

**EFEITO DA IDADE DO SUB-BOSQUE DE
EUCALIPTAIS SOBRE A COMUNIDADE DE
FORMIGAS (Hymenoptera: Formicidae)**

CIDÁLIA GABRIELA SANTOS MARINHO

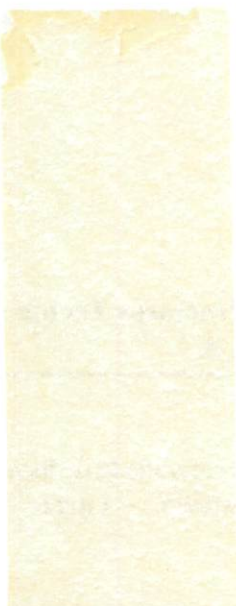
2001

51754

MFN. 36510

CIDÁLIA GABRIELA SANTOS MARINHO

**EFEITO DA IDADE DO SUB-BOSQUE DE EUCALIPTAIS SOBRE A
COMUNIDADE DE FORMIGAS (Hymenoptera: Formicidae)**



Dissertação elaborada por Cidália Gabriela Santos Marinho, apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Agronomia, área de concentração em Entomologia, para a obtenção do título de "Mestre".

Orientador

Prof. Ronald Zanetti Bonetti Filho

LAVRAS
MINAS GERAIS – BRASIL
2001

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

Marinho, Cidália Gabriela Santos

Efeito da idade do sub-bosque de eucaliptais sobre a comunidade de formigas
(Hymenoptera: Formicidae) / Cidália Gabriela Santos Marinho. -- Lavras : UFLA,
2001.

61 p. : il.

Orientador: Ronald Zanetti Bonetti Filho.

Dissertação (Mestrado) – UFLA.

Bibliografia.

**1. Bioindicador. 2. Formicidae. 3. Diversidade. 4. Eucalipto. I. Universidade
Federal de Lavras. II. Título.**

CDD-595.796

CIDÁLIA GABRIELA SANTOS MARINHO

**EFEITO DA IDADE DO SUB-BOSQUE DE EUCALIPTAIS SOBRE A
COMUNIDADE DE FORMIGAS (Hymenoptera: Formicidae)**

Dissertação elaborada por Cidália Gabriela Santos Marinho, apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Agronomia, área de concentração em Entomologia, para a obtenção do título de “Mestre”.

APROVADA em 23 fevereiro de 2001

Prof. Dr. Jacques Hubert Charles Delabie

CEPLAC - UESC

Prof. Dr. Marcelo Nivert Schlindwein

UFLA


Prof. Dr. Ronald Zanetti Bonetti Filho
UFLA
(Orientador)

LAVRAS
MINAS GERAIS – BRASIL

Aos meus pais,

Hygino Castílio e Maria de Lourdes,
dos quais obtive educação, amor e apoio
durante esta oportuna fase de estudos,

DEDICO

Ao meu avô,

Simplicio (*in memoriam*),
pelo grande exemplo de vida,

OFEREÇO

Por todo amor que recebi
do meu esposo Marcos e
pela força que Deus me deu,

AGRADEÇO

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras (UFLA) e ao Departamento de Entomologia pela oportunidade de desenvolvimento deste trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa de estudos.

Ao Prof. Ronald Zanetti Bonetti Filho pelo apoio e orientação para a realização deste trabalho.

Ao Dr. Jacques H. C. Delabie por me apresentar as formigas, pelo grande auxílio na identificação das delas, pelos ensinamentos, críticas e sugestões, além de muita paciência.

A Prof.^a Terezinha M. C. Della Lucia por me ensinar o que é uma pesquisa científica, pela amizade e ensinamentos.

Ao Prof. Marcelo Nivert Schlindwein pelas opiniões, críticas e sugestões.

Ao Prof. Júlio Louzada pelas discussões e sugestões.

A Lucimeire de Souza Ramos pela amizade, força e ajuda indispensável a realização deste trabalho.

A todos os professores do curso e Mestrado em Entomologia, pela contribuição à minha formação acadêmica.

À Empresa CAF Santa Bárbara Ltda. por ter financiado e permitido o desenvolvimento deste trabalho, em especial ao Dr. Olivier, Roozevelt, Paulinho, Adriano, Euzébio, Sr. Devassi, Simone e Du Carmo. Aos funcionários João Capivara e Geraldinho pelo auxílio nas coletas de campo.

À empresa VR Produtos Agropecuários Ltda., na pessoa do Sr. José Oscar Cantarani, pela amizade e por ter financiado o material para a coleta das formigas.

Ao Laboratório de Mirmecologia do CEPEC/CEPLAC, que nos forneceu estrutura para a identificação das formigas.

Ao pessoal do Laboratório de Mirmecologia do CEPEC/CEPLAC, pela amizade e ajuda, em especial a Crispin, Zé, Leco, Mikel, Daiane e Heloiza.

À Ivan Nascimento pela ajuda na identificação das formigas.

Aos meus colegas de curso, Concinha, Elizangela, Loriney, Luciano, Márcio, Meire, pela convivência, amizade e colegismo.

Aos meus amigos Cláudia, Marina, Marcelo, Simone, Frank, Nair, Ana Lígia, Aramália e Baiano, pelo convívio e companheirismo.

Aos funcionários do departamento pela colaboração e serviços prestados, em especial a Liziane, Fábio, Nazaré, Marli e Ivani.

E a todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho.

BIOGRAFIA

CIDÁLIA GABRIELA SANTOS MARINHO, filha de Hygino Castílio Nunes Marinho e Maria de Lourdes Santos Marinho, nasceu em 04 de maio de 1972 na cidade de Itabuna, BA.

Em outubro de 1998, concluiu o curso de Eng. Agrônômica pela Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Viçosa, MG.

Em abril de 1999, ingressou no curso de mestrado em Entomologia na Universidade Federal de Lavras, submetendo-se à defesa de tese em 23 de fevereiro de 2001.

SUMÁRIO

	Página
RESUMO.....	i
ABSTRACT.....	ii
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. REFERENCIAL TEÓRICO.....	3
2.1 Eucaliptocultura.....	3
2.2 Conceito e importância da biodiversidade.....	5
2.3 Complexibilidade de habitat.....	7
2.4 Bioindicadores.....	10
2.5 Uso de insetos como indicadores ecológicos.....	11
2.6 Formigas como bioindicadores.....	14
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	19
3.1 Caracterização da área estudada.....	19
3.2 Caracterização das áreas amostradas.....	19
3.3 Delineamento experimental.....	21
3.4 Levantamento da formicifauna.....	23
3.5 Triagem, montagem, identificação e preservação do material biológico..	25
3.6 Análise dos dados.....	26
Fauna dos formicidae.....	26

Número de espécies por amostra.....	26
Diversidade e riqueza de espécies.....	26
Similaridade entre habitats.....	27
Índice de dispersão.....	27
Índice de dominância.....	28
Espécies bioindicadoras	28
Guildas.....	29
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	30
4.1 Fauna dos formicidae em eucaliptais e em áreas de vegetação nativa adjacentes.....	30
4.2 Efeito da idade do sub-bosque sobre a diversidade de formigas.....	38
4.2.1 Número de espécies por amostra.....	38
4.2.2 Índice de diversidade e estimativa de riqueza.....	39
4.2.3 Similaridade entre os talhões de eucalipto e a vegetação nativa.....	42
4.2.4 Heterogeneidade (P50).....	43
4.2.5 Dominância de espécies.....	45
4.2.6 Avaliação das formigas bioindicadoras.....	46
4.2.6.1 Espécies bioindicadoras.....	46
4.2.6.2 Guildas.....	48
5 CONCLUSÕES.....	52
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	53

RESUMO

MARINHO, Cidália Gabriela Santos. Efeito da idade do sub-bosque de eucaliptais sobre a comunidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae). Lavras: UFLA, 2001. 61 p. (Dissertação – Mestrado em Agronomia, área de concentração em Entomologia)¹

Objetivou-se o levantamento da formicifauna em uma área de vegetação natural de cerrado e em eucaliptais com sub-bosque de cinco classes de idade, pertencentes a empresa CAF Santa Bárbara Ltda, em Bom Despacho (MG), para avaliar o efeito da idade do sub-bosque de eucaliptais sobre a diversidade de formigas. Foi utilizado um total de 15 talhões de eucalipto, sendo três para cada classe de idade: 1, 2, 3, 4 e 5 (talhões com sub-bosque de 0 a 2, 2 a 4, 4 a 6, 6 a 8 e 8 a 10 anos de idade, respectivamente), e ainda uma reserva nativa que serviu para comparações com os talhões. Para a coleta das formigas foi utilizado o método do extrator de Winkler, que é utilizado para coleta de formigas de serrapilheira. As formigas foram identificadas em relação à espécie e os dados foram avaliados utilizando a frequência das espécies. Não houve diferença entre os tratamentos com relação ao estimador de riqueza de Chao 2 e o índice de diversidade de Shannon (Kruskal-Wallis, $p > 0,05$). O índice de similaridade de Jaccard indicou maior similaridade entre a reserva natural e os talhões com sub-bosque a partir de seis anos de idade. Eucaliptais com sub-bosque de 0 a 4 anos ficaram próximos entre si. As formigas de cada classe de idade foram separadas em oito guildas. Não houve diferença no número de espécies por guilda nas classes de idade ($G = 8,15$, $p > 0,05$), mas sim na frequência das guildas entre os tratamentos ($G = 99,16$, $p < 0,05$). As formigas *Camponotus crassus* e *Wasmannia auropuctata* destacaram-se por apresentarem altas frequências nos ambientes com algum distúrbio, que seriam os talhões de menor classe de idade, enquanto *Pheidole fallax* apresentou alta frequência na área de vegetação nativa. Concluiu-se que Myrmicinae é a subfamília de Formicidae com maior diversidade em áreas de cerrado. O número de amostras necessário para amostrar a comunidade de formigas da vegetação nativa é menor do que nos talhões de eucalipto. À partir dos seis anos de idade do sub-bosque de eucaliptais a diversidade de formigas torna-se semelhante à da vegetação nativa de cerrado.

¹ Comitê Orientador: Ronald Zanetti Bonetti Filho – UFLA (Orientador), Marcelo Nivert Schlindwein – UFLA e Jacques Hubert Charles Delabie – CEPLAC.

ABSTRACT

MARINHO, Cidália Gabriela Santos. **Effect of the age of the understory of eucalyptus plantations on the community of ants (Hymenoptera: Formicidae).** Lavras: UFLA, 2001. 61p. (Dissertation – Master in Agronomy, Major in Entomology)¹

The survey of ant fauna in a natural cerrado vegetation area and in eucalyptus plantations with classes belonging to CAF Santa Bárbara Ltda., interprise at Bom Despacho (MG) to evaluate the effect of the age of the understory on the ants diversity. Was armed at a total of 15 eucalyptus site was utilized, being three for each age class: 1, 2, 3, 4 and 5 made up of understory to 0 to 2, 2 to 4, 4 to 6, 6 to 8 and 8 to 10 years old, respectively and in addition which served for comparasions with the sites. For the colection of the ants the Winkler extractor method was utilized with is used for colecting litter ants. The ants were identified at the species level and the data were evaluated by utilizing the frequency of the species. There were no differences among the treatments as regards to the Chao 2 richness estimator and Shannon diversity index (Kruskal-Wallis, $p > 0.05$). Jaccard's similarity index pointed out increased similarity between the natural reservation and eucalyptus sites with understorys after 6 years of age. Eucalyptus plantations of 0 to 4 years stayed class to each other but far away from the native vegetation. The ants of each age class were separated in seven guilds. There were no differences in the average number of species per guilds among the age classes but rather in the average number of species among guilds ($G = 8,15$, $p > 0.05$). The ants *Camponotus crassus* and *Wasmannia auropuctata* stood out for presenting high frequencies in the environments with some disturbance which would be the sites of lower age class while *Pheidole fallax* presented a high frequency in the native vegetation area. In conclusion, Myrmicinae is the subfamily of the Formicidae with the high diversity in natural cerrado area. The necessary number of samples to choice of ant community from savana like is lower than eucalypt area. The ant community in Eucalypt area with six year old is quite similar of natural cerrado area.

¹ Guidance Committee: Ronald Zanetti Bonetti Filho (Adviser), Marcelo Nivert Schilindwein – UFLA and Jacques Hubert Charles Delabie – CEPLAC

1 INTRODUÇÃO

A utilização indiscriminada dos recursos naturais pelo homem tem causado a degradação ambiental nos diversos ecossistemas da Terra. Por este motivo, tem-se procurado estudar meios para melhor utilizar esses recursos, preservando ao máximo a biodiversidade do planeta.

A biodiversidade, ou diversidade ecológica, é essencialmente o número de espécies em uma determinada área (Odum, 1986; Ricklefs, 1996; Begon, Harper e Townsend, 1997), incluindo ainda a diversidade genética e ecológica (Wilson, 1997b). Essa diversidade é o resultado da modificação dos diferentes tipos de organismos em um meio ambiente heterogêneo (Louzada e Schindwein, 1997).

Na relação homem e meio ambiente, ela é um dos mais importantes aspectos a serem considerados. Segundo Paula (1997), a biodiversidade é um indicador sensível de qualidade, sustentabilidade e enriquecimento do patrimônio genético, indispensável para a saúde do planeta a longo prazo.

A utilização de organismos como bioindicadores é uma forma para se conhecer o grau de preservação da biodiversidade de ambientes, com a finalidade de determinar estágios de degradação ou acompanhar a recuperação dessas áreas.

Um importante grupo que vem sendo amplamente e satisfatoriamente utilizado para avaliar mudanças do meio são os insetos (Majer, 1981; Oliveira e Della Lucia, 1992; Oliveira et al., 1995; Samways, 1995; Majer, 1996; Majer e Beeston, 1996; Andersen, 1997; Watt et al., 1997; Nash et al., 1998). Eles são bons indicadores porque respondem rapidamente ao stress do meio, têm curto tempo de geração e ainda são facilmente amostrados e identificados (Peck, Mcquaid e Campbell, 1998).

Dentre os insetos, as formigas têm sido usadas como bioindicadores na Austrália, em reabilitação de minas (Majer, 1981; Majer e Nichols, 1998) e de áreas cultivadas (Majer, 1996; Lobry de Bruyn, 1999), e na avaliação de diferentes estágios de distúrbio em florestas tropicais úmidas (King, Andersen e Cutter, 1998). No Brasil, a mirmecofauna foi utilizada como bioindicadora em estudos de reabilitação de minas de bauxita (Majer, 1992, 1996). Nos EUA, elas foram utilizadas como indicador biológico de condições de agroecossistemas (Peck, Mcquaid e Campbell, 1998). Ainda foram usadas na Costa Rica, em culturas (Roth, Perfecto e Rathcke, 1994), na Venezuela, em estudos sobre florestas com distúrbio (Cabrera et al., 1998), e em comparações entre florestas (Osborn et al., 1999).

Pelo fato de apresentarem ampla distribuição, abundância local alta, alta riqueza de espécies, responderem rápido ao stress do meio, serem facilmente amostradas e identificadas (Majer, 1983) e terem sido usadas em diversos estudos nessa linha de pesquisa, as formigas foram escolhidas como bioindicadores nesse trabalho, que teve como objetivos:

1. o levantamento da diversidade de formigas em eucaliptais e em áreas de vegetação nativa adjacente;
2. a avaliação da similaridade entre os talhões de eucalipto e a vegetação nativa; e
3. a avaliação do efeito da idade do sub-bosque de eucaliptais sobre a diversidade de formigas.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Eucaliptocultura

No início do cultivo do eucalipto no Brasil, o principal objetivo era a produção de madeira, lenha, moirões, dormentes, postes e carvão. A partir de 1965 foram criados programas de incentivos fiscais à cultura do eucalipto, e com a crescente demanda de madeira para a produção de celulose, papel, compensados e chapas, houve rápido aumento da área plantada (Zanetti, 1998). Hoje, vastas áreas do Brasil têm sido plantadas com eucaliptos como fontes renováveis de madeira, carvão e celulose. Uma das vantagens do seu uso é que minimiza a exploração da madeira de áreas nativas (Lima, 1993).

Em termos de área florestada, o Brasil passou dos 400 mil ha, no final dos anos 60, para 7 milhões de ha, em 1994. Assim, atualmente a cultura do eucalipto apresenta-se como a terceira maior em área cultivada, superada apenas pelas culturas do milho e soja (Rezende, Júnior e Silva, 1996). Nos últimos 20 anos, o setor florestal tem mantido uma participação de 2 a 7% no PIB nacional. Com relação ao aspecto social, o número de empregos criados diretamente está em torno de 600 mil e, indiretamente, 1 milhão. Em termos de área florestada, a região Sudeste está em primeiro lugar, seguida da região Sul e Centro-Oeste (Bacha, 1993 citado por Zanetti, 1998).

Apesar de ser uma cultura que vem crescendo nos últimos anos e das vantagens que traz ao nosso país, existem perdas ecológicas que devem ser consideradas. Como exemplo disto, pode-se destacar que a conversão de sistemas naturais em monoculturas simplifica os ecossistemas originais (DeSouza e Brown, 1994), reduz a biodiversidade de plantas, herbívoros e subsistemas decompositores (Swift e Anderson, 1994) e, conseqüentemente, aumenta a

ocorrência de espécies pragas, devido à redução de inimigos naturais (Mezzomo, 1995) e de outros organismos (Marinho, Soares e Della Lucia, 1997). Além disso, ocorrem drásticas mudanças na paisagem regional, tais como: grande consumo de água, nutrientes e redução da matéria orgânica, grande consumo de fertilizantes e agrotóxicos, erosão causada pela água e redução na biodiversidade (Paula, 1997).

A serapilheira produzida pelo eucaliptal difere substancialmente daquela de florestas nativas, tanto em termos de estrutura física quanto química, criando uma série de problemas para a fauna de decompositores. Com isso, a diversidade de microartrópodos é reduzida, comprometendo o ciclo de nutrientes, bem como a base de alimento para pássaros, répteis e mamíferos (Majer e Recher, 1999). Assim, quando ocorre a eliminação destas florestas nativas, reduz-se a base de alimento da qual dependem muitos artrópodos e outros animais que ali vivem, comprometendo o status de sua conservação (Majer e Recher, 1999).

Com o fim dos incentivos fiscais a partir de 1988, a eucaliptocultura nacional foi influenciada pelos movimentos ecológicos e sociais, além de mudanças econômicas profundas no âmbito internacional e nacional, as quais resultaram na reestruturação do setor. As empresas reflorestadoras reduziram os investimentos em pesquisa florestal e passaram a implantar programas de qualidade total, visando aumentar a sua eficiência e a competitividade internacional, que passaram a exigir a certificação florestal, testando, assim, a qualidade técnica, ecológica e social das empresas (Zanetti, 1998).

Vários trabalhos têm sido feitos com o objetivo de minimizar os problemas causados pela redução da complexidade estrutural de habitats com a implantação da eucaliptocultura. Mezzomo (1995), estudando sistemas de faixas de vegetação nativa intercaladas aos plantios de eucalipto, encontrou maiores problemas com pragas em sistemas sem faixas de vegetação nativa. Bragança (1995), estudando a influência das áreas de conservação sobre Lepidoptera e

Hymenoptera, concluiu que áreas de conservação intercaladas aos talhões de eucalipto têm significado positivo, pois aumentam a diversidade e complexidade estrutural da vegetação, que são importantes como fontes de inimigos naturais. Zanetti et al. (1998), estudando a influência da vegetação nativa circundante na densidade de saueiros, observaram que a presença das faixas de vegetação nativa reduziu a densidade de saueiros nos talhões de eucalipto que elas margeiam.

2.2 Conceito e importância da biodiversidade

A biodiversidade é definida como toda a hereditariedade baseada na variação de todos os níveis de organização, na composição de todas espécies ou parte de uma comunidade local, e ainda nas comunidades que compõem partes de um variado ecossistema (Wilson, 1997b). A riqueza de espécies aumenta de acordo com o número de indivíduos, a área e a variedade de habitats amostrados (Schluter e Ricklefs, 1993).

A necessidade de uma análise equilibrada e rigorosa da questão da perda de espécies vem da inquantificável importância da diversidade de espécies para a manutenção da vida no planeta (Lugo, 1997). De acordo com Wilson (1997a), a diversidade tem que ser tratada mais seriamente para ser registrada, usada e, acima de tudo, preservada.

Segundo Lovejoy (1997), a biodiversidade é como uma característica natural de comunidades e serve para a humanidade como um indicador de mudanças ecológicas, uma vez que, sob estresse, a comunidade biológica é reduzida. O conceito de biodiversidade envolve tanto uma dimensão quantitativa, como o número e variedade de genes, espécies e ecossistemas, quanto qualitativa, como a saúde dessas variáveis biológicas e dos ambientes em que elas ocorrem

(Paula, 1997). A presença de diferentes tipos de plantas é necessária para alimentar diferentes tipos de animais (Patrick, 1997) e também serve de habitat para diferentes espécies. De acordo com Magurran (1988), é necessário medir esta diversidade, pois ela é um indicador do bem estar dos sistemas ecológicos. Esse é o principal tema de debates entre ecologistas.

Segundo Louzada e Schlindwein (1997), a diversidade pode ser interpretada em diferentes escalas, como: a diversidade pontual, que se refere ao número de espécies encontradas numa amostra; a diversidade local (diversidade alfa), que se refere ao número de espécies encontradas em um conjunto de amostras tomadas a uma distância não muito grande, e ainda a diversidade beta, que trata da variação existente entre locais dentro de uma região. De acordo com Begon, Harper e Townsend (1997), a biodiversidade tem sido reduzida devido à influência do homem, quando destrói habitats naturais para a urbanização, o desenvolvimento industrial e a produção de alimento.

Na Austrália, áreas de vegetação nativa têm sido modificadas para culturas agrícolas, pastos, urbanização, estradas e minas; com isso, a diversidade de formigas foi reduzida (Majer e Beeston, 1996).

Watt et al. (1997), em seus trabalhos na África, encontraram uma redução de 50% da comunidade de cupins e borboletas quando uma área de floresta era transformada em monocultura. Estes mesmos autores ressaltaram que diferentes níveis estruturais de florestas e o estabelecimento de outros habitats provavelmente terão diferentes impactos na diversidade de insetos.

Segundo Odum (1986), como componente consumidor, a fauna permite que a energia alimentar imobilizada nas plantas seja transportada através dos níveis tróficos do ecossistema, dando origem a interações vitais ao equilíbrio do meio, tais como polinização, dispersão de sementes, predação, competição e decomposição.

Os invertebrados têm importante papel no ecossistema (Majer e Abbott, 1989). A estruturação do solo (Dean e Milton, 1995), aeração e drenagem (Majer e Abbot, 1989), a disponibilidade de nutrientes para as plantas, disseminação de sementes, alimentação de vertebrados e predação de plantas fazem parte do papel dos invertebrados no solo (Majer, 1983/84). Sua atividade é influenciada por distúrbios naturais ou causados pelo homem; portanto, o impacto sobre estes animais tem importantes implicações para a taxa de mineralização e ciclagem de nutrientes (Majer e Abbot, 1989), o que possibilita o retorno deste material ao ciclo de nutrientes (Bandeira e Torres, 1985). A dispersão de sementes também é realizada por muitos animais, pássaros e insetos, entre outros, o que é essencial para dar continuidade ao ciclo.

2.3 Complexidade de habitat e a diversidade

A diversidade de invertebrados está associada a características do meio, por exemplo, a composição de plantas. Esse resultado foi encontrado por Majer, Day e Kabay (1984) em seus estudos com recolonização em minas de bauxita, através dos quais concluíram que a diversidade de plantas está relacionada com a diversidade de formigas, pois a presença de determinadas plantas pode resultar na recolonização de áreas por algumas espécies de formigas.

Os principais fatores que influenciam o aumento da riqueza de espécies de formigas com o aumento da complexibilidade ambiental são: disponibilidade de locais de nidificação, disponibilidade de alimento, área de forrageamento e interação competitiva entre espécies (Benson e Harada, 1988). Matos et al. (1994) encontraram aumento da diversidade de formigas com o aumento da complexibilidade estrutural da vegetação e da serapilheira. Oliveira et al. (1995) também relataram que há variação na diversidade de formigas influenciadas pelas

características do ambiente, verificando que quanto maior a complexibilidade, maior a diversidade de espécies.

A fragmentação pode ser o principal mecanismo responsável pelo aumento da pressão física nas reservas isoladas e pela conseqüente diminuição da diversidade (DeSouza, 1989). Morato (1993), estudando abelhas e vespas, observou alteração na comunidade destes insetos também devido à fragmentação de matas. Existe, portanto, a necessidade do aumento de áreas de reserva natural próximas às culturas com a finalidade de aumentar a diversidade, e ainda que a revegetação de áreas constituiu uma opção para o enriquecimento da biota natural (Lefroy, Hobbs e Scheltema, 1993).

Mudanças na estrutura da vegetação associada com a transformação em agroecossistemas implica em resultados negativos sobre a diversidade da comunidade de formigas (Perfecto e Snelling, 1995; Watt et al., 1997). Talvez a redução da diversidade tenha ocorrido devido à quebra do microclima disponibilidade de alimento e relações interespecíficas (Perfecto e Snelling, 1995). Estudando invertebrados, Olson (1994) relatou que muitos deles podem ser excluídos das florestas devido à limitação de recursos alimentares, temperaturas baixas e inundações decorrentes de mudanças na vegetação.

A diversidade de insetos está positivamente associada com a diversidade de plantas perenes e negativamente associada com a diversidade de plantas anuais, então, espera-se que ambientes de maior complexibilidade estrutural apresentem maior riqueza de espécies (Dean e Milton, 1995). De acordo com estes mesmos autores, a fertilidade e a estruturação do solo dependem da atividade de animais de solo, sendo que a sucessão de plantas é modulada pela ação de herbívoros, polinizadores e agentes dispersantes de sementes. Os invertebrados, por sua vez, dependem da vegetação e do estado do meio

Mezzomo (1995), testando reflorestamentos com e sem faixas de vegetação nativa, observou maiores problemas com lepidópteros pragas em

sistemas sem faixas, nos quais há uma homogeneidade de vegetação, e conseqüente menor atuação de inimigos naturais do que em sistemas com faixas. Estudando a fauna de formigas Oliveira et al. (1995) encontraram uma recomposição progressiva na fauna de formigas, associada à manutenção de faixas de vegetação nativa, que servem como refúgio e criadouro de macro e microfauna, as quais poderão migrar para o eucalipto. De acordo com estes mesmos autores, a diversidade de formigas tende a aumentar à medida que os ambientes tornam-se mais complexos estruturalmente.

Tavares (1996) relatou que áreas intactas de vegetação nativa adjacentes às culturas promovem um efeito de borda e possibilitam que espécies sensíveis às práticas culturais encontrem refúgio em seu interior. Lindenmayer (1994), citado por Tavares (1996), relata que o uso de corredores de faixas de vegetação nativa pode manter a continuidade entre subpopulações, permite a disponibilidade de habitats previamente inexplorados, previne ou retém extinções localizadas e ainda promove a troca de genes entre populações.

Majer e Recher (1999) indicam o uso de corredores de vegetação como uma maneira de reduzir o problema da perda da diversidade. Relatam ainda que esse método não repõe a biota, mas serve como uma ajuda para reduzir a pressão sobre florestas naturais.

Atualmente tem-se usado o estudo da diversidade de invertebrados edáficos para o entendimento das perturbações ocasionadas pelas constantes simplificações dos ecossistemas naturais (Marinho, Soares e Della Lucia, 1997), ou seja, invertebrados servindo como bioindicadores de ambientes.

2.4 Bioindicadores

A idéia de que algumas espécies podem ser usadas como indicadores da qualidade do meio ambiente é mais antiga do que a Ecologia como ciência (Beeby, 1995).

O que vêm a ser bioindicadores? Segundo Louzada, Sanches e Schlindwein (2000), bioindicadores são organismos vivos, ou processos biológicos usados para avaliar as respostas do ecossistema às perturbações ambientais, que estão freqüentemente associadas ao uso da terra pelo homem.

O estresse causa mudanças no número ou na abundância de espécies em uma comunidade e através delas podem ser detectadas mudanças no habitat. Esse princípio, segundo Beeby (1995), é mais amplamente utilizado em ambientes aquáticos. Dentre os organismos aquáticos utilizados como bioindicadores, pode-se destacar os peixes. Segundo Fausch et al. (1990), dentre os motivos do uso destes organismos como bioindicador, estão: a) são sensíveis ao estresse direto; b) interagem com diversos efeitos e variados componentes do sistema aquático; e c) têm vida longa e assim conseguem fornecer, a longo prazo, um registro do estresse do meio. Estes mesmos autores descreveram as vantagens e desvantagens de usar um táxon indicador. As vantagens são que o acesso é simples; não requer teorias complicadas; o valor do táxon indicador aumenta quando guildas inteiras são usadas, porque guildas permitem uma resolução sensível do estresse específico de um habitat, grupo trófico ou estratégias reprodutivas. As desvantagens são que existem poucas guildas; é freqüentemente difícil determinar se a espécie é sensível a uma fonte específica de degradação única no campo, uma vez que muitos fatores interagem mascarando os efeitos das perturbações; o táxon pode ser ausente ou escasso por outros motivos além da degradação, tais como barreiras zoogeográficas; a sensibilidade do táxon indicador pode variar de região, sazonalidade, com a idade do peixe ou outras

reações; e as espécies podem ser sensíveis a certos tipos de degradação, mas não a outras.

Recentes estudos levam a concluir que um simples táxon indicador não pode ser usado para determinar graus da integridade biológica, pois, em um local deficiente, certamente espécies indicadoras poderiam ser ligeiramente degradadas. Por esse motivo, propõe-se o uso de guildas inteiras como bioindicadores, reduzindo, assim, problemas associados com um simples táxon (Fausch et al., 1990).

2.5 Uso de insetos como indicadores ecológicos

Vários grupos de invertebrados têm sido usados como bioindicadores do sucesso de reabilitação de minas e do sucesso em termos de similaridade ecológica para a vegetação original (Majer, 1978). De acordo com este mesmo autor, os invertebrados são importantes no funcionamento do meio e são indicadores seguros dos níveis de distúrbio num ecossistema. Segundo Majer (1981), os invertebrados são utilizados como bioindicadores porque muitos deles ocupam nichos especializados, fornecendo informações sobre a área de acordo com a sua presença ou ausência. Como exemplo de invertebrados como bioindicadores, Behan-Pelletier (1999) testou ácaros em agroecossistemas e concluiu que estes invertebrados preenchem os requisitos de um bioindicador, que são: têm alta diversidade, ocorrem em altos números, são de amostragem fácil, são um grupo heterogêneo e os adultos podem ser facilmente identificados na Europa Central.

Segundo Majer (1987), o uso de invertebrados terrestres como componentes de estudos de impacto ambiental ou como bioindicadores em recuperação de áreas degradadas tem sido eficiente. A abundância relativamente

alta e a conseqüente importância funcional nos ecossistemas são, segundo Weaver (1995), razões pelas quais os invertebrados podem ser úteis como indicadores do estado e condição do meio.

Estudos neste sentido são importantes para o monitoramento do sucesso de reflorestamentos, pois, de acordo com Oliveira e Della Lucia (1992), ocorre um aumento da riqueza de espécies à medida que os processos de sucessão ecológica vão ocorrendo nas áreas mineradas ou reflorestadas.

Noss (1990), citado por Pearson (1995), descreve sete critérios para incluir um organismo como um indicador para o monitoramento ambiental: 1) ter ocorrência variada; 2) ter os padrões de resposta refletidos em outros táxons; 3) possuir biologia e história natural bem conhecidas; 4) ser facilmente observado e manipulado; 5) ser bem conhecido taxonomicamente; 6) ter especialização do habitat; e 7) possuir interesse econômico (p.e. pragas, inimigos naturais, decompositores).

Peck, Mcquaid e Campbell (1998) sugerem duas condições para a seleção de um organismo indicador: 1) que o organismo ou grupo de organismos seja muito sensível às mudanças do meio que interessa ao monitoramento; 2) que a resposta do organismo seja ajustada para o conhecimento de níveis de mudanças, de forma que mudanças biológicas sejam ligadas a mudanças do meio.

Insetos têm sido usados como indicadores de estágios ou mudanças no meio porque a taxa de insetos é afetada por uma possível ou inevitável modificação do ambiente (Samways, 1995). As razões pelas quais os insetos podem ser úteis como bioindicadores do estado e condição do ambiente são: respondem rapidamente ao stress do meio, apresentam várias gerações em pouco tempo, são facilmente amostrados e identificados (Peck, Mcquaid e Campbell, 1998).

Brown e Southwood (1983), citados por Dean e Milton (1995), relatam que alguns insetos parecem ser adaptados a explorar áreas em recuperação de

distúrbio e outros podem ser eliminados com os distúrbios. Samways (1995) usou Ephemeroptera e Plecoptera para monitorar a qualidade da água e distúrbios. Ferreira (1998) usou espécies de Odonata como indicadores de alteração ambiental em riachos, relatando a preferência de habitat por algumas espécies e o desaparecimento de outras com a retirada da mata ciliar.

Madden e Fox (1997), em seus estudos com artrópodos no manejo de áreas poluídas por fluorito, demonstraram que ácaros e baratas têm resposta direta ao fluorito. O auge da abundância destes insetos ocorreu em áreas onde a concentração deste tóxico era muito alta, porém besouros, aranhas e formigas tiveram declínio na população em áreas com altos níveis deste produto. Este estudo sugere que formigas morrem devido a sua sensibilidade ao fluorito, e assim, os autores concluíram que elas são insetos adequados em estudos de poluição com esse produto.

Na Austrália, as abelhas nativas são tradicionalmente usadas como indicadores de áreas poluídas com o fluorito, mas as abelhas exóticas (*Apis mellifera* L.) são improváveis de responderem a mudanças (Madden e Fox, 1997). Na Alemanha, Tschamtke, Gathmann e Steffan-dewenter (1998) mostraram que abelhas e vespas são promissores como bioindicadores para mudanças ecológicas e qualidade de habitat, uma vez que, em ambientes fragmentados, a riqueza de espécies de inimigos naturais e a porcentagem de predação e parasitismo são bastante reduzidas, conseqüentemente a produção agrícola será reduzida pelo alto ataque de pragas na ausência de inimigos naturais.

2.6 Formigas como bioindicadores

De acordo com Majer (1983), as formigas são bons indicadores porque apresentam abundância local alta, alta riqueza de espécies, muitos táxons especializados, são facilmente amostradas e identificadas e são sensíveis a mudanças na condição do ambiente. De acordo com Hölldobler e Wilson (1990), as formigas são organismos ideais para estudos envolvendo processos dentro das comunidades devido à sua dominância, seja em número de espécies ou indivíduos e facilidade de identificação de gênero e até mesmo morfo – espécies.

Na Austrália, as formigas têm sido muito utilizadas como bioindicadores em áreas de reabilitação de minas (Majer 1981; Majer e Nichols, 1998), em áreas cultivadas (Majer e Beeston, 1996). Na Costa Rica, elas são utilizadas como bioindicadores na transformação de florestas em agroecossistemas (Roth, Perfecto e Rathcke, 1994) e, na Venezuela, no monitoramento de ecossistemas com distúrbio (Cabrera et al., 1998).

No Brasil, as formigas foram usadas como bioindicadores na reabilitação de minas de bauxita, em Poços de Caldas, MG (Majer, 1992), e em Trombetas, PA (Majer, 1996). Em Cruz das Almas, BA, Smith (1995) usou a estrutura da comunidade de formigas de diferentes idades de pomares cítricos para dar suporte a futuras orientações de manejo desta cultura.

Em seus estudos na Venezuela, Osborn et al. (1999), trabalhando em seis áreas de floresta e usando borboletas, formigas e plantas como bioindicadores, concluíram que as formigas constituem o melhor bioindicador dentre os estudados por eles.

Roth, Perfecto e Rathcke (1994) encontraram redução na diversidade de formigas em sistemas agrícolas e concluíram que elas representam um bom indicador. Assim como estes, outros trabalhos também relatam o uso de formigas como bioindicadores (Perfecto e Snelling, 1995; Andersen, 1997).

Usando formigas como bioindicadores para o monitoramento da qualidade do solo, Lobry de Bruyn (1999) discute a importância de formigas no funcionamento do ecossistema, principalmente na habilidade que elas têm de realizar a manutenção e restauração do solo.

Em estudos com áreas com e sem distúrbio, King, Andersen e Cutter (1998) demonstraram que a riqueza de espécies foi alta nos ambientes sem distúrbio e baixa nas demais áreas amostradas. De acordo com Delabie (1999), as comunidades de formigas são altamente instáveis e são submetidas constantemente a uma pressão de colonização dos habitats que ocupam e de substituição de seus membros por espécies oportunistas ou mais competitivas.

O uso de formigas, assim como qualquer outro organismo, como bioindicadores requer um prévio conhecimento dos fatores ecológicos determinantes da estrutura e composição de suas comunidades (Andersen, 1997). De acordo com esse mesmo autor, para facilitar os estudos das formigas, os ecologistas têm classificado as espécies em grupos funcionais que são identificados a partir de alterações em relação ao clima, solo, vegetação e distúrbios. Estes grupos funcionais têm formado a base global de análises de composição das comunidades.

Andersen (1991) descreveu sete grupos funcionais de formigas australianas:

1. Espécies dominantes: espécies abundantes e agressivas, tendo uma forte influência competitiva sobre as outras espécies. Exemplo: *Iridomyrmex* spp.

2. Subordinadas associadas: coexistem com as dominantes por apresentarem tamanho do corpo relativamente grande e comportamento de submissão quando confrontadas com as *Iridomyrmex* dominantes. Exemplo: *Camponotus* spp.

3. Especialistas de clima: espécies adaptadas a ambientes quentes ou frios. Especializações fisiológicas, morfológicas e comportamentais relacionadas

à sua ecologia de forrageamento reduzem a interação com as *Iridomyrmex* dominantes. Exemplo: *Melophorus* spp.

4. Espécies crípticas: Ponerinae e Myrmicinae pequenas, que forrageiam e nidificam predominantemente dentro do solo e serapilheira, não interagindo com outras formigas fora destes habitats. Exemplo: *Brachyponera lutea*.

5. Oportunistas: espécies não especializadas e pouco competitivas, são freqüentemente encontradas em habitats perturbados. Exemplo: *Paratrechina* spp.

6. Mirmicineas generalistas: principalmente espécies cosmopolitas, não especialistas, mas altamente competitivas. Exemplo: *Monomorium*, *Pheidole* e *Crematogaster*.

7. Forrageadoras solitárias: de tamanho relativamente grande, principalmente predadoras de artrópodes, de baixa densidade populacional, sugerindo que não interagem fortemente com outras formigas. Exemplo: espécies de Ponerinae, como *Odonthomachus* spp.

Delabie, Agosti e Nascimento (2000), em estudos da comunidade de formigas em Mata Atlântica, agruparam as formigas em nove guildas:

1. Espécies onívoras: espécies que utilizam várias fontes de alimento como carboidrato, proteínas e restos de animais mortos. Exemplo: *Megalomyrmex*, *Pheidole*, e *Solenopsis*.

2. Predadoras especialistas: espécies que se alimentam de apenas um tipo de presa. Exemplo: *Amblyopone* (predadora de térmitas), *Thaumatomyrmex* (predadora de miriápodes), e *Strumigenys* (predadora de colêmbolas).

3. Predadoras generalistas: espécies que se alimentam de vários tipos de presa. Exemplo: *Gnamptogenys* (predadora de formigas e outros insetos), *Anochetus* e *Hypoponera*.

4. Formigas legionárias: também conhecidas como formigas de correição, são espécies predadoras generalistas ou especialistas. Exemplo:

Eciton, *Labidus* (predadoras generalistas) e *Neivamyrmex* e *Nomamyrmex*, predadoras especialistas (predam outras formigas).

5. Predadoras de solo: espécies que se estabelecem e forrageiam no solo e na serapilheira. Exemplo: *Pachycondyla* e *Centromyrmex* (espécie que nidifica em cupinzeiros, provavelmente predando as larvas dos cupins do gênero *Syntermes* (Delabie, 1995).

6. Formigas subterrâneas dependentes de honeydew: espécies que se alimentam de secreções açucaradas de outros insetos. Exemplo: *Acropyga*.

7. Formigas arborícolas dominantes: espécies onívoras que nidificam e forrageiam em plantas eventualmente ou temporariamente e na serapilheira. Altamente agressivas, tendo uma forte influência competitiva sobre as outras espécies. Exemplo: *Azteca* e *Crematogaster*.

8. Dominantes de solo ou litter: formigas que forrageiam no solo ou na vegetação. São subdivididas em dois grupos: a) **grande predadoras generalistas:** *Odontomachus* e *Ectatomma* e b) **onívoras verdadeiras:** *Brachymyrmex*, *Camponotus*, *Paratrechina*, *Solenopsis* (espécies grandes) e *Wasmannia*.

9. Cultivadoras de fungo: espécies que se alimentam de fungo simbiote. Geralmente são os membros das Attini. Exemplo: *Acromyrmex*, *Apterostigma*, *Atta*, *Cyphomyrmex*, *Mycocepurus*, *Myrmicocrypta*, *Sericomyrmex* e *Trachymyrmex*, utilizando folhas frescas, carcaças e restos de plantas para o cultivo do fungo.

Em se tratando de formigas de cerrado, Silvestre (2000) descreveu doze guildas: predadoras grandes, patrulheiras, oportunistas pequenas, espécies crípticas de serapilheira, desfolhadoras, cultivadoras de fungos a partir de matéria em decomposição, mirmicíneas generalistas, dolichoderíneas agressivas, espécies nômades, especialistas mínimas, cephalotíneos e dolichoderíneas coletoras de néctar e exudatos de artrópodes.

Andersen (1991, 1992, 1997) trabalhou com grupos funcionais e Delabie, Agosti e Nascimento (2000) e Silvestre (2000) com guildas. Estes conceitos as vezes são confundidos e alguns autores, segundo Silvestre (2000), consideram como sinônimos. De acordo com Louzada e Schlindwein (1997), “guilda” é um grupo de organismos, dentro de uma comunidade, que utiliza os mesmos tipos de recursos por terem nichos alimentares semelhantes, como, por exemplo, o grupo das predadoras especialistas, que se alimentam de apenas um tipo de presa. Grupos funcionais são espécies que usam estratégias similares na exploração de recursos, como, por exemplo, as forrageadoras solitárias, que procuram alimento sozinhas, não interagindo com outras formigas. Segundo Silvestre (2000), as guildas são agrupamentos de espécies mais refinados que os grupos funcionais, uma vez que um grupo funcional pode ser constituído com representantes de mais de uma guilda e uma guilda não pode ser constituída por mais de um grupo funcional.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da área estudada

A coleta dos dados foi conduzida em áreas de cultura de eucalipto e de vegetação nativa, pertencentes à CAF Santa Bárbara Ltda., em Bom Despacho (45° 22' Longitude W e 19° 41' Latitude Sul, 695m de altitude), no Estado de Minas Gerais, Brasil, sob o domínio de vegetação de cerrado "stricto sensu" no período de junho a setembro de 2000. As temperaturas médias variaram de 15,5° a 20,1° C e a precipitação variou de 0 a 45,1mm. Os solos dominantes são do tipo latossolo vermelho escuro.

O reflorestamento estudado era dividido em talhões de 34,7ha a 50ha separados por estradas de terra (carreadores) (Figura 1), e a área de vegetação nativa tinha 83,48ha. Todos os talhões apresentavam duas espécies de eucalipto misturadas, sendo composto por *Eucalyptus grandis* e outra espécie, que era *Eucalyptus camaldulensis*, *Eucalyptus tereticornis*, *Eucalyptus saligna*, *Eucalyptus cloeziana* ou *Eucalyptus* spp.

3.2 Caracterização das áreas amostradas

Os talhões de eucalipto utilizados neste experimento (Tabela 1) eram compostos por árvores provenientes de rebrota, ou seja, as árvores originalmente oriundas de sementes foram cortadas ao final do ciclo de sete anos e foi deixado o crescimento de alguns brotos que variavam de quatro a oito por cepa. Junto com o crescimento desta brotação também foi deixado, pela empresa, que

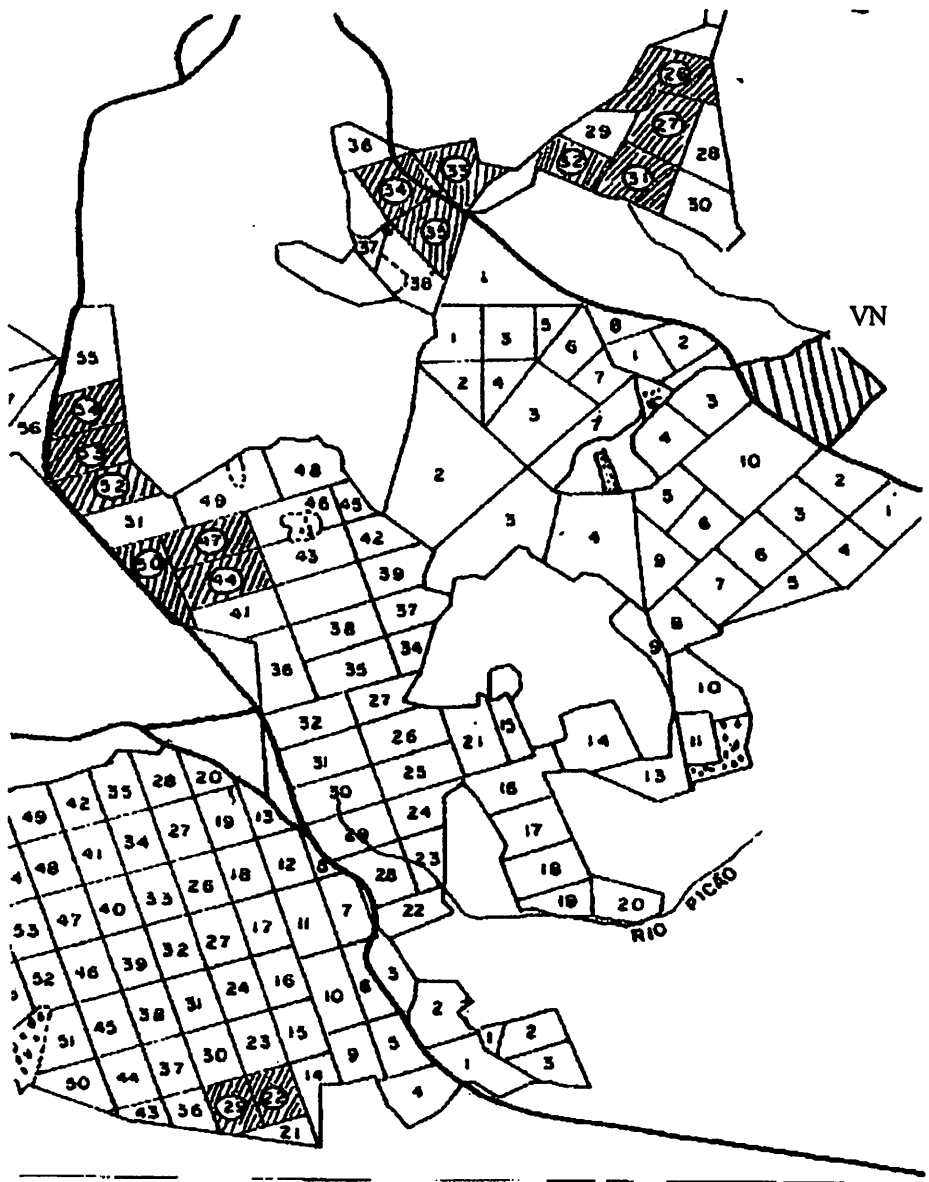


FIGURA 1. Mapa da área de estudo, mostrando os talhões e a vegetação nativa (VN) usadas na coleta dos dados. Bom Despacho, MG.

houvesse o crescimento de vegetação nativa em baixo do eucaliptal, formando, assim o sub-bosque, composto por plantas herbáceas, arbustivas e arbóreas típicas de cerrado .

Nessas áreas não houve nenhum tipo de manejo após o corte, como roçadas, desbastes, capinas ou outras práticas silviculturais comuns em plantações de eucalipto, exceto o combate localizado de formigas cortadeiras com iscas formicidas uma vez ao ano.

3.3 Delineamento experimental

Foram utilizados talhões de diferentes idades de sub-bosque, que foram separados em cinco classes: classe 1 (0 a 2 anos), classe 2 (2 a 4 anos), classe 3 (4 a 6 anos), classe 4 (6 a 8 anos), classe 5 (8 a 10 anos), e ainda uma área de vegetação nativa, que foi considerada como testemunha. Em cada uma das classes de eucaliptais havia três repetições.

Para cada talhão e para a testemunha foram selecionados, ao acaso, 50 pontos amostrais distanciados com um intervalo mínimo de 50 metros, a fim de torná-los independentes. Além disso, os pontos foram marcados a partir de 200m da margem da área, para evitar o efeito de borda.

TABELA 1. Caracterização dos talhões e da vegetação nativa usados no experimento. Bom Despacho, MG. 2000.

Classe de idade (anos)	Nº do Talhão	Nº do Lote	Espécie de <i>Eucalyptus</i> cultivada	Espaçamento (m)
0 a 2	52	LA 2475-2/83	<i>E. grandis/E. terenticornis</i>	2 x 1,5 x 1
0 a 2	53	LA 2475-2/83	<i>E. grandis/E. terenticornis</i>	2 x 1,5 x 1
0 a 2	54	LA 2476-5/84	<i>E. grandis</i>	2 x 1,5 x 1
2 a 4	44	LA 2475-2/82	<i>E. grandis/E. camaldulensis</i>	2 x 1,5 x 1
2 a 4	47	LA 2475-2/82	<i>E. grandis</i>	2 x 1,5 x 1
2 a 4	50	LA 2475-2/82	<i>E. grandis/E. terenticornis</i>	2 x 1,5 x 1
4 a 6	33	LA 2473/85	<i>E. grandis</i>	2 x 1,5 x 1,5
4 a 6	34	LA 2473/85	<i>E. grandis/Eucalyptus spp.</i>	2 x 1,5 x 1,5
4 a 6	35	LA 2473/85	<i>E. grandis/Eucalyptus spp.</i>	2 x 1,5 x 1,5
6 a 8	27	LA 2473/85	<i>E. grandis/E. cloesiana</i>	2 x 1,5 x 1,5
6 a 8	31	LA 2473/85	<i>E. grandis/E. cloesiana</i>	2 x 1,5 x 1,5
6 a 8	32	LA 2473/85	<i>E. grandis/E. saligna</i>	2 x 1,5 x 1,5
8 a 10	22	LA 2483/1	<i>E. grandis</i>	2 x 1,5 x 1
8 a 10	26	LA 2473/85	<i>E. grandis/E. saligna</i>	2 x 1,5 x 1,5
8 a 10	29	LA 2483/1	<i>E. grandis</i>	2 x 1,5 x 1
Vegetação nativa			Cerrado "stricto sensu"	

3.4 Levantamento da formicifauna

As formigas foram coletadas utilizando a metodologia do extrator de Winkler (Bestelmeyer et al., 2000), que originalmente foi desenvolvida por Besuchet et al. (1987), para a coleta de fungos de solo e captura de microcoleópteros, e depois adaptada para estudos com formigas. Essa metodologia permite a captura fácil das formigas que nidificam e exploram a serapilheira.

Em cada ponto amostral, foi retirada toda a serapilheira, numa área de um metro quadrado, que foi delimitada com o auxílio de um quadrado de madeira. Esse material foi transferido para um peneirador de campo e peneirado, sendo o produto colocado em sacos de nylon e amarrados. Em seguida, os sacos foram levados para um galpão, onde o seu conteúdo foi transferido para sacos de tela depositados no interior dos extratores de Winkler, que permaneciam pendurados num varal (Figura 2). Na parte inferior do extrator foi colocado um copo plástico de 200ml de capacidade, contendo álcool 70%, para coletar as formigas que caíam da serapilheira. O material foi mantido no extrator por 72 horas para a extração das formigas e depois descartado.

As coletas sempre foram realizadas no período da manhã e a colocação do material nos extratores, sempre no período da tarde.

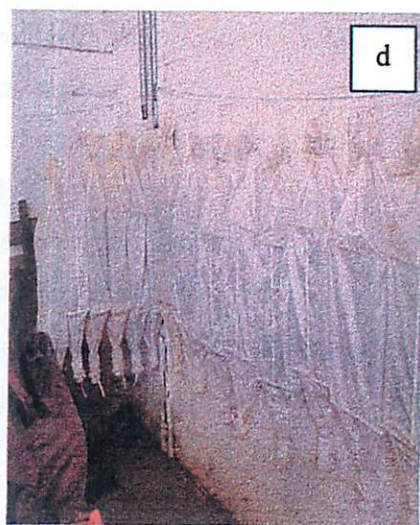
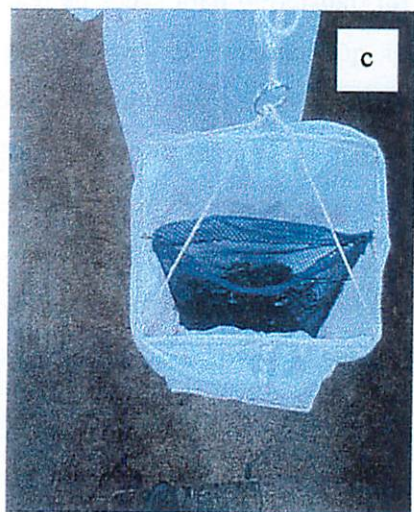
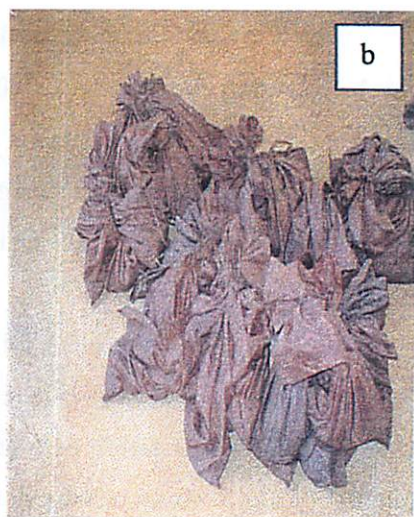


FIGURA 2. Extrator de Winkler usado para a coleta das formigas, destacando-se: (a) penerador; (b) sacos de campo; (c) saco perfurado no interior do extrator; (d) extratores pendurados no varal .

3.5 Triagem, montagem, identificação e preservação do material biológico

Ao levantar a fauna de Formicidae, foi adotado um “livro de campo” que reuniu informações sobre o local específico da coleta, roteiro, datas, descrição das áreas.

As formigas contidas nos copos plásticos do extrator foram triadas sob microscópio no Laboratório de Mirmecologia da Universidade Federal de Lavras (UFLA) e fixadas em álcool 70% em frascos, que foram devidamente acondicionados em caixas com algodão e papel absorvente, visando o transporte adequado do material coletado até o Laboratório de Mirmecologia do Centro de Pesquisas do Cacau/Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira (CEPEC/CEPLAC), no município de Ilhéus, BA, onde foram montadas e identificadas sob microscópio estereoscópio. Os exemplares foram devidamente preparados através da montagem de três indivíduos de uma única espécie, através do método de montagem em triângulos. Na etapa de identificação foi feita uma coleção de referência sob orientação do Dr. Jacques H. C. Delabie¹ e, a partir desta coleção, foi realizada a identificação dos demais exemplares por comparação. Os exemplares foram etiquetados e divididos em quatro coleções, destinadas ao Museu de Entomologia da UFLA, ao Laboratório de Mirmecologia da UFLA, ao Laboratório de Mirmecologia da CEPEC/CEPLAC e ao Centro de Educação Ambiental da CAF.

¹ Laboratório de Mirmecologia, convênio UESC/CEPLAC, Centro de Pesquisas do Cacau, CEPLAC, C.P. 7, 45600-000 Itabuna, BA.

3.6 Análise dos dados

Fauna dos Formicidae

Através dos dados de ocorrência de espécies, foi construída uma tabela com as informações taxonômicas. A partir desta tabela foram discutidos os dados numéricos, táxon por táxon.

Número de espécies por amostra

A avaliação do número de espécies por amostra foi feita através de análise de variância e teste de contraste de médias de Tukey ($p \leq 0,05$).

Diversidade e riqueza de espécies

O estudo da diversidade foi feito através do Índice de Diversidade de Shannon-Wiener e a riqueza de espécies foi obtida através de cálculos da estimativa da riqueza de espécies de formigas pelo método de Chao 2, feito através do programa EstimateS, versão 5.0.1 (Colwell, 1997). O índice de Shannon foi escolhido porque tem sido utilizado na maioria dos trabalhos de ecologia de comunidades e o estimador Chao 2 foi escolhido porque utiliza os dados de frequência de espécies, desconsiderando a abundância (Colwell e Coddington, 1994, citado por Soares 1999). Para comparar os valores dos índices entre os diferentes tratamentos, foi feita análise não-paramétrica de Kruskal-Wallis ($p \leq 0,05$), indicada por Sokal e Rohlf (1969) para análise de dados não normalmente distribuídos, como acontece com estes dados.

Similaridade entre habitats

Para a determinação da similaridade entre os ambientes estudados, optou-se pela aplicação do índice de Jaccard, pois, segundo Magurran (1988), este índice, além de ser simples de calcular, não leva em consideração valores de abundância. O cálculo do índice de Jaccard foi realizado com o programa Multi-Variate Statistical Package (MVSP), versão 3.11b (Faria, 1999), que também fez a construção de dendogramas para facilitar a interpretação.

Índice de dispersão

O índice de dispersão (P05 calculado a partir de Chao 2) indica níveis de distribuição espacial dos organismos; exaustividade da amostra (comparada com Chao 2) e coeficiente de heterogeneidade (P50) (Lauga e Joachin, 1987). Segundo estes autores, o P50 seria o número de amostras que seria necessário para levantar metade das espécies de formigas do local. Seu cálculo é obtido a partir de Chao 2, pela fórmula:

$$P50 = (100 * P05) / S, \text{ em que}$$

S = valor de Chao 2;

$P05 = S / 2$ = estimativa da metade de espécies do local;

Com o valor de $S/2$ (ou $P05$), na tabela dos resultados do EstimateS, versão 5.0.1 (Colwell, 1997), pode-se encontrar o número de amostras necessárias para amostrar metade da diversidade amostrada;

Quanto maior o P50, mais dispersa está a distribuição das formigas no local, e quanto menor, mais homogênea estará a dispersão das espécies no local.

Consequentemente menor será o número de amostras necessárias para coletar metade das espécies presentes.

Índice de dominância

O Índice de dominância utilizado foi o de Berger-Parker que é aplicado para analisar a dominância das espécies mais freqüente de cada área. Este índice tem como vantagem a simplicidade do calculo (Magurran, 1988). Tendo o índice de cada área pode-se fazer a comparação do comportamento dominante das espécies entre as áreas de estudo.

$d = N_{máx} / N$, em que:

d = índice de dominância

$N_{máx}$ = freqüência da espécie mais freqüente; e

N = freqüência total.

Espécies bioindicadoras

Com base nos dados de freqüência das formigas coletadas, foi determinado quais as espécies que mostraram padrão evidente de que são comuns a cada ambiente estudado.

Guildas

As formigas coletadas neste trabalho foram agrupadas em guildas com base no trabalho de Delabie, Agosti e Nascimento (2000).

Para a avaliação das guildas nas diferentes classes de idade, foi utilizado o Teste “G” (Fowler e Cohen, 1990). Segundo estes autores, este teste é uma alternativa ao teste do Qui-quadrado, específico para análise de dados de frequência.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Fauna de formicidae em eucaliptais e em áreas de vegetação nativa adjacentes

Foram coletadas 143 espécies de formigas, pertencentes a 37 gêneros, 23 tribos e seis subfamílias, entre as oito neotropicais (Tabela 2). A subfamília com o maior número de espécies foi a Myrmicinae, com 13 tribos, 23 gêneros e 83 espécies (58%), resultado semelhante ao encontrado por Oliveira e Della Lucia (1992). Possivelmente isso está relacionado com o fato destes formicídeos constituírem um grupo dos mais diversificados em relação ao hábito alimentar e de nidificação (Fowler et al., 1991). Em seguida, as subfamílias Formicinae, com três tribos, três gêneros e 26 espécies (18%); Ponerinae, com quatro tribos, sete gêneros e 24 espécies (17%); Pseudomyrmecinae, com uma tribo, um gênero e cinco espécies (3,5%), Dolichoderinae, com uma tribo e um gênero e duas espécies (1,4%); e Ecitoninae, com uma tribo, dois gêneros e duas espécies (1,4%).

Os gêneros com o maior número de espécies foram *Pheidole*, com 23, e *Camponotus*, com 15 espécies; resultados também encontrados por Majer e Delabie (1994) e por Soares, Marinho e Della Lucia (1998), embora fossem utilizados métodos de coleta diferentes. Isso pode ter ocorrido porque esses dois gêneros estão entre os mais amplamente distribuídos (Jaffé, Perez e Lattke, 1993) e entre os com maior número de espécies (Wilson, 1976, citado por Hölldobler e Wilson, 1990).

TABELA 2. Espécies de formigas capturadas com extrator de Winkler em áreas de vegetação nativa de cerrado “stricto sensu” e em eucaliptais. Bom Despacho, MG. Junho a setembro de 2000.

Espécies de Formicidae	Autor	Ocorrência	
		Vegetação nativa	Eucalipto
SUBFAMÍLIA DOLICHODERINAE			
Dolichoderini			
<i>Linepithema humile</i>	(Mayr, 1866)	-	X
<i>Linepithema</i> sp.1		X	X
SUBFAMÍLIA ECITONINAE			
Ecitonini			
<i>Labidus praedator</i>	(Fr. Smith, 1858)	-	X
<i>Neivamyrmex orthonotus</i>	(Borgmeier, 1933)	-	X
SUBFAMÍLIA FORMICINAE			
Brachymyrmecini			
<i>Brachymyrmex</i> sp.1		X	X
<i>Brachymyrmex</i> sp.2		X	X
<i>Brachymyrmex</i> sp.3		X	X
<i>Brachymyrmex</i> sp.4		-	X
<i>Brachymyrmex</i> sp.5		-	X
<i>Brachymyrmex</i> sp.6		-	X
Camponotini			
<i>Camponotus burtoni</i>	Mann, 1916	-	X
<i>Camponotus crassus</i>	Mayr, 1870	X	X
<i>Camponotus fastigatus</i>	Roger, 1863	X	X
<i>Camponotus latangulus</i>	Roger, 1863	X	-
<i>Camponotus melanoticus</i>	Emery, 1894	-	X
<i>Camponotus (Myrmobrachys)</i> sp.1		X	X
<i>Camponotus (Myrmaphaenus)</i> sp.1		X	-
<i>Camponotus (Tanaemyrmex)</i> sp.1		-	X
<i>Camponotus (Tanaemyrmex)</i> sp.2		-	X
<i>Camponotus novogranadensis</i>	Mayr, 1870	-	X
<i>Camponotus punctulatus minutior</i>	Forel, 1886	X	X
<i>Camponotus renggeri</i>	Emery, 1894	-	X
<i>Camponotus</i> sp.3		-	X
<i>Camponotus rufipes</i>	(Fabricius, 1775)	-	X

“...continua...”

“TABELA 2, Cont.”

<i>Camponotus trapezoides</i>	Mayr, 1870	X	X
Lasiini			
<i>Paratrechina longicornis</i>	(Latreille, 1802)	-	X
<i>Paratrechina</i> sp.1		X	X
<i>Paratrechina</i> sp.2		X	X
<i>Paratrechina</i> sp.3		-	X
<i>Paratrechina</i> sp.9		-	X
SUBFAMILIA MYRMICINAE			
Attini			
<i>Acromyrmex balzani</i>	(Emery, 1890)	-	X
<i>Acromyrmex coronatus</i>	(Fabricius, 1804)	X	X
<i>Acromyrmex niger</i>	(Fr. Smith, 1858)	-	X
<i>Acromyrmex subterraneus brunneus</i>	Forel, 1911	-	X
<i>Acromyrmex subterraneus subterraneus</i>	Forel, 1893	-	X
<i>Apterostigma</i> sp.1		X	X
<i>Apterostigma</i> sp.2		-	X
<i>Apterostigma</i> sp.3		-	X
<i>Atta sexdens rubropilosa</i>	(Forel, 1908)	-	X
<i>Cyphomyrmex peltatus</i>	Kempf, 1965	-	X
<i>Cyphomyrmex transversus</i>	Emery, 1894	X	X
<i>Mycocepurus goeldii</i>	Forel, 1893	X	X
<i>Mycocepurus smithi</i>	Forel, 1893	X	X
<i>Myrmicocrypta foreli</i>	Mann, 1916	X	X
<i>Myrmicocrypta</i> sp.1		-	X
<i>Trachymyrmex</i> sp.1		X	X
<i>Trachymyrmex</i> sp.2		X	X
<i>Trachymyrmex</i> sp.3		-	X
<i>Trachymyrmex</i> sp.4		-	X
<i>Trachymyrmex</i> sp.5		-	X
<i>Trachymyrmex</i> sp.7		-	X
<i>Sericomyrmex</i> sp.1		X	X
Basicerotini			
<i>Octostruma jheringhi</i>	(Emery, 1887)	X	X
Blepharidattini			
<i>Wasmannia auropunctata</i>	(Roger, 1863)	X	X
Cephalotini			
<i>Cephalotes pusillus</i>	(Klug, 1824)	X	X
Crematogastrini			
<i>Crematogaster</i> sp.1		X	X

“...continua...”

"TABELA 2, Cont."

<i>Crematogaster</i> sp.2		X	X
<i>Crematogaster</i> sp.3		X	X
<i>Crematogaster</i> sp.4		-	X
<i>Crematogaster</i> sp.5		-	X
<i>Crematogaster</i> sp.6		-	X
<i>Crematogaster</i> sp.7		-	X
Dacetoniini			
<i>Pyramica denticulata</i>	(Mayr, 1887)	X	X
<i>Pyramica eggersi</i>	(Emery, 1890)	X	X
<i>Pyramica schulzi</i>	(Emery, 1894)	X	X
<i>Pyramica subdentata</i>	(Mayr, 1887)	X	X
<i>Pyramica</i> sp.1		-	X
<i>Pyramica zeteki</i>	(Brown, 1959)	X	-
<i>Strumigenys elongata</i>	Roger, 1863	X	X
<i>Strumigenys perparva</i>	Brown, 1957)	X	-
Formicoxenini			
<i>Leptothorax asper</i>	Mayr, 1887	-	X
<i>Leptothorax</i> sp.1		X	-
<i>Leptothorax spininodis</i>	Mayr, 1887	-	X
Myrmicini			
<i>Pogonomyrmex abdominalis</i>	Santschi, 1929	-	X
Ochetomyrmecini			
<i>Ochetomyrmex</i> sp.1		-	X
Pheidologetonini			
<i>Carebara</i> sp.		X	-
<i>Oligomyrmex</i> sp.1		X	X
<i>Oligomyrmex urichi</i>	(Wheeler, 1922)	X	X
Pheidolini			
<i>Pheidole fallax</i>	Mayr, 1870	X	X
<i>Pheidole fimbriata</i>	Roger, 1863	X	-
<i>Pheidole (Macropheidole)</i> sp1		-	X
<i>Pheidole</i> sp.1		X	X
<i>Pheidole</i> sp.2		X	X
<i>Pheidole</i> sp.3		X	X
<i>Pheidole</i> sp.4		X	X
<i>Pheidole</i> sp.5		X	X
<i>Pheidole</i> sp.6		X	X
<i>Pheidole</i> sp.7		X	X
<i>Pheidole</i> sp.8		-	X
<i>Pheidole</i> sp.9		-	X

"...continua..."

“TABELA 2, Cont.”

<i>Pheidole</i> sp.10		-	X
<i>Pheidole</i> sp.11		-	X
<i>Pheidole</i> sp.12		-	X
<i>Pheidole</i> sp.13		-	X
<i>Pheidole</i> sp.14		-	X
<i>Pheidole</i> sp.15		-	X
<i>Pheidole</i> sp.16		-	X
<i>Pheidole</i> sp.19		-	X
<i>Pheidole</i> sp.20		-	X
<i>Pheidole</i> sp.21		-	X
<i>Pheidole</i> sp.22		-	X
Solenopsidini			
<i>Megalomyrmex</i> sp.1		X	X
<i>Solenopsis (Diplorhopthrum)</i> sp1		X	X
<i>Solenopsis saevissima</i>	(Fr. Smith, 1855)	-	X
<i>Solenopsis</i> sp.2		X	X
<i>Solenopsis</i> sp.3		-	X
<i>Solenopsis</i> sp.4		-	X
<i>Solenopsis</i> sp.7		-	X
<i>Solenopsis substituta</i>	(Santschi, 1925)	-	X
Stenammini			
<i>Rogeria</i> sp. <i>gp. Creightoni</i>		X	X
<i>Rogeria</i> sp.1		X	X
<i>Rogeria</i> sp.3		X	-
<i>Rogeria</i> sp.4		-	X
SUBFAMÍLIA PONERINAE			
Amblyoponini			
<i>Amblyopone armigera</i>	Mayr, 1897	X	-
Ectatommini			
<i>Ectatomma brunneum</i>	Fr. Smith, 1858	-	X
<i>Ectatomma edentatum</i>	Roger, 1863	X	X
<i>Ectatomma permagnum</i>	Forel, 1908	-	X
<i>Ectatomma tuberculatum</i>	(Oliver, 1791)	-	X
<i>Ectatomma planidens</i>	Borgmeier, 1939	-	X
<i>Gnamptogenys</i> sp.1		-	X
<i>Gnamptogenys striatula</i>	Mayr, 1883	-	X
Ponerini			
<i>Anochetus diegensis</i>	Forel, 1912	X	X
<i>Hypoponera</i> sp.1		X	X

“...continua...”

"TABELA 2, Cont."

<i>Hypoconera</i> sp.2		X	X
<i>Hypoconera</i> sp.3		X	X
<i>Hypoconera</i> sp.4		X	X
<i>Hypoconera</i> sp.5		-	X
<i>Hypoconera</i> sp.7		-	X
<i>Hypoconera foreli</i>	Mayr, 1887	X	X
<i>Odontomachus bauri</i>	Emery, 1891	-	X
<i>Odontomachus brunneus</i>	(Patton, 1894)	X	X
<i>Odontomachus chelifer</i>	(Latreille, 1802)	X	X
<i>Odontomachus meinerti</i>	Forel, 1905	-	X
<i>Pachycondyla apicalis</i>	(Latreille, 1802)	-	X
<i>Pachycondyla gilberti</i>	(Kempf, 1960)	-	X
<i>Pachycondyla harpax</i>	(Fabricius, 1804)	-	X
<i>Pachycondyla striata</i>	Fr. Smith, 1858	X	-
Thaumatomyrmecini			
<i>Thaumatomyrmex mutilatus</i>	(Mayr, 1887)	X	X
SUBFAMÍLIA PSEUDOMYRMICINAE			
Pseudomyrmecini			
<i>Pseudomyrmex gracilis</i>	(Fabricius, 1804)	-	X
<i>Pseudomyrmex oculatus</i>	(Fr. Smith, 1855)	-	X
<i>Pseudomyrmex termitarius</i>	(Fr. Smith, 1855)	-	X
<i>Pseudomyrmex simplex</i>	(Fr. Smith, 1877)	-	X
<i>Pseudomyrmex tenuis</i>	(Fabricius, 1804)	X	X
TOTAL		67	133
MÉDIA/ÁREA AMOSTRADA		-	52

De todas as espécies coletadas, foram exclusivas da área de vegetação nativa: *Camponotus latangulus*, *Camponotus (Myrmaphaenus)* sp.1, *Leptothorax* sp.1, *Pachycondyla striata*, *Pheidole fimbriata*, *Pyramica zeteki*, *Rogeria* sp.3, *Strumigenys perpava*, *Amblyopone armigera* e *Carebara* sp. Estas duas últimas são consideradas espécies raras, segundo Jacques H. C. Delabie (comunicação pessoal).

Na vegetação nativa, as cinco espécies mais freqüentes, em ordem decrescente, foram: *Solenopsis* sp.1, *Brachymyrmex* sp.1, *Pheidole fallax*, *Mycocepurus goeldii* e *Pheidole* sp.2, e nos talhões de eucalipto, foram: *Sericomyrmex* sp.1, *Brachymyrmex* sp.1, *Solenopsis* sp.1, *Camponotus crassus* e *Mycocepurus goeldii*.

O gênero *Solenopsis* é extremamente abundante (Andersen, 1991) e também pertence à subfamília Myrmicinae, que, segundo Fowler et al. (1991), é a subfamília mais abundante e a que apresenta maior diversidade de hábitos na região Neotropical e no mundo. As espécies de *Solenopsis* são geralmente cosmopolitas, com dieta alimentar variada, apreciando substâncias açucaradas (“honeydew”) de cochonilhas e pulgões, além de insetos mortos ou indefesos, como larvas de insetos (Gonçalves e Nunes, 1984). Segundo Silvestre (2000), são formigas pequenas, ocupam a serapilheira e raramente sobem à superfície do solo em busca de alimento. Esses aspectos podem estar ligados com a alta freqüência de espécies deste gênero no presente trabalho. Com relação à Formicinae *Camponotus crassus*, Silvestre (2000) relata que se trata de uma espécie agressiva, que compete com outras formigas pela dominância da fonte alimentar.

O gênero *Brachymyrmex*, segundo Delabie, Agosti e Nascimento (2000), forrageia no solo ou na serapilheira e também pertence a uma subfamília com ampla distribuição (Fowler et al., 1991), juntamente com o gênero *Solenopsis*. Desta forma, era esperado que estes gêneros estivessem mesmo entre os mais freqüentes. Ao contrário destas, *Sericomyrmex* sp.1, que foi a mais freqüente de

todas, e *Mycocepurus goeldii*, fazem parte das formigas cultivadoras de fungo (Delabie, Agosti e Nascimento, 2000). Portanto, não se esperava que elas estivessem entre as espécies mais frequentes. Isso provavelmente ocorreu porque, nas áreas estudadas, é feito o combate das formigas cortadeiras *Atta* e *Acromyrmex* uma vez ao ano, reduzindo a frequência dessas formigas cultivadoras de fungo, que apresentam maior tamanho e agressividade em relação às demais Attini. Com isso, deixa-se o nicho vazio para outras espécies cultivadoras de fungo, como *Sericomyrmex* e *Mycocepurus*. Estas espécies são comuns em ambientes degradados, pois neste estudo, sua ocorrência foi alta nos eucaliptais e baixa na vegetação nativa.

Com relação ao número de espécies coletadas nos ambientes estudados, o eucaliptal apresentou uma média de 52 espécies, enquanto, na vegetação nativa, ocorreram 67 espécies. Este resultado foi semelhante aos encontrados por Soares, Marinho e Della Lucia (1998), que encontraram uma comunidade de formigas com maior número de espécies em uma mata nativa do que no eucaliptal. Segundo estes mesmos autores, em monoculturas como o eucaliptal, a diversidade de substratos de nidificação e alimentação é provavelmente menor do que a vegetação nativa, e pode levar a uma redução na riqueza de espécies.

Algumas espécies encontradas merecem especial atenção, como é o caso da Ponerinae *Thaumatomyrmex mutilatus*, encontrada tanto na vegetação nativa quanto em todos os talhões de eucalipto estudados. Esse gênero é considerado raro, e foi também encontrado com maior frequência por Delabie, Fresneau e Pezon (2000) no Sul da Bahia, com a mesma metodologia de coleta usada neste trabalho. Outra espécie rara foi a Myrmicinae *Carebara* sp., que só apareceu uma vez na vegetação nativa. Encontrou-se ainda o *Pyramica zeteki*, que, segundo Jacques H. C. Delabie (comunicação pessoal), só foi relatada na Colômbia e no Panamá.

4.2 Efeito da idade do sub-bosque de eucaliptais sobre a diversidade de formigas

A variação na diversidade de formigas em relação à idade do sub-bosque de eucaliptais foi avaliada utilizando os índices de diversidade, estimativa de riqueza, similaridade, heterogeneidade e dominância.

4.2.1 Número de espécies por amostra

Foi verificado que a área de vegetação nativa apresentou um número médio de espécies por amostra significativamente maior do que das demais classes de idade de sub-bosque de eucaliptais (Tabela 3). Este resultado era esperado, pois áreas com maior diversidade de vegetação, como as áreas de vegetação nativa suportam um maior número de espécies de formigas. A classe 5, com maior idade de sub-bosque, apresentou média mais próxima da vegetação nativa do que as demais classes pois acredita-se que sub-bosques de idade mais avançada caminha para o ideal, que seria a vegetação nativa.

TABELA 3. Número médio de espécies por amostra coletadas e em áreas de eucalipto e de vegetação nativa. Bom Despacho, MG. 2000.

Classe de idade	Classe de idade do sub-bosque (anos)	Número médio de espécies por amostra *
1	0 a 2	5,07 b
2	2 a 4	5,25 b
3	4 a 6	3,85 c
4	6 a 8	3,82 c
5	8 a 10	5,96 b
vegetação nativa	-	9,12 a

* As médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste Tukey a 5% de significância.

As classes 1 e 2 apresentaram médias mais próximas da vegetação nativa do que as classes 3 e 4. Este resultado não era esperado, pois as referidas classes são as mais jovens do experimento.

4.2.2 Índice de diversidade e estimativa de riqueza

A determinação do índice de Shannon-Wiener para cada área mostrou que os valores encontrados (Tabela 4) são muito próximos e não apresentaram diferença entre os tratamentos (Kruskal-Wallis, $h=10,853$; $p> 0,05$). Este resultado não era esperado, pois acredita-se que ambientes mais estruturados, como a área de vegetação nativa, e os eucaliptais com idade de sub-bosque mais avançada, apresentariam maior diversidade. Smith (1995), estudando a evolução da comunidade de formigas em pomares de diferentes idades, encontrou maior diversidade em áreas de idade mais avançada, atribuindo este fato à ausência de manejo, o qual propicia a nidificação e a permanência de algumas espécies sensíveis a este tipo de perturbação. Tavares (1996), comparando cerrado “stricto sensu” com monocultura de eucalipto, também encontrou maior diversidade de formigas não desfolhadoras no cerrado.

Numericamente, pode-se notar que a classe 2 apresentou diversidade maior que a vegetação nativa e a classe 5, diversidade similar a esta. Esperava-se que a classe 5 apresentasse uma diversidade próxima da vegetação nativa, pois esta classe tem sub-bosque com idade avançada, e por isso, mais estruturado que os de idade menor (Tabela 4).

TABELA 4. Índice de diversidade de Shannon - Wiener e índice de riqueza de Chao 2 por classe de idade de sub-bosque de eucaliptais e área de vegetação nativa. Bom Despacho, MG. 2000.

Classe de idade	Classe de idade do sub-bosque (anos)	Número de espécies observadas	Shannon-Wiener	Chao 2
1	0 a 2	49	3,30	69,53
2	2 a 4	57	3,59	76,74
3	4 a 6	48	3,26	73,85
4	6 a 8	48	3,39	73,61
5	8 a 10	57	3,51	79,61
vegetação nativa	-	67	3,57	80,50

A classe 2 também apresentou semelhança com a vegetação nativa, e atribui-se isso a características observadas do local de coleta. Uma das repetições desta classe (talhão 44), que apresentou o valor mais alto de Shannon, apesar de pouca idade de sub-bosque, apresentava um sub-bosque bem desenvolvido, com árvores grandes e em maior número que os demais talhões, e isso pode estar relacionado com a diversidade de formigas (Dean e Milton, 1995). De forma visual, outro talhão desta mesma classe (talhão 50) era o talhão com maior aspecto de distúrbio em relação aos demais, e o número alto de espécies de formigas encontrado nele pode estar relacionado com a presença de espécies que são características de ambientes com algum distúrbio. Esse resultado indica que o talhão 50 apresentou alta diversidade porque é um ambiente com distúrbio mais avançado que os demais talhões, mesmo comparado com os de menor idade, que teoricamente seriam os mais estressados ecologicamente; e que um ambiente com alto índice de diversidade pode não ser necessariamente preservado, o que depende da composição das espécies desse local.

Com exceção da classe 2, nota-se uma clara tendência de crescimento da diversidade com o aumento da idade do sub-bosque em direção à vegetação nativa.

É interessante destacar que a vegetação nativa utilizada no experimento apresentava caminho de gado em alguns trechos e até uma estrada pequena para transito de carroça, bem como objetos que indicavam a presença de pessoas passando pelo local freqüentemente, como detritos, plásticos e garrafas. O ideal seria o uso de áreas de vegetação nativa com características de um ambiente sem intervenção humana, ou seja, sem características de perturbação, para serem utilizadas nas comparações com os talhões, a fim de determinar a idade do sub-bosque cuja mirmecofauna se aproxima de uma área preservada, o que está diretamente ligado à estruturação local (Dean e Milton, 1995).

Com relação à estimativa de riqueza de espécies de Chao 2, estas também não apresentaram diferença significativa entre os tratamentos (Kruskal-Wallis, $h=1,618$, $p > 0,05$). No entanto, pode-se notar que nas classes 2 e 5 o índice foi bem próximo ao da vegetação nativa. A classe 5 tem sub-bosque de idade avançada e, por isso, deve estar apresentando valores próximos ao da vegetação nativa. O talhão 44, como já foi discutido anteriormente, apresenta características de um local estruturado, fato que pode estar levando a este valor alto de riqueza na classe 2. Segundo Majer, Day e Kabay (1984), existe uma correlação entre a riqueza de espécies de formigas e de plantas, ou seja, a presença de certas plantas pode resultar na recolonização de áreas por espécies de formigas.

Talvez a idade de sub-bosque não fosse o melhor fator para agrupar os talhões estudados, uma vez que foram observados talhões de pouca idade com sub-bosque mais desenvolvido do que talhões de classes de idade mais avançada; entretanto, com exceção dos índices da classe 2, os demais resultados parecem coerentes, uma vez que os valores aumentaram da menor para a maior classe de idade, e esta última aproximado da vegetação nativa. Recomendam-se novos

estudos sobre isso, usando agora a composição de plantas do sub-bosque, peso de serapilheira, etc.

Com relação à vegetação nativa, a riqueza local de formigas (diversidade alfa) pode ser considerada baixa quando comparada aos talhões de eucalipto. E esse resultado é contrário ao estudo de Oliveira et al. (1995), que comparando área de mata nativa com eucaliptais de idades diferentes, encontraram maior número de espécies na mata nativa do que nos eucaliptais, enquanto o número de espécies tende a aumentar à medida que os ambientes tornam-se mais complexos estruturalmente. Essa alta riqueza de espécies também foi encontrada em ambientes conservados, quando comparada com áreas antropizadas por King, Andersen e Curtter (1998).

4.2.3 Similaridade entre os talhões de eucalipto e a vegetação nativa

Na análise utilizando as classes de idade, verificou-se que houve maior coerência com a formação de dois grupos distintos (Figura 2). O primeiro é representado pela vegetação nativa, provavelmente pela maior diversidade estrutural e complexibilidade da vegetação. Este fato reforça a hipótese de que a mirmecofauna varia diretamente em função da estrutura do ecossistema, sendo mais rica em termos de espécies e mais diversa em habitats mais heterogêneos (Benson e Harada, 1988). O segundo grupo foi formado pelos talhões. As classes de idade do sub-bosque de eucaliptais se agruparam de forma que ficou evidente a distância entre os valores de similaridade de Jaccard. As classes de menor idade (classe 1 e 2) ficaram separadas das de maior idade. A vegetação nativa ficou separada de todos, porém mais próxima das classes de idade mais avançada do que das de menor idade, evidenciando, assim, a diferença estrutural entre os habitats amostrados.

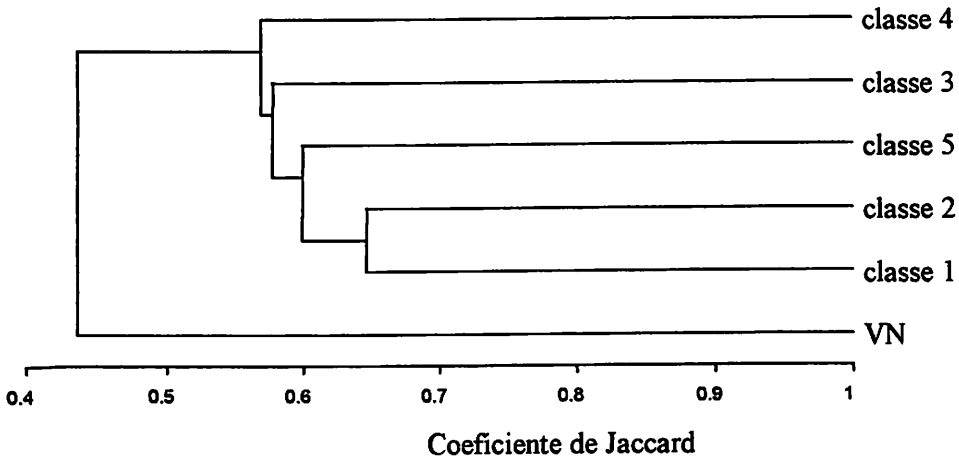


FIGURA 2. Dendrograma construído com o índice de Jaccard, para cada classe de idade de sub-bosque de eucaliptais e para a vegetação nativa (VN). Bom Despacho, MG. 2000.

Smith (1995) encontrou resultados parecidos, onde áreas de maior idade eram similares, ficando mais distantes das áreas de menor idade. Segundo este autor, a similaridade é inversamente proporcional ao desenvolvimento da vegetação, ou seja, a medida que as árvores crescem, estas proporcionam maior número de nichos de nidificação e itens alimentares para as formigas.

4.2.4 Heterogeneidade (P50)

Não foi encontrado efeito da idade do sub-bosque sobre os valores de P50 das áreas amostradas ($R^2 = 0,1686$, $F = 2,84$, $p > 0,05$), no entanto, numericamente a vegetação nativa é um ambiente mais homogêneo com relação à distribuição das formigas, pois o valor do P50 foi menor do que o das classes de idade de sub-bosque de eucalipto (Tabela 5). Assim como os índices de

diversidade e riqueza, os dados mostraram valores de P50 parecidos entre as classes 2 e 5, sendo estes mais próximas da vegetação nativa. Esse resultado pode ter ocorrido devido à composição da flora, que era desenvolvida em um dos talhões da classe 2, como já foi discutido anteriormente. Com relação à classe 5, esse resultado era esperado, pois é a classe que mais se assemelha à vegetação nativa com relação à estrutura de habitat.

TABELA 5. Valores do P50 para cada classe de idade de sub-bosque de eucaliptais e para a vegetação nativa. Bom Despacho, MG. 2000.

Classe de idade	Classe de idade do sub bosque (anos)	Número de espécie observadas	P50
1	0 a 2	49	31,36
2	2 a 4	57	25,93
3	4 a 6	48	40,11
4	6 a 8	48	37,23
5	8 a 10	57	25,13
vegetação nativa	-	67	14,91

Este índice é importante também para se determinar o esforço amostral de trabalhos semelhantes. No caso de ambientes com P50 pequeno, como a vegetação nativa, para qual este índice foi de 14,91, o esforço amostral será menor, no caso hipotético de querer amostrar toda a comunidade. Em ambientes em que o P50 foi maior, como nos talhões de eucalipto, nos quais as espécies estão mais dispersas, necessitando, assim, de um número maior de amostras para levantar metade das espécies do local. Como não foi verificada diferença entre os habitats estudados, deve-se utilizar o valor médio de P50 (29,11) para novos estudos nesse sentido.

As demais classes apresentaram resultados esperados, pois com o avanço da idade os talhões foram ficando menos heterogêneos com relação à distribuição das espécies, como a classe 5 (de 8 a 10 anos), que apresentou uma tendência a se

tornar mais homogênea com relação à distribuição das espécies, como a vegetação nativa. Esse resultado indica que manter o sub-bosque por um tempo maior seria favorável para a preservação da biodiversidade local.

4.2.5 Dominância de espécies

Dentre as 16 unidades amostrais estudadas, *Sericomyrmex* sp. 1 foi a espécie dominante em 75% deles, seguida da *Solenopsis* sp.1 com 12,5%, e *Brachymyrmex* sp.1 e *Mycocepurus goeldii* com 6,25% cada uma (Tabela 6).

Como na área de estudo é realizado anualmente o combate de formigas cortadeiras mais agressivas e, portanto, de maior interesse econômico, como as do gênero *Atta* e *Acromyrmex*, as *Sericomyrmex* e as *Mycocepurus* dominaram as áreas por não encontrarem formigas competidoras.

TABELA 6 . Índices de dominância de Berger-Parker e espécies dominantes para cada área amostrada em Bom Despacho, MG. 2000.

Classe	Classe de idade do sub-Berger Parker bosque (anos)		Espécies
1	0 a 2	0,14	<i>Sericomyrmex</i> sp 1
2	2 a 4	0,11	<i>Sericomyrmex</i> sp 1
3	4 a 6	0,18	<i>Sericomyrmex</i> sp 1
4	6 a 8	0,14	<i>Solenopsis</i> sp 1
5	8 a 10	0,14	<i>Sericomyrmex</i> sp 1
vegetação nativa	-	0,11	<i>Solenopsis</i> sp 1

Na área de vegetação nativa e em um dos talhões da classe 4, *Solenopsis* sp.1 foi a espécie dominante. As formigas deste gênero são geralmente cosmopolitas, com dieta alimentar variada, apreciando substâncias açucaradas (“honeydew”) de secreções de cochonilhas e pulgões, além de insetos mortos ou

indefesos, como larvas de insetos (Gonçalves e Nunes, 1984). De acordo com Delabie, Agosti e Nascimento (2000), as *Solenopsis* são formigas que fazem parte do grupo das onívoras dominantes de serapilheira. Este fato indica que o talhão 31 da classe 4 está começando a ter características semelhantes às da vegetação nativa, pois apresenta uma idade avançada de sub-bosque.

4.2.6 Avaliação das formigas bioindicadoras

O uso de formigas como bioindicadores tem dado boas respostas de mudanças no meio, conforme citado anteriormente. Desta forma, pode-se fazer uso deste recurso para avaliar condições ambientais em áreas de reflorestamento, servindo de instrumento de certificação ambiental dos seus produtos.

4.2.6.1 Espécies bioindicadoras

A maioria das formigas coletadas neste trabalho não apresentou um padrão de ocorrência coerente entre as classes de idade do sub-bosque de eucalipto. Outras, em menor quantidade, mostraram-se seletivas quanto ao local de ocorrência. Estas últimas poderiam ser chamadas de bioindicadoras.

As formigas *Camponotus crassus* e *Wasmannia auropunctata* mostraram este padrão, pois a sua ocorrência na vegetação nativa foi muito pequena, o que nos leva a incluí-la entre as formigas indicadoras de ambientes antropizados, pois nos eucaliptais a sua frequência foi alta (Figura 3). Oliveira e Della Lucia (1992) também encontraram maior frequência do gênero *Camponotus* em monocultura de eucalipto e atribuíram isso ao fato de estas formigas apresentarem alta capacidade de invasão e adaptação a novos locais. Grande parte deste gênero tem ampla distribuição no mundo, tem dieta líquida e

mantém associações com homópteros (membracídeos e afídeos) (Fowler et al., 1991).

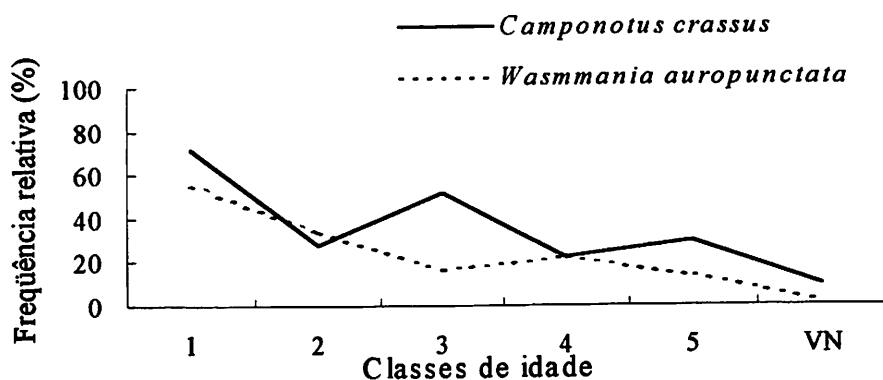


FIGURA 3. Frequência de duas espécies indicadoras de ambientes com distúrbio nas diferentes classes de idade de sub-bosque de eucaliptais e área de vegetação nativa (VN). Bom Despacho, MG. 2000.

Wasmmannia auropunctata é uma espécie que tem grande capacidade de adaptação e multiplicação em meios desequilibrados, em regiões tropicais (Delabie, 1988). Segundo este autor, esta formiga costuma se estabelecer no folheto, na base ou numa fenda da casca de troncos, em madeira em decomposição, e, ainda, entre pedras. Clark (1982), citado por Delabie (1988), relatou que essas formigas passam com facilidade de uma colônia para outra, sem que nenhum comportamento agressivo seja notado, e mudam com grande facilidade a localização da colônia. Por isso, são chamadas “tramp species”.

Pheidole fallax apresentou maiores frequências (Figura 4) na vegetação nativa do que nos talhões de eucalipto, podendo, por isso, ser classificada como formiga indicadora de ambientes mais estruturados. Isso não era esperado, pois esta espécie é comum em ambientes com algum distúrbio, pelo menos na região da Mata Atlântica, onde pode ter penetrado recentemente, vivendo principalmente

na beira de caminhos (Jacques H. C. Delabie, comunicação pessoal). Esta espécie pode estar ocorrendo com alta frequência na vegetação nativa em decorrência dos caminhos e picadas de animais encontrados neste local.

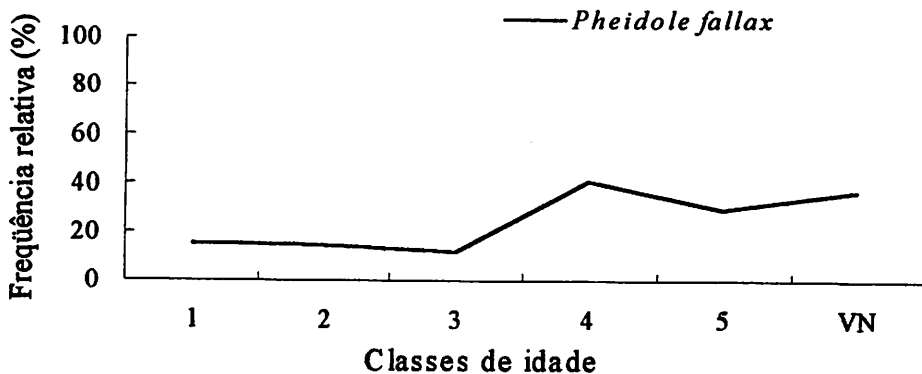


FIGURA 4. Frequência de uma espécie indicadora de ambientes sem distúrbio nas diferentes classes de idade de sub-bosque de eucaliptais e área de vegetação nativa.

4.2.6.2 Guildas bioindicadoras

A intenção do estudo de guildas é propor um tipo de avaliação ambiental utilizando não apenas uma única espécie ou a fauna inteira como indicador, mas sim um grupo de espécies ecologicamente equivalentes (Silvestre, 2000).

As formigas coletadas neste experimento foram separadas em oito guildas (Tabela 7), tendo como base as nove guildas propostas por Delabie, Agosti e Nascimento (2000).

TABELA 7. Classificação das espécies de formigas por guilda, coletadas em áreas de eucalipto e de vegetação nativa. Bom Despacho, MG. 2000.

Guilda *	Espécies de Formigas
Espécies onívoras	<i>Megalomyrmex, Pheidole, Rogeria e Solenopsis.</i>
Predadoras especialistas de serapilheira	<i>Amblyopone, Carebara sp., Octostruma, Oligomyrmex, Pyramica, Thaumatomyrmex, Strumigenys.</i>
Predadoras generalistas de serapilheira	<i>Anochetus, Gnamptogenys, Hypoponera, Pachycondyla.</i>
Formigas legionárias	<i>Labidus (generalista), Neivamyrmex</i>
Arborícolas dominantes	<i>Crematogaster, Cephalotes pusillus</i>
Dominantes de solo ou serapilheira	<i>Ectatoma, Odontomachus,</i>
A) Predadoras de solo	<i>Pseudomyrmex termitarius e Pseudomyrmex tenuis</i>
B) Onívoras	<i>Brachymyrmex, Camponotus, Linepithema Ochatomyrmex, Paratrechina, Pogonomyrmex abdominalis.</i>
Cultivadoras de fungo	<i>Acromyrmex, Apterostigma, Atta, Cyphomyrmex, Mycocephurus, Myrmicocrypta, Sericomyrmex e Trachymyrmex.</i>
Predadoras generalistas arborícolas forrageando no chão	<i>Pseudomyrmex gracilis, Pseudomyrmex oculatus, Pseudomyrmex simplex, Pseudomyrmex tenuis, e o gênero Leptothorax</i>

* Classificação de espécies por guilda proposta por Delabie, Agosti e Nascimento (2000).

No modelo descrito por Andersen (1991) foi descartado nesse estudo, pois se refere a formigas da Austrália e trata-se de grupos funcionais e não guildas. O modelo de Silvestre (2000) para formigas de cerrado não foi utilizado porque se acredita que ele utilizou grupos taxonômicos e não guildas. Portanto,

utilizou-se a descrição de Delabie, Agosti e Nascimento (2000), que parece mais coerente mesmo sendo feita para a Mata Atlântica.

Dentre as 143 espécies coletadas, quatro espécies (*Pseudomyrmex gracilis*, *Pseudomyrmex oculatus*, *Pseudomyrmex simplex*, *Pseudomyrmex tenuis*) e um gênero (gênero *Leptothorax*) foram classificadas numa guilda não descrita por estes autores; predadoras generalistas arborícolas forrageando no chão, conforme sugerido por Jacques H. C. Delabie (comunicação pessoal).

Primariamente arborícola e territorialista, o gênero *Pseudomyrmex* está entre as formigas predadoras generalistas, com exceção de *Pseudomyrmex termitarius*, que é terrícola e alimenta-se de cupins (Fowler et al., 1991), e do gênero *Leptothorax*, que é generalista, arborícola não dominante e raramente forrageia no chão (Jacques H. C. Delabie, comunicação pessoal). Estas formigas foram coletadas com frequência baixa, o que pode ter ocorrido em consequência do método de coleta empregado, que tem como objetivo a captura de espécies terrícolas.

Não houve diferença significativa no número de espécies de cada guilda entre as classes de idade ($G = 8,15$, $p > 0,05$), mas houve diferença com relação à frequência das guildas entre os tratamentos ($G = 99,16$, $p < 0,05$) (Tabela 8). De acordo com este teste, a frequência das guildas na vegetação nativa é diferente de todos os talhões de eucalipto estudados e as classes de idade mais velhas (4 e 5) são diferentes da classe mais nova (classe 1).

Verificou-se que a frequência das guildas é maior na área de vegetação nativa de cerrado do que no eucaliptal de qualquer classe de idade, entretanto notou-se uma tendência dos talhões da classe 5 serem mais próximos da área de vegetação nativa.

TABELA 8. Frequência média das guildas de formigas por tratamento, coletadas em áreas de eucalipto e de vegetação nativa. Bom Despacho, MG. 2000.

Classe de idade	Classe de idade do sub-bosque (anos)	Frequência*
1	0 a 2	36,62 bc
2	2 a 4	37,62 bc
3	4 a 6	27,38 bc
4	6 a 8	26,62 bc
5	8 a 10	42,38 b
vegetação nativa	-	64,85 a

* As médias seguidas de mesma letra não diferem entre si, (teste G, $p < 0,05$).

Ao contrário de Silvestre (2000), neste estudo não ficou evidente que cada guilda de formigas esteja relacionada a um determinado estágio de desenvolvimento do sub-bosque, em se tratando das classes de idade. Portanto, não foi possível determinar qual a classe de idade de sub-bosque que estaria mantendo a biodiversidade de formigas num nível similar à vegetação nativa, o que seria o ideal.

5 CONCLUSÕES

Myrmicinae é a subfamília de Formicidae com maior diversidade em áreas de cerrado;

O número de amostras necessário para amostrar a comunidade de formigas da vegetação nativa é menor do que nos talhões de eucalipto; e

A partir dos seis anos de idade do sub-bosque de eucaliptais a diversidade de formigas torna-se semelhante à da vegetação nativa de cerrado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDERSEN, A.N. Regulation of “momentary” diversity by dominant species in exceptionally rich ant communities of the Australian seasonal tropics. *American Naturalist*, Chicago, v.140, n.3, p.401-420, Sept. 1992.
- ANDERSEN, A.N. Responses of ground-foraging ant communities to three experimental fire regimes in a savanna forest of tropical Australia. *Biotropica*, St. Louis, n.23, p.575-585, Sept. 1991.
- ANDERSEN, A.N. Using ants as bioindicators: multiscale issues in ant community ecology. *Conservation Ecology* [on line] v.1, n.1, p.8, 1997. Disponível em <<http://www.consecol.org/vol1/iss1/art8>> Acesso em 1997.
- ANDERSEN, A.N.; SPARLING, G.P. Ants as indicators of restoration success: relationship with soil microbial biomass in the Australian seasonal tropics. *Restoration Ecology*, Massachusetts, v.5, n.2, p.109-114, June 1997.
- BANDEIRA, A.G.; TORRES, M.F.P. Abundância e distribuição de invertebrados do solo em ecossistemas da Amazônia Oriental: O papel ecológico dos cupins. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Zoologia*, Belém, v.2, n.1, p.13-38, dez. 1985.
- BEEBY, A. *Applying ecology*. London: Chapman & Hall, 1993. 441p.
- BEGON, M.; HARPER, J.L.; TOWNSEND, C.R. *Ecology: individuals, populations and communities*. Oxford: Blackwell Science, 1997. 1068p.
- BEHAN-PELLETIER, V.M. Oribatid mite biodiversity in agroecosystems: role for bioindication. *Agriculture Ecosystems & Environment*, Amsterdam, v.74, p.411-423, 1999.
- BENSON, W.; HARADA, A.Y. Local diversity of tropical and temperate ant faunas (Hymenoptera: Formicidae). *Acta Amazonica*, Manaus, v.18, n.3-4, p.275-289, jul./dez. 1988.

- BESTELMEYER, B.T.; AGOSTI, D.; LEEANNE, E.; ALONSO, T.; BRANDÃO, C.R.F.; BROWN, W.L.; DELABIE, J.H.C.; SILVESTRE, R. Field techniques for the study of ground-living ants: An Overview, description, and evaluation. In: AGOSTI, D.; MAJER, D.J.; TENNANT, A. de; SCHULTZ, T. (eds). *Ants: Standart Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Washington: Smithsonian Institution Press, 2000. p.122-144.
- BESUCHET, C.; BURCKHARDT, D.H.; LOBLE, I. The "Winkler/Moczarski" elector as na efficient extractor for fungus and litter Coleoptera. *Coleoterist Bulletin, Natchez*, v.41, p.392-394, 1987.
- BONETTI FILHO, R.Z. Estimativa do nível de dano econômico causado por formigas cortadeiras em eucaliptais. Viçosa: UFV, 1998. 85p. (Dissertação – Doutorado em Ciência Florestal.).
- BRAGANÇA, M.A.L. Influência das áreas de conservação sobre Lepidoptera e Hymenoptera em eucaliptais. Viçosa: UFV, 1995. 101p. (Dissertação – Mestrado em Entomologia).
- CABRERA, M.; JAFFÉ, K.; GOITIA, W.; OSBORN, F. Recovery of disturbed ecosystems as monitored by ant and vegetation diversity in forests and surrounding Savannas of Venezuela. *Studies on Neotropical Fauna and Environment, Lisse*, v.33, p.85-92, 1998.
- COLWELL, R.K. *EstimateS*: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 5. User's Guild and application. [documento da WWW]. URL <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>. 1997.
- DEAN, W.R.J.; MILTON, S.J. Plant and invertebrate assemblages on old fields in the arid southern Karoo, South Africa. *African Journal Ecology, Oxford*, v.33, p.1-13, 1995.
- DELABIE, J.H.C. Comunidades de formigas (Hymenoptera: Formicidae): métodos de estudo e estudos de casos na Mata Atlântica. In: ENCONTRO DE ZOOLOGIA DO NORDESTE, 12., 1999, Feira de Santana. *Resumos...* Feira de Santana: Sociedade Nordestina de Zoologia, 1999. p.58-68.
- DELABIE, J.H.C. Ocorrência de *Wasmannia auropunctata* (Roger, 1863) (Hymenoptera: Formicidae, Myrmicinae) em cacauais na Bahia, Brasil. *Revista Theobroma, Itabuna*, v.18, n.1, p.29-37, jan./mar. 1988.

- 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.; ALONSO, L.; SCHULTZ, T. (eds) **Sampling ground-dwelling ants: case studies from the worlds' rain forests.** (S. 1.): School of Environmental Biology, 2000. (Bulletin,18)
- DELABIE, J.H.C.; FRESNEAU, D.; PEZON, A. Notes on the Ecology of *Thaumatomyrmex* spp. (Hymenoptera: Formicidae) in Southeast Bahia, Brazil. *Sociobiology*, v.36, n.3, p.571-584, 2000.
- DESOUZA, O.F.F.; BROWN, V.K. Effects if habitat fragmentation on Amazonian termite communities. *Journal of Tropical Ecology*, Cambridge, v.10, n.2, p.197-206, May 1994.
- FARIA, D.M. Multi-Variate Statistical Package (MVSP). Versão 3.11. Kovach Computing Services. Disponível em <<http://www.kovcomp.com/>> Acesso em 1999.
- FAUNCH, K.D.; LYONS, J.; KARR, J.R.; ANGERMEIER, P.L. **Fish communities as indicators of environmental degradation.** Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 1990. p.123-144. (American Fisheries Society Symposium, 8)
- FERREIRA, P.S. **Uso de espécies de Odonata como indicadoras de alteração ambiental.** Viçosa: UFV, 1998. 45p. (Dissertação – Mestrado em Entomologia).
- FOWLER, H.G.; FORTI, L.C.; BRANDÃO, C.R.F; DELABIE, J.H.C.; VASCONCELOS, H.L. Ecologia nutricional de formigas. In: PAZZINI, A. R.; PARRA, J.R.P. (eds). **Ecologia nutricional de insetos e suas implicações no manejo de pragas.** São Paulo: Manole, 1991. 360p.
- FOWLER, J.; COHN, L. **Practical statistics for field biology.** Milton Keynes: Open University Press, 1990. 227p.
- 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.** Niteroi: CEUFF, 1984. p.373-378.
- HÖLLDOBLER, B.; WILSON, E.O. **The ants.** Cambridge, Massachusetts: The Belknap Press of Harvard University Press, 1990. 731 p.

- JAFFÉ, K.; PEREZ, E.; LATTKE, J. El mundo de las hormigas. Universidad Simón Bolívar, Venezuela: Equinoccio Ediciones, 1993. 183p.**
- KING, J.R.; ANDERSEN, A.N.; CUTTER, A.D. Ants as bioindicators of habitat disturbance: validation of the functional group model for Australia's humid tropics. *Biodiversity and Conservation*, London, v.7, p.1627-1638, 1998.**
- LAUGA, J.; JOACHIM, J. L'échantillonnage des populations d'oiseaux par la méthode des E. f. P.: Intérêt d'une mathématique de la courbe de richesse cumulée. *Acta Oecologica*, Montrouge, v.8, n.2, p.117-124, 1987.**
- LEFROY, E.C.; HOBBS, R.J.; SCHELTEMA, M. Reconciling agriculture and nature conservation: toward a restoration strategy for the Western Australian wheatbelt. In: *Nature Conservation: The reconstruction of fragmented ecosystems*. Australia, 1993. 326p.**
- LIMA, W. de P. Impacto ambiental do Eucalipto. São Paulo: USP, 1993. 301p.**
- LOBRY DE BRUYN, L.A. Ants as bioindicators of soil function in rural environments. *Agriculture Ecosystems & Environment*, Amsterdam, v.74, p.425-441, 1999.**
- LOUZADA, J.N.C.; SANCHES, N.M.; SCHILINDWEIN, M.N. Bioindicadores de qualidade e de impactos ambientais da atividade agropecuária. *Informe Agropecuário*, Belo Horizonte, v.21, n.202, p.72-77, jan./fev. 2000.**
- LOUZADA, J.N.C.; SCHLINDWEIN, M.N. *Ecologia*. Lavras: UFLA/FAEPE, 1997. 148p. (Curso de Especialização Pós-Graduação "Lato-Sensu" por Tutoria à Distância – Biologia)**
- LOVEJOY, T.E. Biodiversity: why is it? In: REAKA-KUDLA, M.L.; WILSON, D.E.; WILSON, E.O. (eds). *Biodiversity II: understanding and protecting our biological resources*. Washington: Joseph Henry Press, 1997. p.8.**
- LUGO, A.E. Estimativas de reduções na diversidade de espécies da floresta tropical. In: WILSON, E.O. (ed.) *Biodiversidade*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997. p.72.**

- MADDEN, K.E.; FOX, B.J. Arthropods as indicators of the effects of fluoride pollution on the succession following sand mining. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v.34, n.5, p.1239-1256, Oct. 1997.
- MAGURRAN, A. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton, New Jersey: Princeton University Press, 1988. 179p.
- MAJER, J.D. Ant recolonization of rehabilitated bauxite mines as Trombetas, Pará, Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.12, n.2, p.257-273, Mar. 1996.
- MAJER, J.D. Ant recolonization of rehabilitated bauxite mines of Poços de Caldas, Brasil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.8, n.1, p.97-108, Feb. 1992.
- MAJER, J.D. Ants: bioindicators of mine site rehabilitation, land use and land conservation. **Environmental Management**, New York, v.7, p.375-383, 1983.
- MAJER, J.D. Dealing with data from extensive invertebrate surveys. In: Majer, J.D. (ed.). **The role of invertebrates in conservation and biological survey**. Western Australian Department of Conservation and Land Management Report, 1987. p.53-64.
- MAJER, J.D. The importance of invertebrates in succesful land reclamation with particular reference to bauxite mine rehabilitation. In: **REHABILITATION OF MINED LANDS IN WESTERN AUSTRALIA**, 1978, Peth. **Proceedings...** Peth: W.A.I.T, 1978. p.47-61.
- MAJER, J.D. Recolonization by ants in bauxite mines rehabilitated by a number of different methods. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v.21, n.1, p.355-375, Apr. 1983/84.
- MAJER, J.D. **The role of invertebrates in bauxite mine reabilitation**. Peth: Forests Departament of Western Autralia, 1981. (Bulletin, 93).
- MAJER, J.D.; ABBOTT, I. Invertebrates of the jarrah forest. In: DELL, B. et al. (eds). **The jarrah forests**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1989. p.111-122.

- MAJER, J.D.; BEESTON, G. The biodiversity integrity index: An illustration using ants in Western Australia. **Conservation Biology**, Cambridge, v.10, n.1, p.65-73, 1996.
- MAJER, J.D.; DAY, J.E.; KABAY, E.D.; PERRIMAN, W.S. Recolonization by ants in bauxite mines rehabilitated by a number of different methods. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v.21, n.1, p.355-375, Apr. 1984.
- MAJER, J.D.; DELABIE, J.H.C. Comparision of the ant communities of annually inundated and terra firme forests at Trombetas in the Brazilian Amazon. **Insects Sociaux**, Paris, v.41, p.343-359, 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 restoration success. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v.35, n.1, p.161-182, Feb. 1998.
- MAJER, J.D.; RECHER, H. Are eucalipts Brazil's friend or foe? Na entomological viewpoint. **Anais da Sociedade Entomologica do Brasil**, Londrina, v.28, n.2, p.185-200, jun. 1999.
- MARINHO, C.G.S.; SOARES, S.M.; DELLA LUCIA, T.M.C. Diversidade de invertebrados edáficos em áreas de eucalipto e mata secundária. **Acta Biológica Leopoldensia**, São Leopoldo, v.19, n.2, p.157-164, 1997.
- MATOS, J.Z.; YAMANAKA, C.N.; CASTELLANI, T.T.; LOPES, B.C. Comparação da fauna de formigas de solo em áreas de plantio de *Pinus elliottii*, com diferentes graus de complexidade estrutural (Florianópolis, SC). **Biotemas**, Florianópolis, v.7, n.1/2, p.57-64, 1994.
- MEZZOMO, J.A. Importância de faixas de vegetação nativa sobre lepidoptera e coleoptera em *Eucalyptus cloeziana*. Viçosa: UFV, 1995. 72p. (Dissertação – Mestrado em Entomologia).
- MORATO, E.F. Efeitos da fragmentação florestal sobre vespas e abelhas solitárias em uma área da Amazônia Central. Viçosa: UFV, 1993. 105p. (Dissertação – Mestrado em Entomologia).
- NASH, M.S.; WHITFORD, W.G.; ZEE, J.V.; HAVSTAD, K. Monitoring changes in stressed ecosystems using spatial patterns of ant communities. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v.51, p.201-210, 1998.

- ODUM, E.P. *Ecologia*. Rio de Janeiro: Guanabara, 1986. 434p.
- OLIVEIRA, M.A.; DELLA LUCIA, T.M.C. Levantamento de formicidae de chão em áreas mineradas sob recuperação florestal de Porto de Trombetas, Pará. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi - Zoologia*, Belém, v.8, n.2, p.375-384, dez. 1992.
- OLIVEIRA, M.A.; DELLA LUCIA, T.M.C.; ARAÚJO, M.S.; CRUZ, A.P. da. A fauna de formigas em povoamentos de eucalipto a mata nativa no estado do Amapá. *Acta Amazonica*, Manaus, v.25, n.1/2, p.117-126, mar./jun. 1995.
- OLSON, D.M. The distribution of leaf litter invertebrates along a Neotropical altitudinal gradient. *Journal of Tropical Ecology*, Cambridge, v.10, n.2, p.129-150, May 1994.
- OSBORN, F.; GOITIA, W.; CABRERA, M.; JAFFÉ, K. Ants, plants and butterflies as diversity indicators: Comparisons between Strata at six Forests sites in Venezuela. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, Lisse, v.34, p.59-64, 1999.
- PATRICK, R. Biodiversity: Why is it important? In: REAKA-KUDLA, M.L.; WILSON, D.E.; WILSON, E.O (eds). *Biodiversity II: understanding and protecting our biological resources*. Washington: Joseph Henry Press, 1997. p.15.
- PAULA, J.A. *Biodiversidade, população e economia: uma região de mata atlântica*. Belo Horizonte: UFMG/Cedeplar, 1997. 672p.
- PEARSON, D.L. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, London, v.345, p.75-79, 1995.
- PECK, S.L.; MCQUAID, B.; CAMPBELL, C.L. Using ant species (Hymenoptera: Formicidae) as a biological indicator of agroecosystem condition. *Community and Ecosystem Ecology*, v.27, n.5, p.1102-1110, 1998.
- PERFECTO, I.; SNELLING, R. Biodiversity and the transformation of a tropical agroecosystem: ants in coffee plantations. *Ecological Applications*, Washington, v.5, n.4, p.1084-1097, 1995.

- REZENDE, J.L.P.; JÚNIOR, V.B.L.; SILVA, M.L. O setor florestal brasileiro. **Informe agropecuário**, Belo Horizonte, v.18, n.185, p.7-14, 1996
- RICKLEFS, R.E. **A economia da natureza**. Rio de Janeiro: Guanabara, 1996. 470p.
- ROTH, D.S.; PERFECTO, I.; 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, 1994.
- SAMWAYS, M.J. **Insect conservation biology**. London: Chapman & Hall, 1995. 358p. (Conservation Biology, 2)
- SCHLUTER, D.; RICKLEFS, R.E. Species Diversity: Na introduction to the problem. In: RICKLEFS, R.E.; SCHLUTER, D. (eds). **Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives**. Chicago: The University of Chicago Press, 1993. 416p.
- SILVESTRE, R. **Estrutura de comunidades de formigas do cerrado**. Ribeirão Preto: USP, 2000. 216p. (Dissertação – Doutorado em Ciências).
- SMITH, M.R.B. **Estrutura e evolução de comunidade de Formicidae em pomares de cítricos de diferentes idades em Cruz das Almas, Bahia**. Cruz das Almas: UFBA, 1995. 68p. (Dissertação – Mestrado em Fitotecnia).
- SOARES, S. de M.; MARINHO, C.G.S.; DELLA LUCIA, T.M.C. Riqueza de espécies de formigas edáficas em plantação de eucalipto e em mata secundária nativa. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v.15, n.4, p.889-898, 1998.
- SOARES, S. de M. **Distribuição espacial e riqueza de espécies de formigas**. Viçosa: UFV, 1999. 52p. (Dissertação – Mestrado em Entomologia).
- SOKAL, R.R.; ROHLF, F.J. **Biometry: The principles and practice of statistics in biological research**. San Francisco: W. H. Freeman and Company, 1969. 776p.
- SOUZA, O.F.F. de. **Diversidade de térmitas (Insecta: Isoptera) e sua relação com a fragmentação de ecossistemas na Amazônia Central**. Viçosa: UFV, 1989. 85p. (Dissertação – Mestrado em Entomologia).

- SWIFT, M.J.; ANDERSON, J.M. Biodiversity and ecosystem function in agricultural systems. In: SCHULZE, E.D.; MOONEY, H.A. (eds). **Biodiversity and ecosystem function**. Berlin: Springer Verlag, 1994. p.15-41. (Ecological Studies, v.99)
- TAVARES, A.A. **Diversidade de formigas não desfolhadoras (Hymenoptera: Formicidae) em área de cerrado “stricto sensu” e *Eucalyptus cloeziana* F. Muell.** Lavras: UFLA, 1996. 57p. (Dissertação – mestrado em Fitossanidade).
- TSCHARNTKE, T.; GATHMANN, A.; STEFFAN-DEWENTER, I. Bioindication using trap-nesting bees and wasps and their natural enemies: community structure and interactions. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v.35, n.4, p.708-719, Dec. 1998.
- WATT, A.D.; STORK, N.E.; EGGLETON, P.; SRIVASTAVA, D.; BOLTON, B.; LARSEN, T.B.; BRENDLELL, M.J.D.; BIGNELL, D.E. Impact of forest loss and regeneration on insect abundance and diversity. In: **Forests and Insects**. London: Chapman & Hall., 1997. 406p.
- WEAVER, J.C. Indicator species and scale of observation. **Conservation Biology**, Cambridge, v.9, n.4, p.939-942, 1995.
- WILSON, E.O. **Biodiversidade**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997a. A situação atual da diversidade biológica, p.3.
- WILSON, E.O. **Biodiversity II: Understanding and protecting our biological resources**. Washington: Joseph Henry Press, 1997b. Introduction, p.1-3.
- ZANETTI, R.; VILELA, E.F.; ZANUNCIO, J.C.; LEITE, H.; FREITAS, G.D. Influência da espécie cultivada e da vegetação nativa circundante na densidade de saúveiros em eucaliptais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.35, n.10, p.1911-1918, out. 2000.