e interagir (Srivastava, 1999). Nessa escala a riqueza de espécies é determinada por processos, principalmente

interações interespecíficas (Schluter e Ricklefs, 1993), quantidade disponível de recursos (Alonso, 1998) e heterogeneidade de recursos e/ou condições ambientais (Perfecto e Vandermeer, 1996).

Ambientes mais complexos favorecem a diversidade de formigas por possibilitar maior especialização dos sítios de nidificação, possuírem maior disponibilidade de recursos alimentares (Castro & Queiroz, 1987) e permitir padrões de dominância reduzidos (Carrol & Risch, 1984).

As interações competitivas são tidas como importantes estruturadoras das comunidades de formigas (Deslippe e Savolainen, 1995). Por outro lado, a quantidade e a heterogeneidade de recursos e das condições ambientais podem influenciar na diminuição do efeito da competição interespecífica. A quantidade de recursos e a heterogeneidade ambiental têm sido relatadas como importantes na determinação da riqueza de espécies de formigas (Ribas et al., 2003). Nos trópicos, o número de espécies de formigas coexistentes aumenta com a complexidade estrutural do habitat (Samways, 1983).

A heterogeneidade é definida como variações de recurso e condições dentro de um habitat, e normalmente é considerado um fator importante na determinação de riqueza de espécies (Tilman & Pacala, 1993). Alguns estudos mostram os efeitos da heterogeneidade de habitat em riqueza de espécies (Bragança et al., 1998; Rojas e Fragoso, 2000), mas em escala local dentro de remanescentes florestais são raros os estudos. Deste modo, nesse estudo testou-se a hipótese de que fatores locais, como disponibilidade de recurso e características do solo, influenciam na riqueza e estrutura da comunidade de formigas de serapilheira nos remanescentes florestais.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Local de estudo

Foram estudados 17 fragmentos florestais, com fisionomia vegetacional classificada como floresta estacional semidecidual montana (floresta tropical subcauducifolia), pelo sistema do IBGE (1993), localizados nos municípios de Lavras, Ribeirão Vermelho, Itumirim, Bom Sucesso e Perdões na região do Alto do Rio Grande.

2.2. Amostragem dos Formicidae

Para a captura dos formicídeos foi utilizado o método do extrator de Winkler, descrito em Bestelmeyer et al. (2000). Foram retiradas 15 amostras de 1m² da serapilheira em cada fragmento, com distância mínima de 50 m uma da outra. As unidades amostrais tiveram início sempre a 50 m de distância da zona limite do fragmento, para tentar evitar possíveis efeitos de borda.

As amostras contidas nos copos plásticos do extrator foram triadas no Laboratório de Entomologia Florestal da UFLA e fixadas em álcool 70%, sendo que as formigas foram montadas e identificadas sob microscópio estereoscópio no Laboratório de Mirmecologia da CEPLAC (Comissão Executiva de Pesquisa da Lavoura Cacaueira). Séries das espécies coletadas foram depositadas nas coleções do Museu Regional de Entomologia da UFLA e no Laboratório de Mirmecologia da CEPLAC/CEPEC, no município de Ilhéus, BA.

2.3. Coleta e processamento da serapilheira

Para determinar a influência da serapilheira sobre a riqueza de espécie foram coletadas 15 amostras de 1 m² de serapilheira em cada fragmento, totalizando 255 amostras e colocadas em sacos plásticos de 50 x 70 cm, as quais foram encaminhadas e armazenadas no Laboratório de Entomologia Florestal no

Departamento de Entomologia da UFLA. Cada amostra foi separada em nove frações: folhas (grandes, médias e pequenas), galhos (grossos, médios e finos), frutos + sementes, raízes e material peneirado do Winkler.

As folhas foram transferidas para uma peneira redonda de tela de aço com medidas de 6 x 6 mm. Foram consideradas folhas grandes as íntegras, médias, as que não passaram pela a tela da peneira e as pequenas as que caíam na bandeja plástica. Os galhos foram medidos com paquímetro de metal e foram considerados grossos aqueles que mediam de 15-22 mm, médios 9-14 mm e finos 2-8 mm. Cada fração foi colocada em sacos de papel de tamanhos variados, de acordo com a quantidade das frações e transferidos para estufa de circulação de ar em temperatura de 60° C por 48h para secar. Após a secagem cada fração foi pesada em balança digital.

O material peneirado proveniente do extrator de Winkler também recebeu o mesmo procedimento de secagem e pesagem, logo após a extração das formigas.

2.4. Verificação das propriedades do solo

Foram coletadas seis amostras de solo a uma profundidade de 0 - 20 cm (cerca de 500g) em cada fragmento de forma aleatória, mas tendo a preocupação de amostrar o máximo possível da variação de solo existente no fragmento. Foram tomadas um total de 102 amostras, que foram acondicionadas em sacos plásticos, devidamente etiquetados e enviadas para o Laboratório de Fertilidade de Solos do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras (DCS/UFLA) para determinação das propriedades granulométricas: teores de areia (AR), silte (SI) e argila (AG).

2.5. Escalas de abordagem

2.5.1. Escala de ponto

Para análise do efeito da serapilheira total e de cada fração sobre a riqueza de espécies de formigas, foi considerado cada ponto de coleta como unidade amostral, com 255 pontos de coleta aninhado de 15 em 15 dentro dos 17 fragmentos. Nesta escala foram utilizados o peso total de serapilheira e o peso de cada fração como variável explicativa e como variável resposta foi considerada a transformação logarítmica da riqueza observada de espécies de formigas. Os dados foram submetidos ao ajuste por modelo de regressão linear simples com distribuição normal para cada variável explicativa.

2.5.2. Escala de fragmento

Para análise da influência de cada fração sobre a riqueza de espécies de formigas, utilizou-se como unidade amostral o próprio fragmento, com 17 repetições.

Para análise da relação entre as variáveis, o peso médio de cada fração da serapilheira, o coeficiente de variação (CV) do peso médio de serapilheira, porcentagem média de AR, SI e AG e o coeficiente de variação da porcentagem média de AR, SI e AG e a riqueza observada de espécies, foi utilizado o modelo de regressão log-linear. A utilização dos coeficientes de variações foi porque além da importância de cada fração na determinação de riqueza de espécies de formigas, a combinação das frações na amostra poderia aumentar a riqueza local de espécies, pois haveria em função da heterogeneidade da amostra maior disponibilidade de recursos e nichos de nidificação. Para estas análises foram utilizadas análises de covariância onde a riqueza de espécies de formigas em cada remanescentes como variável resposta e as variáveis explicativas foram o logaritmo do peso médio de cada fração da serapilheira, coeficiente de variação

(CV) do peso médio de serapilheira, porcentagem média de AR, SI e AG e coeficiente de variação da porcentagem média de AR, SI e AG e a interação entre os termos. O modelo completo foi ajustado usando erros Poisson (Crawley, 2002). O modelo foi ajustado começando do modelo completo, usando o software R (Ihaka & Gentleman, 1996). Se o modelo era significativo, cada variável explicativa com menos significância era removida, verificando mudanças significativas no desvio (Crawley, 1993). Nesta escala o modelo usado foi conferido por análise de resíduos e foram adequadamente criticados.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Escalas de abordagem

3.1.1. Escala de ponto

Das nove frações da serapilheira analisadas, as únicas que influenciaram a riqueza de espécies de formigas em nível de ponto amostral foram: material peneirado do Winkler ($R^2=0,83$; $F_{1,15}=5,70$; $p=0,017$; Figura 1); folhas pequenas ($R^2=0,86$; $F_{1,15}=4,93$; $p=0,02$; Figura 2) e o peso total ($R^2=0,94$; $F_{1,15}=6,27$; $p=0,01$; Figura 3).

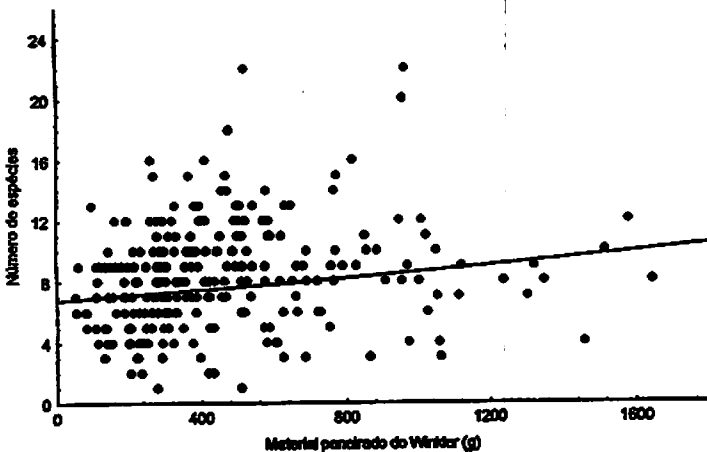


FIGURA 1. Relação entre a riqueza de espécies observada e o peso do material peneirado do Winkler ($R^2=0,83$; $F_{1,15}=5,70$; $p=0,017$) por amostra em fragmentos florestais na Região Alto do Rio Grande, no período de junho a dezembro de 2002.

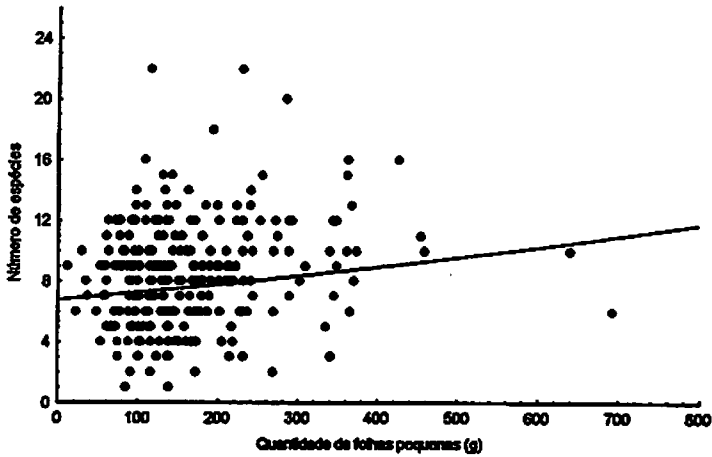


FIGURA 2. Relação entre a riqueza de espécies observada e o peso de folhas pequenas por amostra de serapilheira ($R^2=0,86$; $F_{1,15}=4,93$; $p=0,02$) coletada em fragmentos florestais na Região Alto do Rio Grande, no período de junho a dezembro de 2002.

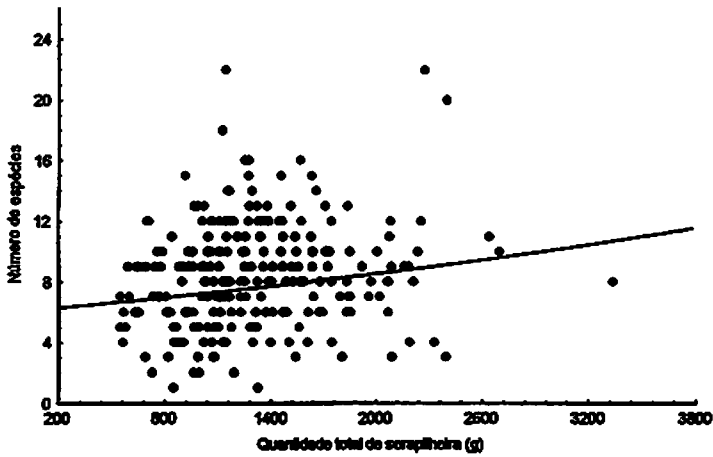


FIGURA 3. Relação entre a riqueza observada e o peso total de serapilheira por amostra ($R^2=0,94$; $F_{1,15}=6,27$; $p=0,01$) coletada em fragmentos florestais na Região Alto do Rio Grande, no período de junho a dezembro de 2002.

3.1.2. Escala de fragmento

3.1.2.1. Influência da serapilheira

Existiu uma relação positiva entre a riqueza de espécies observada e o peso médio da fração “folha pequena” ($R^2=0,31$; $F_{1,15}=5,13$; $p=0,02$; Figura 4) quando analisada em nível de fragmento.

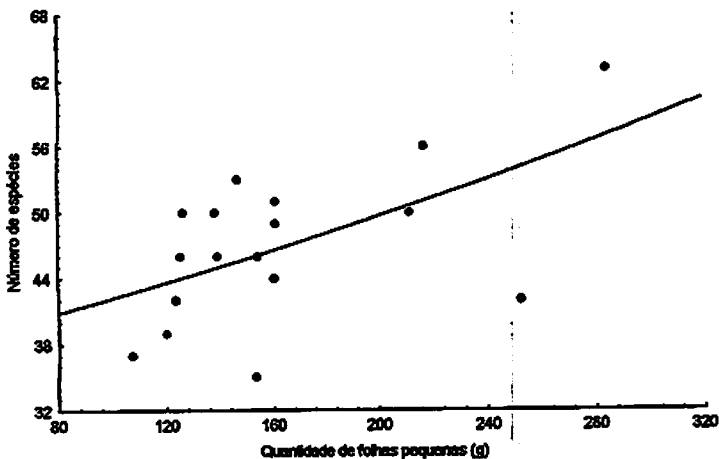


FIGURA 4. Relação entre a riqueza de espécies de formigas observada e o peso médio de folhas pequenas de serapilheira ($R^2=0,31$; $F_{1,15}=5,13$; $p=0,02$) coletado em fragmentos florestais na Região Alto do Rio Grande, no período de junho a dezembro de 2002.

Os resultados encontrados neste estudo diferem dos de Delabie & Fowler, (1995), Soares (1999) e McGlynn et al. (2002), que não foi encontrada nenhuma relação entre a quantidade de serapilheira e a riqueza de espécies de formigas. Campos et al. (2003) encontrou somente relação significativa entre o peso total de serapilheira e a riqueza de espécies.

Essa relação positiva entre a riqueza de espécie e as frações menores de serapilheira em escala pontual e local, como, material peneirado do Winkler e folhas pequenas, pode ser devido ao pequeno tamanho das formigas que

representam a serapilheira e a sua preferência por estas frações menores pode ser explicada, pela possibilidade de ser mais provável conter mais espécies numa quantidade maior de serapilheira, o que seria um efeito amostral. Biologicamente poderia também implicar numa maior quantidade de recurso e sítios de nidificação. Segundo Soares e Schoereder (2001) é possível que, a maioria das espécies de formiga pretram determinada fração da serapilheira para nidificar, mas podem ser capazes de procurar recursos em outras frações disponíveis (Delabie et al., 2000).

Outros fatores que podem ter influenciado a relação positiva entre o peso total e riqueza de espécies são os fatores climáticos e a relação espécie-área. Mudanças microclimáticas podem afetar a riqueza de espécies direta e indiretamente. Diretamente, pela exigência de diferentes condições (Torres, 1984) e indiretamente por afetar as interações das espécies, como hierarquias competitivas (Perfecto & Vandermeer, 1996), disponibilidade de presa (Delabie & Fowler, 1993) ou atividade predatória (Levings, 1983). Em relação à área, quanto maior a área maior a probabilidade de um maior volume de serapilheira e deste modo, uma maior probabilidade de um número maior de espécies de formiga.

Geralmente a coexistência das espécies depende da disponibilidade de recursos (Schluter & Ricklefs, 1993) e umas das estratégias utilizadas pelas formigas é o uso direto da serapilheira como local para construção de ninhos e refúgio, assim como obtenção de recursos como presa, material em abundância de espécies em cada amostra.

A relação positiva entre a riqueza com o peso total das amostras pode ser explicada, pela possibilidade de ser mais provável conter mais espécies numa quantidade maior de serapilheira, o que seria um efeito amostral. Biologicamente poderia também implicar numa maior quantidade de recurso e sítios de nidificação. Segundo Soares e Schoereder (2001) é possível que, a maioria das espécies de formiga pretram determinada fração da serapilheira para nidificar, mas podem ser capazes de procurar recursos em outras frações disponíveis (Delabie et al., 2000).

decomposição e sementes. É esperado deste modo que, quanto maior a quantidade de serapilheira maior disponibilidade de alimento e sítios de nidificação. Para testar esta hipótese foi testada a influência da heterogeneidade local (CV), na riqueza de espécies. Não houve relação significativa entre a heterogeneidade e a riqueza de espécies ($p=0,95$). Esse resultado foi semelhante ao de Campos et al. (2003), não encontrando também efeito significativo entre estas duas variáveis.

Pode-se sugerir de que o efeito da heterogeneidade local por ambiente, não é um bom parâmetro para avaliar a riqueza de espécies, pois em outras escalas espaciais a relação entre estas variáveis apresentou efeitos significativos (Rojas & Fragoso, 2000). Relações significantes entre estas duas variáveis, ocorreram principalmente em formigas arborícolas. Segundo Yanoviak & Kaspari (2000), formigas arborícolas e de serapilheira tem disponibilidade, qualidade e preferência diferentes de recursos, deste modo, o ambiente explorado por elas exerceu pressão evolutiva diferentes nas formigas.

Em relação à disponibilidade de recurso, as formigas arborícolas são mais especialistas e as de serapilheira generalistas. Embora a composição de serapilheira possa afetar a composição de artrópodes, a maioria das formigas deste ambiente é onívora. Ambiente de serapilheira favorece espécies onívoras porque contém recursos diferentes como vegetais, animais, fungos e microrganismos em geral (Delabie et al., 2000). A abundância destas espécies em serapilheira pode ter influenciado na ausência de efeito da heterogeneidade local na riqueza de espécies, pois os recursos disponíveis na serapilheira são imprevisíveis e temporários ao contrário dos encontrados nas árvores. Além disso, a heterogeneidade local pode estar agindo numa escala maior do que a do presente estudo.

3.1.2.2. Relação entre variáveis bióticas e o solo

Não houve correlação significativa entre o número de espécies de formigas e o teor de areia ($p=0,77$), silte ($p=0,85$), argila ($p=0,87$) e CV solo ($p=0,70$) do solo.

Estes resultados foram iguais aos encontrados por Schiffler (2003), comparando riqueza de espécies de besouros com as propriedades físicas do solo em fragmentos nesta mesma região. Ao contrário, Pereira (2003) encontrou relação negativa entre diversidade de espécies arbóreas e o teor de argila em 20 fragmentos da região do Alto do Rio Grande. Aparentemente, somente o primeiro nível trófico responde diretamente às alterações nas propriedades do solo.

Como este grupo de insetos tem uma relação íntima com o solo, isso não descarta a possibilidade de características do solo imediatamente abaixo da amostra de serapilheira estarem influenciando características da comunidade de formigas obtida em cada amostra. Pode ser que propriedades do solo em cada ponto interfiram na riqueza de formigas existente na serapilheira imediatamente acima deste. Esses resultados não foram obtidos neste trabalho, mas sinaliza possibilidades de estudos futuros mais detalhados para definir a melhor estimativa da riqueza de espécies, a fim de estabelecer uma que responda ao maior conjunto de variáveis, obtendo deste modo, uma caracterização mais fiel da interação da comunidade com o ambiente.

4. CONCLUSÕES

✓ As frações, material peneirado do Winkler, folha pequena e peso total da serapilheira influenciam a riqueza de formigas em escala pontual nos fragmentos florestais.

✓ A única fração que influenciou a riqueza de formigas em escala local nos fragmentos em questão foi folha pequena.

✓ As características físicas do solo dos fragmentos estudados não influenciaram na riqueza de espécies de formigas.

5. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

- ALONSO, L. E. Spatial and temporal variation in the ant occupants of a facultative ant-plant. *Biotropica*, St. Louis, v. 30, n. 2, p. 201-213, June 1998.
- ANDREW, N.; RODGERSON, L.; YORK, A. Frequent fuel-reduction burning: the role of logs and associated leaf litter in the conservation of ant biodiversity. *Austral Ecology*, Carlton, v. 25, n. 1, p. 99-107, Feb. 2000.
- BESTELMEYER, B. T.; AGOSTI, D.; LEEANNE, E.; ALONSO, T.; BRANDÃO, C. R. F.; BROWN, W. L.; DELABIE, J. H. C. and BHATTACHARYA, T.; HALDER, G.; SAHA, R. K. Soil microarthropods of a rubber plantation and a natural Forest. *Environment & Ecology*, Lesse, v. 3, n. 2, p. 143-147, 2000.
- BRAGANÇA, M. A. L.; ZANUNCIO, J. C.; PICANÇO, M.; LARANJEIRO, A. J. Effects of environmental heterogeneity on Lepidoptera and Hymenoptera populations in Eucaliptus plantations in Brazil. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v. 103, n. 2/3, p. 287-292, Apr. 1998.
- CAMPOS, R. B. F.; SCHOEREDER, J. H.; SPERBER, C. F. Local determinants of species richness in litter ant communities (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology*, Chicago, v. 41, n. 2, p. 357-367, 2003.
- CARROL, C. R.; RISCH, S. J. The dynamics of seed harvesting in early successional communities by tropical ant, *Solenopsis geminata*. *Oecologia*, New York, v. 61, n. 3, p. 15-21, 1984.
- CARVALHO, K. S.; VASCONCELOS, H. L. Forest fragmentation in Central Amazonia and its effects on litter-dwelling ants. *Biological Conservation*, Oxford, v. 91, n. 2/3, p. 151-157, Dec. 1999.
- CASTRO, A. G.; QUEIROZ, M. V. B. Estrutura e organização de uma comunidade de formigas em agro-ecossistemas tropical. *Anais da Sociedade Entomologica do Brasil*, Porto Algre, v. 16, n. 2, p. 363-375, 1987.
- COPLEY. Ecology goes underground. *Nature*, London, v. 406, n. 6795, p. 452-454, Aug. 2000.

CRAWLEY, M. J. GLIM for ecologists. Oxford: Blackwell Scientific, 1993.

CRAWLEY, M. J. Statistical computing: an introduction to data analysis using S-plus. Chichester: John Wiley & Sons, 2002.

DELABIE, J. H. C.; AGOSTI, D.; NASCIMENTO, I. C. DO. Litter and communities of the Brazilian Atlantic rain forest region. In: AGOSTI, D.; MAJER J. D.; ALONSO, L. E.; SCHULTZ T. R. Measuring and monitoring biological biodiversity: standard methods for ground living ants. Washington: Smithsonian Institution, 2000. 208 p.

DELABIE, J. H. C.; FOWLER, H. G. Physical and biotic correlates of population fluctuations of dominant soil and litter ant species (Hymenoptera: Formicidae) in Brazilian cocoa plantations. Journal of the New York Entomological Society, New York, v. 101, n. 1, p. 135-140, Jan. 1993.

DELABIE, J. H. C.; FOWLER, H. G. Soil and litter cryptic ant assemblages of Bahian cocoa plantations. Pedobiologia, Jena, v. 39, n. 5, p. 423-433, Oct. 1995.

DESLIPPE, R. J.; SAVOLAINEN, R. Mechanisms of competition in a guild of formicine ants. Oikos, Copenhagen, v. 72, n. 1, p. 67-73, Feb. 1995.

FOWLER H.; DELABIE, J. H. C. Resource partitioning among epigeaic and hypogaeic ants (Hymenoptera: Formicidae) of Brazilian cocoa plantation. Ecología Austral, Carlton, v. 5, p. 117-124, 1995.

HÖLLDOBLER, B.; WILSON, E. O. The ants. Belknap: Massachusetts, 1990. 731 p.

IHAKA, R.; GENTLEMAN, R. R. a language for data analysis and grafics. Journal of Computational and Graphics Statistics, Alexandria, v. 5, n. 2, p. 229-314, 1996.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA. Mapa de vegetação do Brasil. Rio de janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1993.

LEVINGS, S. C. Seasonal, annual and among-site variation in the forest floor ant community of a tropical deciduous forest: some causes of patchy

species distributions. *Ecological Monographs*, Washington, v. 53, n. 4, p. 435-455, 1983.

McGLYNN, T. P.; HOOVER, J. R.; JASPER, G. S.; KEELY, M. S.; POLIS, A. M.; SPANGLER, C. M.; WASTON, B. J. Resource heterogeneity affects demography of the Costa Rican *Aphaenogaster araneoides*. *Journal of Tropical Ecology*, Cambridge, v. 18, n. 2, p. 231-244, Mar. 2002.

PEREIRA, J. A. A. Efeitos dos impactos ambientais e da heterogeneidade ambiental sobre a diversidade e estrutura da comunidade arbórea de 20 fragmentos de florestas semidecíduas da Região do Alto do rio Grande, Minas Gerais. 2003. 156 p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. Microclimatic changes and indirect loss of ant diversity in a tropical agroecosystem. *Oecologia*, New York, v. 108, n. 3, p. 577-582, Nov. 1996.

RIBAS, C. R.; SCHOEREDER, J. H.; PIC, M.; SOARES, S. M. Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating ant species richness. *Austral Ecology*, Carlton, v. 28, n. 3, p. 305-314, June 2003.

RICKLEFS, R.; SCHLUTER, D. *Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives*. Chicago: University of Chicago Press, 1993. 416 p.

ROJAS, P.; FRAGOSO, C. Composition, diversity, and distribution of a Chihuahuan Desert ant community (Mapimi, México). *Journal of Arid Environments*, London, v. 44, n. 2, p. 213-227, Feb. 2000.

SAMWAYS, M. J. Community structure of ants (Hymenoptera: Formicidae) in a series of habitats associated with citrus. *Journal of Applied Ecology*, Oxford, v. 20, n. 3, p. 833-847, 1983.

SCHIFFLER, G. Fatores determinantes da riqueza local de espécies de Scarabaeidae (Insecta: Coleoptera) em fragmentos de floresta estacional semidecídua. 2003. 68 p. Dissertação (Mestrado em Entomologia) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

SCHLUTER, D.; RICKLEFS, R. Species Diversity: An introduction to the problem. In: RICKLEFS, R.; SCHLUTER, D. (Ed.). Ecological communities. London: The University of Chicago Press, 1993. p. 1-10.

SOARES, S. M. Distribuição espacial e riqueza de espécies de formigas. 1999. 52 p. Dissertação (Mestrado em Entomologia) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

SOARES, S. M.; SCHOEREDER, J. H. Ant-nest distribution in a remnant of tropical rainforest in southeastern Brazil. Insectes Sociaux, Paris, v. 48, p. 280-286, 2001.

SOARES, S. M.; SCHOEREDER, J. H.; DeSOUZA, O. Processes involved in species saturation of ground-dwelling ant communities (Hymenoptera, Formicidae). Austral Ecology, Carlton, v. 21, p. 187-192, 2001.

SRIVASTAVA, D. S. Using local-regional richness plots to test for species saturation: pitfalls and potentials. Journal of Animal Ecology, Oxford, v. 68, p. 1-16, 1999.

TILMAN, D.; PACALA, S. The maintenance of species richness in plant communities. In: RICKLEFS, R.; SCHLUTER, D. (Ed.). Ecological communities. London: The University of Chicago Press, 1993. p. 13-25.

TORRES, J. A. Niches coexistence of ant communities in Puerto Rico: Repeated Patterns. Biotropica, Cambridge, v. 16, n. 4, p. 284-295, Dec. 1984.

YANOVIK, S. P.; KASPARI, M. Community structure and the habitat templet: ants in the tropical forest canopy and litter. Oikos, Copenhagen, v. 89, n. 2, p. 259-266, May 2000.

YORK, A. Long-term effects of frequent low-intensity burning on the abundance of litter-dwelling invertebrates in coastal blackbutt forests of southeastern Australia. Journal of Insect Conservation, v. 3, p. 191-199, 1999.