



**CRISTINA MACHADO BORGES**

**RESPOSTA DA COMUNIDADE DE FORMIGAS  
AO CORTE SELETIVO E CORREDORES DE  
FLORESTA NATIVA E A PLANTAÇÕES DE  
EUCALIPTO EM UMA REGIÃO DA  
AMAZÔNIA BRASILEIRA**

**LAVRAS - MG  
2011**

**CRISTINA MACHADO BORGES**

**RESPOSTA DA COMUNIDADE DE FORMIGAS AO CORTE  
SELETIVO E CORREDORES DE FLORESTA NATIVA E A  
PLANTAÇÕES DE EUCALIPTO EM UMA REGIÃO DA AMAZÔNIA  
BRASILEIRA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do programa de pós-graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais em Ecossistemas Fragmentados e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

**Orientador**  
**Prof. Ronald Zanetti Bonetti Filho**

**Lavras – MG**  
**2011**

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

Borges, Cristina Machado.

Resposta da comunidade de formigas ao corte seletivo e corredores de floresta nativa e a plantações de eucalipto em uma região da Amazônia Brasileira / Cristina Machado Borges. – Lavras : UFLA, 2011.

44 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2011.

Orientador: Ronald Zanetti Bonetti Filho.

Bibliografia.

1. Formicidae. 2. Bioindicadores. 3. Corredores ecológicos. 4. Riqueza de espécies. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 574.52642

**CRISTINA MACHADO BORGES**

**RESPOSTA DA COMUNIDADE DE FORMIGAS AO CORTE  
SELETIVO E CORREDORES DE FLORESTA NATIVA E A  
PLANTAS DE EUCALIPTO EM UMA REGIÃO DA AMAZÔNIA  
BRASILEIRA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do programa de pós-graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais em Ecossistemas Fragmentados e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 29 de julho de 2011.

Dra. Alessandra Angélica de Pádua Bueno UFLA

Dra. Vanesca Korasaki UFLA

**Dr. Ronald Zanetti Bonetti Filho**  
**Orientador**

**LAVRAS – MG**  
**2011**

Ao meu pai e à minha mãe

Dedico.

## **Agradecimentos**

Ao meu pai e à minha mãe, que me permitiram chegar até aqui dando-me total apoio: logístico, financeiro, emocional, intelectual e todas as formas de socorro que só os nossos pais podem nos dar.

À minha irmã, pela presença e companhia e apoio. E pelas horas e horas gastas montando pequeninos seres em alfinetes.

Ao Marcelo, meu namorado, que me ajudou em todas as etapas do trabalho, desde a parte de laboratório até a conferência da última linha escrita desta dissertação. Pela ajuda inestimável ao lidar com centenas e centenas de dados brutos.

À Vanesca Korasaki, que me explicou todos os passos deste trabalho, como fazer, o que fazer e me ajudou muito, muito com a parte estatística. Sem ela, não conseguiria realizar este trabalho.

Aos amigos dos Departamentos de Ecologia e do Departamento de Entomologia pela companhia e por permitir que eu trabalhasse sempre em um ambiente agradável.

Ao Ronald Zanetti, pela oportunidade de trabalhar com uma fauna de um local tão rico como a Amazônia e pela orientação.

Ao Prof. Sébastien Lacau, pela identificação das formigas e ao pessoal do laboratório de Biossistemática Animal da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia- UESB, pela ajuda e amizade.

À CEPEC/CEPLAC e ao Prof. Jacques Delabie pela ajuda na identificação das formigas e por permitir livre acesso à coleção do laboratório.

À Capes, pela concessão da bolsa de mestrado.

Ao Programa de Pós - Graduação em Ecologia Aplicada da UFLA, pela oportunidade e pelos ensinamentos.

Aos responsáveis pelo projeto “Monitoramento de longo prazo do impacto de manejo florestal (de espécies nativas e em plantações florestais) sobre a biodiversidade em paisagens neotropicais; Amazônia Brasileira; Jari – PA” pelo acesso às informações e ao material do projeto.

Ao coordenador do programa, Prof. Eduardo Van Den Berg, por sempre me ajudar a resolver todos os ‘pepinos’ que surgiram.

E a todos que, de alguma forma, ajudaram-me.

Muito obrigada!

“Quem se mata de trabalhar, merece mesmo morrer.”

Millôr Fernandes.

## RESUMO

O bioma Amazônia é uma das mais importantes reservas de biodiversidade mundial. A sua conservação é fundamental, no entanto, a exploração e o desmatamento das áreas desse bioma têm crescido nos últimos anos, justificando o estudo de como essas atividades têm impactado a biodiversidade local. Uma das formas de se avaliar esse impacto é a utilização de formigas bioindicadoras, cujo estudo possibilita fazer inferências sobre a saúde dos ambientes estudados. No presente trabalho foram estudadas as comunidades de formigas, em áreas do município do Jari-PA, localizado na Amazônia Brasileira. O estudo foi realizado em quatro diferentes sistemas de uso da terra: áreas de reservas floresta primária, corredores de floresta primária, áreas de floresta que sofrem corte seletivo e áreas com plantações de eucalipto. Foram identificadas 150 espécies. As áreas de floresta primária apresentaram 98 espécies, as áreas de corredor de floresta primária apresentaram 77 espécies, as áreas de corte seletivo apresentaram 42 espécies e as áreas de eucalipto apresentaram 84 espécies. Na floresta primária, nos corredores e nas plantações de eucalipto houve o predomínio da subfamília Myrmicinae. Na floresta seletivamente cortada predominaram Myrmicinae e Formicinae. A área de floresta primária obteve a maior riqueza de espécies e foi considerada a mais bem preservada. A segunda maior riqueza foi obtida nos corredores de floresta primária, seguido da floresta seletivamente cortada e das plantações de eucalipto. A composição das espécies, também, apresentou variações conforme o uso da terra. Foram 30 espécies exclusivas para floresta primária, 18 para o corredor de floresta, duas para floresta manejada e 22 para eucaliptal. Na curva de acumulação de espécies, não houve diferenciação da floresta primária com o corredor de floresta primária. Na análise de partição da diversidade  $\gamma$  foi observada uma diversidade  $\beta_2$  de, aproximadamente, 27%. Na análise Indval a floresta primária apresentou uma única espécie com valor significativo de indicação que foi a *Pachycondyla laevigata* (Smith, 1858).

**Palavras-chave:** Formicidae, bioindicadores, corredores ecológicos, riqueza de espécies.



## ABSTRACT

The Amazon biome is one of the most important reserves of biodiversity worldwide and its conservation is essential. However, exploitation and deforestation in the areas of this biome have grown in recent years. It's important to know how large the impact that these activities are causing in the biodiversity is. One way to assess this impact is the use of bioindicators, whose study allows inferences about the health of the ambient that are under study. In the present work we study the ant communities in areas of the municipality of Jari-PA, located in the Brazilian Amazon. The study was conducted in four different land uses: primary forest reserve areas, ecological corridors, forest areas suffering from selective logging and areas planted with eucalyptus. 150 species were identified. 98 species were found in the areas of primary forest, 77 in primary forest corridors areas, 42 in selective logging areas and 84 species in the eucalyptus areas. In the primary forest, ecological corridors and eucalyptus plantations were observed the predominance of the subfamily Myrmicinae. In the areas with selective logging predominated the Myrmicinae and Formicinae subfamilies. The area of primary forest showed the highest species richness and was considered the most preserved. The second greatest richness was obtained in the ecological corridors, followed by selective logging areas and eucalyptus plantations. The species composition also showed variations according to land use. 30 species were unique to primary forest, 18 for the forest corridor, two for selective logging and 22 for eucalyptus. In the species accumulation curve, there was no differentiation of primary forest with the ecological corridors. In the analysis of partition  $\gamma$  diversity, was observed a diversity  $\beta_2$  of approximately 27%. In the Indval analysis, the primary forest presented only one species with significant value of indication, that species being the *Pachycondyla laevigata* (Smith, 1858).

**Keywords:** Formicidae, bioindicators, ecological corridors, species richness.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Subfamílias X Número de espécies.....	28
Figura 2	Curva de acumulação de espécies.....	30
Figura 3	Análise PCO.....	31
Figura 4	Distribuição da diversidade pelos diferentes sistemas.....	33
Figura 5	Rank de espécies de formigas coletados em quatro diferentes sistemas de uso da terra, Jari-PA, Brasil.....	34

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>11</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS.....</b>	<b>16</b>
<b>3</b>	<b>HIPÓTESES.....</b>	<b>16</b>
<b>4</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>17</b>
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>21</b>
<b>6</b>	<b>CONCLUSÃO.....</b>	<b>37</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>38</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A Amazônia Brasileira é uma das mais importantes reservas de biodiversidade mundial. É fundamental a conservação desse bioma para assegurar a conservação das espécies ali presentes. No entanto, a exploração e o desmatamento das áreas de floresta amazônica têm crescido nos últimos anos. Esse bioma apresenta altas taxas de desflorestamento (20 x 103 km<sup>2</sup> por ano) (FEARNSIDE, 2005), rápida expansão de áreas de corte seletivo de madeira (15 x 103 km<sup>2</sup> por ano) (ASNER et al., 2005), aumento significativo na extensão de áreas de pastagens exóticas e de florestas cultivadas com *Eucalyptus* spp. (SOCIEDADE BRASILEIRA DE SILVICULTURA - SBS, 2006), aumento na área de floresta secundária em áreas de cultivo abandonadas (HOUGHTON et al., 2000) e uma inadequada política de unidades de conservação (SOARES et al., 2006).

Atualmente, o desflorestamento e a degradação das áreas que levam à perda do habitat nativo são as principais causas da taxa de declínio de espécies e extinções de populações (FAHRIN, 2003; MACE et al., 2005). Essa ameaça é maior nos ecossistemas florestais que, apesar de hospedarem mais de dois terços de todas as espécies terrestres (WORLD COMMISSION ON FORESTS AND SUSTAINABLE DEVELOPMENT - WCFSD, 1999), tiveram nas duas últimas décadas algo em torno de 15 milhões de hectares desmatados por ano. As florestas tropicais foram as mais atingidas por essa destruição (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO, 2005). A rápida expansão dos usos alternativos do solo, incluindo áreas degradadas, florestas secundárias e plantações de espécies florestais exóticas foi uma consequência da conversão em grande escala das paisagens florestais tropicais.

Globalmente, as florestas tropicais secundárias são responsáveis pela regeneração de um sexto de todas as florestas tropicais primárias que foram derrubadas, durante a década de 1990 (WRIGHT, 2005) e excedem, atualmente, em muitos países, a área coberta pela floresta primária. As plantações florestais aumentaram de 18 milhões de hectares em 1980 para mais de 70 milhões de hectares em 2000 (FAO, 2005).

Nas duas últimas décadas, além da conversão de florestas nativas para silvicultura intensiva, houve um aumento na extração seletiva de madeira utilizando-se o modelo emergente de manejo florestal sustentável (FIMBEL; GRAJAL; ROBINSON, 2001; PUTZ et al., 2001; ZARIN et al., 2004). Atualmente, os princípios silviculturais do manejo florestal sustentável visam mais do que simplesmente assegurar o rendimento de madeira sustentável. Existem esforços direcionados para a conservação da biodiversidade e da integridade ecológica como objetivo principal (HAGAN; WHITMAN, 2006).

De toda a área florestal do mundo, apenas 11% está sob alguma forma de proteção (FAO, 2005). Percebe-se que o total de áreas protegidas é muito pequeno, e isso revela que são ineficazes para conservar a biodiversidade da floresta tropical (RODRIGUES et al., 2004). Ao mesmo tempo em que o futuro de muitas espécies dependerá da exploração bem sucedida destas paisagens, antropicamente modificadas (DAILY, 2001; LINDENMAYER; FRANKLIN, 2002; MALCOLM, 1999; WRIGHT; MULLER-LANDAU, 2006), a exploração sustentável das florestas tropicais dependerá da manutenção dos componentes críticos da biodiversidade necessários a processos funcionais, tais como ciclagem de nutrientes, aeração do solo, dinâmica de vetores de doenças e manejo de pragas (DAILY, 1997).

Esses fatos mostram a necessidade da realização de pesquisas na Amazônia Brasileira para avaliar como as áreas antropizadas afetam a

biodiversidade e como conservá-la nestes locais. Uma das formas de monitoramento dos impactos causados pelo uso da floresta é a utilização de invertebrados bioindicadores, que respondem de forma rápida aos distúrbios e podem, assim, fornecer importantes informações acerca das mudanças em seu habitat.

Os invertebrados exercem um papel fundamental no ecossistema (MAJER; ABBOT, 1989). Algumas de suas funções essenciais afetam diretamente: a estruturação do solo (DEAN; MILTON, 1995), aeração e drenagem (MAJER; ABBOT, 1989), a disponibilidade de nutrientes para as plantas, disseminação de sementes, alimentação de vertebrados e herbivoria de plantas (MAJER, 1984). Sua atividade é afetada por distúrbios, sejam eles naturais ou causados pelo homem, logo, o impacto sobre os invertebrados tem importantes efeitos sobre a taxa de mineralização e ciclagem de nutrientes (MAJER; ABBOT, 1989).

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; DELLA LUCIA, 1997), ou seja, invertebrados servindo como bioindicadores de qualidade de ambientes. Dentre eles, os insetos têm sido usados como bioindicadores do estado e condição do ambiente, pois: respondem rapidamente ao stress do meio, apresentam várias gerações em pouco tempo, são facilmente amostrados e identificados (PECK; MCQUAID; CAMPBELL, 1998).

Um dos insetos mais utilizados como bioindicadores ambientais são as formigas, 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 (MAJER, 1983). Logo, seriam organismos ideais para estudos envolvendo processos dentro das comunidades

em razão de sua dominância, seja em número de espécies ou indivíduos e facilidade de identificação de gênero e até mesmo morfo – espécies (HÖLLDOBLER; WILSON, 1990).

Na Austrália, as formigas têm sido muito utilizadas como bioindicadores em áreas de reabilitação de minas (MAJER, 1981; MAJER; NICHOLS, 1998), em áreas cultivadas (MAJER; BEESTON, 1996). Na Costa Rica, elas são utilizadas como bioindicadores na transformação de florestas em agroecossistemas (ROTH; PERFECTO; 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.

Majer et al. (1984), em seus estudos com recolonização em minas de bauxita, encontraram resultados que os permitiram concluir que a diversidade de plantas está relacionada com a diversidade de formigas, e que a presença de determinadas plantas pode resultar na recolonização de áreas por algumas espécies de formigas. Disponibilidade de locais de nidificação, disponibilidade de alimento, área de forrageamento e interação competitiva entre as espécies são os principais fatores que influenciam o aumento da riqueza de espécies de formigas com o aumento da complexidade ambiental (BENSON; HARADA, 1988).

Um aumento da diversidade de formigas com o aumento da complexidade estrutural da vegetação e da serrapilheira foi encontrado por Matos et al. (1994). Mudanças na estrutura da vegetação associadas com a transformação em agroecossistemas implicam em resultados negativos sobre a

diversidade da comunidade de formigas (PERFECTO; SNELLING, 1995; WATT et al., 1997). É possível que a redução da diversidade ocorra em função da mudança no microclima, disponibilidade de alimento e relações interespecíficas (PERFECTO; SNELLING, 1995). Olson (1994), ao estudar invertebrados, relatou que muitos deles podem ser excluídos das florestas, em virtude da limitação de recursos alimentares, temperaturas baixas e inundações decorrentes de mudanças na vegetação. Dean e Milton (1995) constataram que a diversidade de insetos está positivamente associada com a diversidade de plantas anuais, assim, é provável que ambientes de maior complexidade estrutural apresentem maior riqueza de espécies. Estes mesmos autores, também, afirmam que a fertilidade e a estruturação do solo dependem da atividade de animais de solo e a sucessão de plantas é modulada pela ação de herbívoros, polinizadores e agentes dispersantes de semente.

Verifica-se, também, que alguns sistemas causam mais impacto à fauna de formigas do que outros (SCHMIDT; DIEHL, 2008). Seguindo a ideia de que há um gradiente de impacto conforme o uso do solo, Vasconcelos (1999) afirma que a abertura de clareiras em florestas tropicais pode reduzir em até mais de 50% o número de espécies de formigas. Sistemas agroflorestais sombreados, por sua vez, são capazes de manter grande quantidade de espécies de formigas de floresta (BOS; STEFFAN-DEWENTER; TSCHARNTKE, 2007; PERFECTO et al., 1997; PERFECTO; VANDERMEER, 1996).

O uso de corredores de mata nativa próximo às culturas promove uma área de refúgio na qual as espécies mais sensíveis podem se abrigar (TAVARES, 1996). Os corredores, então, seriam uma forma de reduzir a perda de biodiversidade (MAJER; RECHER, 1999) uma vez que permitiriam a manutenção da continuidade entre subpopulações, assim como a disponibilidade



de um habitat; podendo prevenir extinções locais e promover a troca de genes entre populações.

No caso das culturas de eucaliptos, ocorrem grandes mudanças na paisagem, com a ocupação de enormes áreas com uma única espécie vegetal, reduzindo a quantidade de matéria orgânica disponível. Há ainda a questão do grande consumo de fertilizantes e agrotóxicos nessas áreas (PAULA, 1997). Esses agrotóxicos são usados, inclusive, no combate de formigas que são pragas nos eucaliptais, como as formigas *Atta* e *Acromyrmex*, mas também causam impacto às demais espécies de formigas que não são pragas da cultura, assim como aos demais animais presentes no local (CROCOMO, 1990).

## **2 OBJETIVOS**

Avaliar as respostas da comunidade de formigas às alterações do uso do solo, como as plantações florestais de eucalipto e corte seletivo de vegetação nativa, no bioma Amazônia.

Avaliar as relações entre as formigas dependentes da floresta primária e as mudanças estruturais e composicionais em talhões de *Eucalyptus* e em áreas de florestas seletivamente cortadas.

## **3 HIPÓTESES**

Existem comunidades de formigas associadas a cada uma das paisagens, por causa dos diferentes habitats que cada uma das áreas representa (eucaliptais, corredores de floresta nativa, florestas nativas com corte seletivo, florestas primárias).

A diversidade local dentro da floresta primária não perturbada deverá ser maior do que nas áreas de eucaliptais, corredores de floresta nativa e florestas nativas com corte seletivo.

A simplificação da paisagem leva a uma simplificação da fauna, logo, as comunidades de formigas da mata primária serão mais complexas que as comunidades das áreas de florestas seletivamente cortadas que, por sua vez, serão mais complexas que a comunidade de formigas dos eucaliptais.

Nas áreas de corte seletivo, as espécies mais sensíveis de formigas deverão ser ausentes, uma vez que estas seriam as primeiras a serem afetadas por distúrbios no ambiente.

#### **4 MATERIAIS E MÉTODOS**

O presente estudo foi realizado no município do Jari-PA, Amazônia Brasileira, e está atrelado ao projeto denominado “Monitoramento de longo prazo do impacto de manejo florestal (de espécies nativas e em plantações florestais) sobre a biodiversidade em paisagens neotropicais; Amazônia Brasileira, Jari-PA”. Assim, os pontos de coleta do corrente trabalho são alguns dos pontos de coleta do referido projeto.

Para a comparação das comunidades de formigas encontradas nas quatro diferentes formas de uso da floresta: floresta primária, floresta nativa seletivamente cortada, corredor de floresta nativa e plantação de eucalipto, foi utilizada uma coleta feita no ano de 2009 do projeto citado, realizada com armadilhas de queda tipo *pitfall* iscadas com fezes humanas para a captura de coleópteros.

### **Coleta das formigas**

As formigas foram amostradas utilizando-se armadilhas de queda (“pitfall”), com 20cm de diâmetro e 11cm de profundidade. As armadilhas (cinco para cada transecto) foram enterradas com a abertura nivelada à superfície do solo, contendo fezes humanas como isca atrativa e tendo uma cobertura usada para proteção contra água da chuva. As armadilhas foram verificadas a cada 24 horas por cinco dias em cada local. Os animais capturados pelas armadilhas foram acondicionados em recipientes com álcool 70% para conservação dos espécimes.

As formigas coletadas foram levadas ao Laboratório de Entomologia Florestal, no Departamento de Entomologia, na UFLA, onde foram triadas e devidamente montadas em alfinetes entomológicos. Foram montadas 2.800 formigas que, em seguida, foram separadas em 193 morfotipos.

Amostras de cada morfotipo foram enviadas para identificação até o menor nível taxonômico possível pelo prof. Dr. Sébastien Lacau, da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESB).

### **Amostragem do eucaliptal**

Foram utilizadas 24 áreas de coletas nos eucaliptais. Cada área amostral consistiu em um único transecto central (com no mínimo 1Km de distância da borda da área em toda a sua extensão). As amostragens foram feitas em todo o transecto com armadilhas a cada 200 metros.

### **Amostragem dos corredores de florestas primárias**

Foram identificados na área oito corredores de floresta primária. Para cada corredor foi conduzida amostragem em duas áreas, uma dentro do corredor a uma distância mínima de 2 Km da floresta primária contínua adjacente e uma

área controle dentro da floresta primária contínua adjacente. O delineamento amostral foi definido para fornecer um total de 16 pontos amostrais: oito de corredores de floresta primária e mais oito pontos controle de floresta primária contínua adjacente.

#### **Amostragem da floresta nativa manejada**

Dentro das unidades de manejo foram estabelecidos cinco transectos de estudos com 1Km, sendo estes permanentes e independentes. O delineamento amostral foi o mesmo apresentado para as áreas de plantação de eucalipto. As formigas foram amostradas a cada 200m.

#### **Amostragem da floresta primária não perturbada**

Dentro de cada uma das cinco áreas de floresta primária foram estabelecidos dois transectos de coleta, com desenho e protocolos amostrais idênticos aos descritos acima para as áreas de manejo com corte seletivo de madeira. Em floresta primária incluiu-se as áreas controle das coletas feitas em corredores de floresta primária. O delineamento amostral forneceu um total de 18 áreas de floresta primária.

#### **Análise dos dados**

Para comparar os padrões de riqueza de espécies de esforço amostral entre os quatro usos da terra foi utilizada uma curva de rarefação baseada no número de ocorrências de formigas. As comparações entre os sistemas de uso foram realizadas visualmente com auxílio da curva do intervalo de confiança da floresta primária, realizado no programa Estimates 7.5 (COLWELL, 2005).

Foi plotado o número de espécies (média + SE) dentro de cada subfamília por sistema de uso da terra. A distribuição de ocorrência das formigas

foi realizada a fim de se observar se a estrutura da comunidade em relação ao padrão de dominância das espécies varia de acordo com o sistema de uso da terra. Essas curvas ordenam as espécies da mais numerosa para a menos numerosa. Os ranks foram construídos para os diferentes usos da terra.

Para tentar explicar a contribuição dos sistemas de uso da terra na diversidade total, foi utilizado um modelo de partição aditiva (VEECH et al., 2002), em que a riqueza total é distribuída da seguinte maneira:  $\gamma = \alpha_1 + \beta_1 + \beta_2$ , em que  $\alpha_1$  é a diversidade do transecto,  $\beta_1$  é troca de espécies entre os transectos do mesmo sistema e  $\beta_2$  é a troca de espécies entre os sistemas. Os valores observados e estimados da diversidade  $\alpha$  e  $\beta$  foram obtidos com auxílio do programa Partition (VEECH; CRISTI, 2009), selecionando a rotina com 10000 aleatorizações baseadas no indivíduo. Esta randomização gera um procedimento de distribuição estimada de valores de  $\alpha$  e  $\beta$ , tornando possível a comparação estatística dos valores observados em cada escala de análise.

Para expressar graficamente as diferenças entre os pontos quanto à estrutura da comunidade de formigas foi utilizado uma “principal coordinates analysis” (PCO) baseada na matriz de dissimilaridade de Bray- Curtis, com os dados estandarizados e transformados em raiz quadrada (ANDERSON; WILLIS, 2003). A diferença entre a estrutura da comunidade entre os diferentes sistemas de uso da terra foi medida por meio de “permutacional multivariate analysis of variance” (PERMANOVA).

Para identificar espécies bioindicadoras de cada sistema de uso da terra foi utilizado o “Indicator Species Analysis”, que leva em consideração a presença e frequência das espécies nas amostras dentro de cada sistema. Esta análise foi realizada com o programa PC-ORD 4.10 (MCCUNE; MEFFORD, 1999).

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram identificadas 150 espécies, pertencentes a 41 gêneros, das quais: três pertencentes à subfamília Dolichoderinae, três à Ecitoninae, duas à Ectatomminae, quatro à Formicinae, 19 à Myrmicinae, uma à Paraponerinae, oito à Ponerinae, uma à Pseudomyrmicinae. As áreas de floresta primária apresentaram 98 espécies, as áreas de corredor de floresta primária apresentaram 77 espécies, as áreas de corte seletivo apresentaram 42 espécies e as áreas de eucalipto apresentaram 84 espécies. Destas, 72 foram exclusivas de um dos sistemas, sendo: 30 espécies exclusivas de floresta primária, 18 espécies exclusivas de corredor de floresta, duas exclusivas de floresta seletivamente cortada e 22 exclusivas de eucaliptais (Tabela 1).

Tabela 1 Espécies coletadas e a frequência de cada uma delas nos diferentes sistemas de uso do solo: floresta primária (FP), floresta nativa seletivamente cortada (CS), corredor de floresta nativa (CO) e plantação de eucalipto (EU), na Amazônia Central. Espécies destacadas em negrito foram encontradas em apenas um sistema de uso do solo. 2009, Jari – PA, Brasil.

Espécies por subfamília	FP	CO	CS	EU
<b>Dolichoderinae</b>	30	14	15	145
<i>Azteca</i> sp. 1	2	-	5	2
<b><i>Dolichoderus (comp. bispinosus) curvilobus</i></b>	1	-	-	-
<b><i>Dolichoderus (comp. debilis) debilis</i></b>	-	-	-	1
<b><i>Dolichoderus (comp. diversus) cf. diversus</i></b>	-	-	-	1
<i>Dolichoderus attelaboides</i> (Fabricius, 1775)	2	-	7	-
<i>Dolichoderus bidens</i> (Linnaeus, 1758)	4	-	1	4
<i>Dolichoderus</i> cf. <i>validus</i> (Kempf, 1959)	16	-	1	14
<b><i>Dolichoderus ghilianii</i> Emery, 1894</b>	2	-	-	-

...”continua”...

Tabela 1: Continuação.

<i>Dolichoderus imitator</i> Emery, 1894	1	5	-	2
<b><i>Dolichoderus laminatus</i> (Mayr, 1870)</b>	-	1	-	-
<i>Dolichoderus</i> sp.1 cf. <i>ferrugineus</i> Forel, 1903	2	4	-	-
<i>Dolichoderus</i> sp.2 cf. <i>ferrugineus</i> Forel, 1904	-	3	1	-
<i>Dorymyrmex</i> sp. 1	-	1	-	121
<b>Ecitoninae</b>	14	-	1	6
<b><i>Eciton burchellii</i> (Westwood, 1842)</b>	2	-	-	-
<b><i>Eciton vagans</i> (Olivier, 1792)</b>	-	-	-	1
<i>Labidus</i> cf. <i>coecus</i> (Latreille, 1802)	1	-	-	2
<i>Labidus</i> cf. <i>praedator</i> (Smith, 1858) sp.1	5	-	1	1
<b><i>Labidus</i> cf. <i>praedator</i> (Smith, 1858) sp.2</b>	1	-	-	-
<i>Labidus</i> cf. <i>spininodis</i> (Emery, 1890)	4	-	-	1
<b><i>Nomamyrmex</i> cf. <i>esenbeckii</i> sp.1</b>	1	-	-	-
<b><i>Nomamyrmex</i> cf. <i>esenbeckii</i> sp.2</b>	-	-	-	1
<b>Ectatomminae</b>	90	35	30	129
<b><i>Ectatomma brunneum</i> (Smith, 1858)</b>	-	-	-	60
<i>Ectatomma edentatum</i> Roger, 1863	6	11	-	2
<i>Ectatomma lugens</i> (Emery, 1894)	47	1	13	-
<i>Ectatomma tuberculatum</i> (Olivier, 1792)	5	1	4	45
<b><i>Gnamptogenys annulata</i> (Mayr, 1887)</b>	1	-	-	-
<i>Gnamptogenys</i> cf. <i>horni</i> (Santschi, 1929)	4	-	2	3
<i>Gnamptogenys</i> cf. <i>rastrata</i> (Mayr, 1866)	-	2	-	4
<b><i>Gnamptogenys</i> cf. <i>ericae</i> (Forel, 1912)</b>	1	-	-	-
<i>Gnamptogenys ericae</i> (Forel, 1912)	-	2	1	1
<b><i>Gnamptogenys haenschi</i> Emery, 1902</b>	1	-	-	-
<b><i>Gnamptogenys minuta</i> (Emery, 1896)</b>	-	-	-	1
<i>Gnamptogenys moelleri</i> (Forel, 1912)	2	2	1	4
<i>Gnamptogenys tortulosa</i> (Smith, 1858)	23	16	9	9
<b>Formicinae</b>	176	111	90	409
<b><i>Camponotus</i> (<i>Myrmobrachys</i>) sp. 1</b>	1	-	-	-

...”continua”...

Tabela 1: Continuação.

<i>Camponotus (Pseudocolobopsis) sp. 2</i>	-	1	-	-
<i>Camponotus (Tanaemyrmex) sp. 1</i>	2	2	-	1
<i>Camponotus (Tanaemyrmex) sp. 2</i>	-	1	-	-
<i>Camponotus (Tanaemyrmex) sp. 3</i>	3	15	1	4
<i>Camponotus ager (Smith, 1858)</i>	3	-	-	-
<i>Camponotus atriceps</i> Smith, 1858 sp. 1	2	-	1	-
<i>Camponotus atriceps</i> Smith, 1858 sp. 2	1	2	1	1
<i>Camponotus atriceps</i> Smith, 1858 sp. 3	3	12	4	24
<i>Camponotus blandus</i> Smith, 1858	131	36	66	215
<i>Camponotus cacicus</i> Emery, 1903	2	-	2	-
<i>Camponotus cingulatus</i> Mayr, 1862	1	5	-	8
<i>Camponotus crassus</i> Mayr, 1862	1	-	-	1
<i>Camponotus femoratus (Fabricius, 1804)</i>	-	1	-	-
<i>Camponotus melanoticus</i> Emery, 1894	2	4	-	87
<i>Camponotus novogranadensis</i> Mayr, 1870	2	-	-	-
<i>Camponotus punctulatus andigenus</i>	-	-	1	5
<i>Camponotus rapax (Fabricius, 1804)</i>	13	8	10	1
<i>Camponotus rectangularis</i> Emery, 1890	-	-	-	1
<i>Camponotus renggeri</i> Emery, 1894	2	7	-	4
<i>Camponotus rufipes</i> Fabricius, 1775	1	1	-	47
<i>Camponotus textor</i> Forel, 1899	1	-	-	-
<i>Camponotus (Pseudocolobopsis) sp. 1</i>	1	-	-	-
<i>Gigantiops destructor (Fabricius, 1804)</i>	3	14	2	4
<i>Nylanderia sp. 1</i>	-	2	1	2
<i>Paratrechina longicornis (Latreille, 1802)</i>	1	-	1	4
<b>Myrmicinae</b>	220	200	51	381
<i>Acromyrmex coronatus (Fabricius, 1804)</i>	4	3	-	-
<i>Acromyrmex octospinosus (Reich, 1793)</i>	-	8	-	11
<i>Apterostigma cf. depressum</i> Lattke, 1997	1	-	-	1
<i>Apterostigma chocoense</i> Lattke, 1997	1	-	-	-

...”continua”...



Tabela 1: Continuação.

<i>Apterostigma</i> sp. 1 <i>complexo pilosum</i>	-	1	1	-
<i>Apterostigma urichii</i> Forel, 1893	40	40	8	26
<i>Atta cephalotes</i> (Linnaeus, 1758)	12	11	-	25
<i>Atta sexdens</i> (Linnaeus, 1758)	22	7	4	7
<b><i>Basicros mitteris</i> (Weber, 1950)</b>	1	-	-	-
<b><i>Blepharidatta brasiliensis</i> Wheeler, 1915</b>	-	-	1	-
<i>Cephalotes atratus</i> (Linnaeus, 1758)	3	2	-	2
<b><i>Cephalotes betoi</i> De Andrade, 1999</b>	1	-	-	-
<b><i>Cephalotes cf. opacus</i> Santschi, 1920</b>	1	-	-	-
<b><i>Cephalotes placidus</i> (Smith, 1860)</b>	1	-	-	-
<b><i>Cephalotes</i> sp. 1</b>	-	-	-	14
<b><i>Crematogaster acuta</i> (Fabricius, 1804)</b>	3	-	-	-
<i>Crematogaster</i> cf. <i>carinata</i> Mayr, 1862	11	12	15	23
<i>Crematogaster</i> cf. <i>jardinero</i> (Longino, 2003)	12	12	7	63
<b><i>Crematogaster cf. rochai</i> Forel, 1903</b>	1	-	-	-
<b><i>Cyphomyrmex cf. major</i> Forel, 1901</b>	-	-	-	6
<i>Megalomyrmex leoninus</i> Forel, 1885	7	-	2	-
<b><i>Mycetosorites</i> sp. 1</b>	-	1	-	-
<b><i>Myrmicocrypta</i> sp. 1</b>	-	-	-	2
<b><i>Myrmicocrypta</i> sp. 2</b>	1	-	-	-
<i>Ochetomyrmex semipolitus</i> Mayr, 1878	6	2	1	-
<b><i>Pheidole embolopyx</i> Brown, 1968 (gina)</b>	-	1	-	-
<b><i>Pheidole</i> sp. 1</b>	-	1	-	-
<b><i>Pheidole</i> sp. 2</b>	-	-	-	1
<b><i>Pheidole</i> sp. 3</b>	-	-	-	6
<i>Pheidole</i> sp. 4	-	2	-	3
<b><i>Pheidole</i> sp. 5</b>	-	1	-	-
<b><i>Pheidole</i> sp. 6</b>	-	-	-	1
<i>Pheidole</i> sp. 7	1	1	-	-
<i>Pheidole</i> sp. 8	18	14	2	44

...”continua”...

Tabela 1: Continuação.

<i>Pheidole</i> sp. 9	3	1	3	8
<b><i>Pheidole</i> sp. 10</b>	1	-	-	-
<b><i>Pheidole</i> sp. 11</b>	-	1	-	-
<b><i>Pheidole</i> sp. 12</b>	1	-	-	-
<b><i>Pheidole</i> sp. 13</b>	1	-	-	-
<b><i>Pheidole</i> sp. 14</b>	1	-	-	-
<b><i>Pheidole</i> sp. 15</b>	-	1	-	-
<i>Pheidole</i> sp. 16	6	2	-	3
<b><i>Pheidole</i> sp. 17</b>	-	1	-	-
<i>Pheidole</i> sp. 18	1	3	-	1
<b><i>Pheidole</i> sp. 19</b>	1	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp. 20	2	4	-	1
<b><i>Pheidole</i> sp. 21</b>	-	1	-	-
<i>Pheidole</i> sp. 22	1	-	-	2
<b><i>Pheidole</i> sp. 23</b>	-	1	-	-
<b><i>Procryptocerus</i> cf. <i>pictipes</i> Emery, 1896</b>	-	-	-	2
<i>Sericomyrmex</i> sp. 1	14	7	6	7
<i>Sericomyrmex</i> sp. 3	1	12	-	-
<b><i>Solenopsis</i> cf. <i>invicta</i> Buren, 1972</b>	-	-	-	20
<b><i>Solenopsis globulária</i> (Smith, 1858)</b>	1	-	-	-
<i>Solenopsis</i> sp. 1	2	5	-	50
<b><i>Solenopsis</i> sp. 2</b>	-	-	-	2
<i>Solenopsis</i> sp. 3	5	3	-	4
<i>Solenopsis</i> sp. 4	1	-	-	11
<b><i>Strumigenys subdentata</i> Mayr, 1887</b>	-	1	-	-
<i>Trachymyrmex cornetzi</i> (Forel, 1912)	1	1	-	-
<i>Trachymyrmex farinosus</i> (Emery, 1894)	-	4	-	10
<i>Trachymyrmex mandibularis</i> Weber, 1938	29	32	1	13
<b><i>Trachymyrmex relictus</i> Borgmeier, 1934</b>	-	-	-	2
<i>Wasmannia auropunctata</i> (Roger, 1863)	1	1	-	10

...?continua?...

Tabela 1: Continuação.

<b>Paraponerinae</b>	2	-	-	-
<i>Paraponera clavata</i> (Fabricius, 1775)	2	-	-	-
<b>Ponerinae</b>	71	99	10	94
<i>Anochetus</i> cf. <i>emarginatus</i> (Fabricius, 1804)	1	2	-	5
<i>Anochetus</i> cf. <i>mayri</i> Emery, 1884	-	1	-	-
<i>Anochetus horridus</i> Kempf, 1964	-	2	-	-
<i>Centromyrmex brachycola</i> (Roger, 1861)	-	-	1	-
<i>Hypoponera</i> sp.1	-	-	-	1
<i>Leptogenys</i> cf. <i>unistimulosa</i> Roger, 1863	3	-	-	4
<i>Leptogenys gaigei</i> Wheeler, 1923	1	-	-	-
<i>Odontomachus haematodus</i> (Linnaeus, 1758)	5	2	-	36
<i>Odontomachus hastatus</i> (Fabricius, 1804)	1	-	-	-
<i>Odontomachus scalptus</i> Brown, 1978	5	3	2	-
<i>Pachycondyla apicalis</i> (Latreille, 1802)	8	12	1	2
<i>Pachycondyla cavinodis</i> (Mann, 1916)	2	1	-	-
<i>Pachycondyla constricta</i> (Mayr, 1884)	10	3	1	14
<i>Pachycondyla crassinoda</i> (Latreille, 1802)	13	28	4	18
<i>Pachycondyla harpax</i> (Fabricius, 1804)	-	-	-	3
<i>Pachycondyla laevigata</i> (Smith, 1858)	13	-	-	2
<i>Pachycondyla striata</i> Smith, 1858	1	10	1	-
<i>Pachycondyla verenae</i> (Forel, 1922)	6	33	-	8
<i>Platythyrea sinuata</i> (Roger, 1860)	2	1	-	1
<i>Thaumatomyrmex</i> cf. <i>soesilae</i> Makhan, 2007	-	1	-	-
<b>Pseudomyrmicinae</b>	1	6	3	69
<i>Pseudomyrmex grupo pallens</i> sp. 1	1	5	3	6
<i>Pseudomyrmex grupo pallidus</i> sp. 1	-	-	-	1
<i>Pseudomyrmex</i> sp.1	-	1	-	-
<i>Pseudomyrmex termitarius</i> Smith, 1855	-	-	-	54
<i>Pseudomyrmex unicolor</i> Smith, 1855	-	-	-	8

Em outros dois trabalhos (FONSECA; DIEHL, 2004; TAVARES; BISPO; ZANZINI, 2001) foi encontrada baixa riqueza de espécies em áreas de eucaliptais. Os primeiros encontraram 49 espécies de formigas em plantações implantadas em áreas de restinga e o segundo obteve 45 espécies de formigas em plantações localizadas em regiões de cerrado.

Na floresta primária, nos corredores e nas plantações de eucalipto, houve o domínio da subfamília Myrmicinae. Na floresta seletivamente cortada, Myrmicinae e Formicinae se destacaram das demais subfamílias. No corredor de floresta, a subfamília Myrmicinae obteve um grande destaque, com praticamente o dobro de espécies em relação à segunda subfamília mais numerosa, que foi Formicinae (Figura 1). Myrmicinae, também, foi a subfamília mais encontrada por Santos et al. (2006) em serrapilheira de fragmentos de Mata Atlântica, coletadas usando-se a metodologia de extrator de Winkler. Com essa mesma metodologia, Marinho et al. (2002) e Ramos et al. (2003), também, obtiveram predominância desta subfamília. Fonseca e Diehl (2004), ainda, encontraram maior riqueza desta subfamília coletando em áreas de eucaliptais. Formicinae foi a segunda subfamília mais abundante nos trabalhos de Fonseca e Diehl (2004) e Marinho et al. (2002).

A superioridade numérica de Myrmicinae nas coletas em diferentes estudos é esperada e explicada pelo fato desta ser a subfamília mais abundante e, também, por suas espécies serem representadas por formigas que se adaptam aos mais diversos nichos da região Neotropical (FOWLER et al., 1991).

Existem, ainda, subfamílias que não possuem representantes em todos os sistemas. É o caso da subfamília Paraponerinae, que foi encontrada apenas no sistema de floresta primária. É importante frisar que a subfamília Paraponerinae é representada aqui por uma espécie, a *Paraponera clavata* (Fabricius, 1775). *P. clavata* é, também, conhecida como tocandira, ou formiga bala, dentre outros

nomes populares. Ela possui um tamanho grande (18mm a 25mm) e uma picada muito dolorosa. Suas operárias forrageiam no dossel, alimentam-se de presas e néctar obtidos em nectários extraflorais. Os ninhos são construídos nas bases das árvores (BOLTON, 2011).

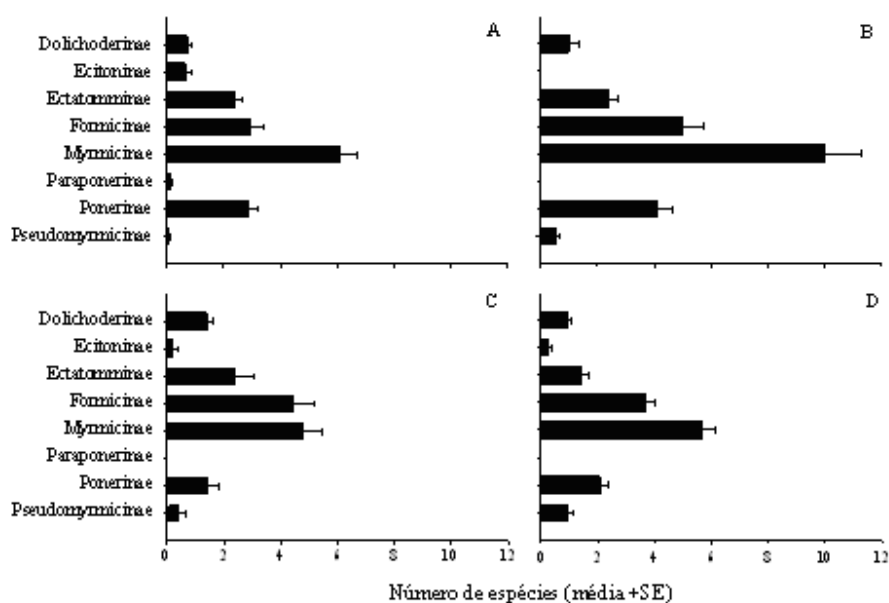


Figura 1 Número de espécies por subfamília de formigas (média + SE), coletados com pitfall, em quatro sistemas de uso da terra, em 2009, Jari-PA, Brasil. A: floresta primária, B: corredores de floresta, C: corte seletivo e D: plantações de eucalipto.

Na curva de acumulação de espécies (Figura 2) é possível notar que o corredor de floresta não se diferencia da floresta primária, conforme a captura vai aumentando, com um intervalo de 95% de confiança. Já as áreas de corte seletivo de floresta e as áreas de eucalipto se apresentam diferenciadas da floresta primária e do corredor de floresta desde o início da curva. Considerando

como o uso mais intenso as plantações de eucalipto, seguido pela floresta secundária, depois o corredor e as áreas de floresta primária.

Sendo assim, a floresta primária e o corredor de floresta apresentam a curva com a inclinação mais acentuada, e isso mostra a tendência de acumular mais rapidamente uma maior riqueza. Isso significa que um grande número de espécies é capturado logo nas primeiras amostragens. Já as áreas de corte seletivo apresentam uma curva com uma inclinação um pouco menor, significando que ali existe uma riqueza de espécies ligeiramente menor. E por último, as áreas de eucalipto, que possuem a curva com a menor inclinação, o que indica a menor riqueza de formigas entre os sistemas de uso da terra avaliados. Logo, as áreas utilizadas para a plantação de eucalipto são os locais com a maior intensidade de uso e que sofrem o maior impacto e por conta disso, apresentam a menor riqueza. Marinho et al. (2002), também, obtiveram uma riqueza maior de formigas na vegetação nativa do que em áreas de eucaliptais. A curva que representa o uso para plantação de eucalipto foi a que chegou mais próxima da assíntota, ou seja, de se estabilizar. Significa que, mesmo que se continue coletando, a chance de capturar novas espécies é muito pequena.

Andow (1991) argumentou que a capacidade de suporte de habitats mais complexos é maior e permite a sobrevivência de um maior número de espécies. Isso é evidenciado no presente trabalho quando se observa a riqueza no ambiente considerado o mais complexo, a floresta primária, em comparação com o sistema mais simplificado, o eucaliptal. Matos et al. (1994) comentaram que, para formigas, uma menor riqueza está associada a uma menor complexidade vegetacional.

Nenhuma das curvas chegou à estabilidade, ou seja, não atingiu a saturação. Isso significa que novas espécies podem ser coletadas e que o esforço amostral não foi suficiente para se coletar toda a riqueza local. Santos et al.

(2006), também, não obtiveram estabilização da curva do coletor e mencionam que este é um evento comum para trabalhos com comunidades de formigas, possivelmente relacionado à distribuição agregada das espécies e à raridade de várias delas.

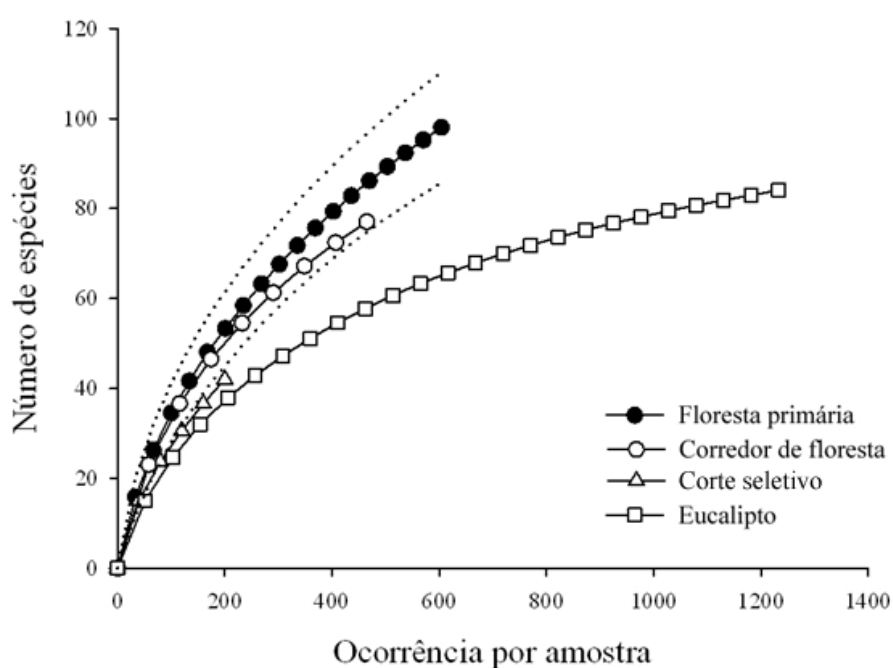


Figura 2 Curva de acumulação de espécies de formigas, coletadas com pitfall, em quatro sistemas de uso da terra, em 2009, Jari-PA, Brasil. A linha pontilhada representa o intervalo de confiança da floresta primária (95%).

Na análise PCO (Figura 3), comparou-se a semelhança da estrutura das comunidades de formigas encontradas em cada um dos quatro sistemas de usos da terra. Novamente, o ambiente mais diferenciado dos demais foi o das plantações de eucalipto. Os demais sistemas não mostraram, nesta análise, muita diferença entre si.

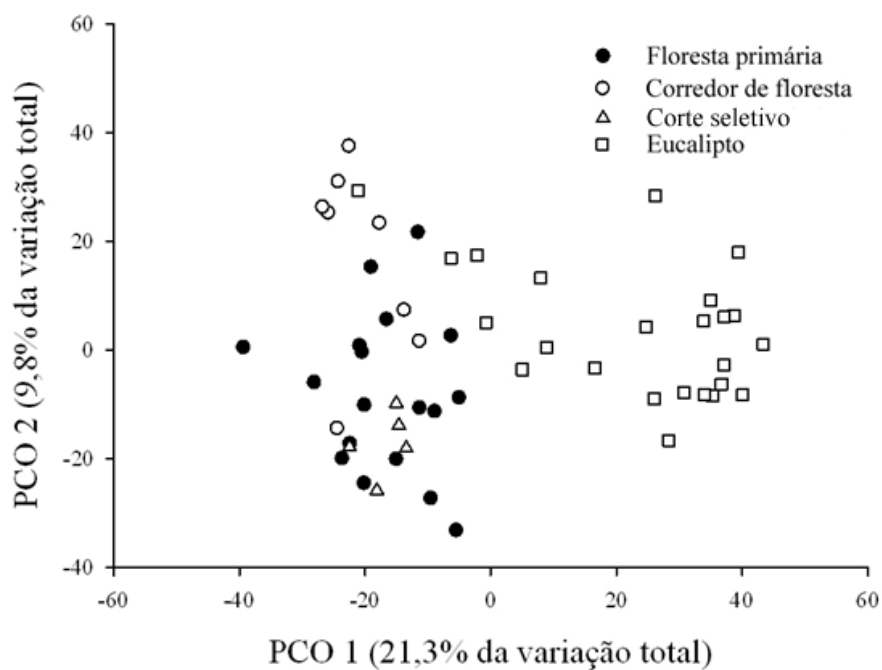


Figura 3 Análise de Coordenadas Principais (PCO) da estrutura da comunidade de formigas coletadas com pitfall em quatro diferentes usos da terra, em 2009, Jari-PA, Brasil.

A análise de variância permutacional multivariável (Tabela 2) apontou que as comunidades de formigas, presentes na floresta primária, nos corredores de floresta primária, na floresta manejada e nos eucaliptais são diferentes (Permanova;  $p < 0,05$ ). Estes resultados indicam que as comunidades ali presentes podem ser bons indicadores, pois, refletem em sua composição as diferenças entre os ambientes.



Tabela 2 Análise de variância permutacional multivariável (Permanova), em quatro sistemas de uso da terra, 2009, Jari-PA, Brasil. (Pseudo-F = 4,93; p=0,001).

Sistemas	t	p(perm)
Corredor de floresta X Eucalipto	2,89	p<0.05
Corredor de floresta X Floresta primária	1,50	p<0.05
Corredor de floresta X Floresta manejada	1,44	p<0.05
Eucalipto X Floresta primária	2,46	p<0.05
Eucalipto X Floresta manejada	2,14	p<0.05
Floresta primária X Floresta manejada	1,32	p<0.05

A análise de partição da diversidade gama (Figura 4) mostrou uma diversidade  $\beta_2$  de, aproximadamente, 27%, que foi maior que a diversidade  $\beta_2$  esperada. A partição espacial da diversidade gama indica a contribuição de cada nível hierárquico de amostragem na diversidade total, em que:  $\alpha_1$  = diversidade do transecto,  $\beta_1$  é a troca de espécies entre os transectos do mesmo sistema e  $\beta_2$  é a troca de espécies entre os sistemas.

Os resultados encontrados indicam que a troca de espécies entre os sistemas de uso do solo é de, aproximadamente, 27% das espécies encontradas. Estas espécies podem sobreviver em qualquer um dos quatro sistemas de uso da terra analisados.

De acordo com o ranque de espécies (Figura 5), a espécie mais abundante foi *Camponotus blandus* Smith, 1858, sendo essa a espécie mais abundante nos sistemas de floresta primária, floresta nativa e eucalipto.

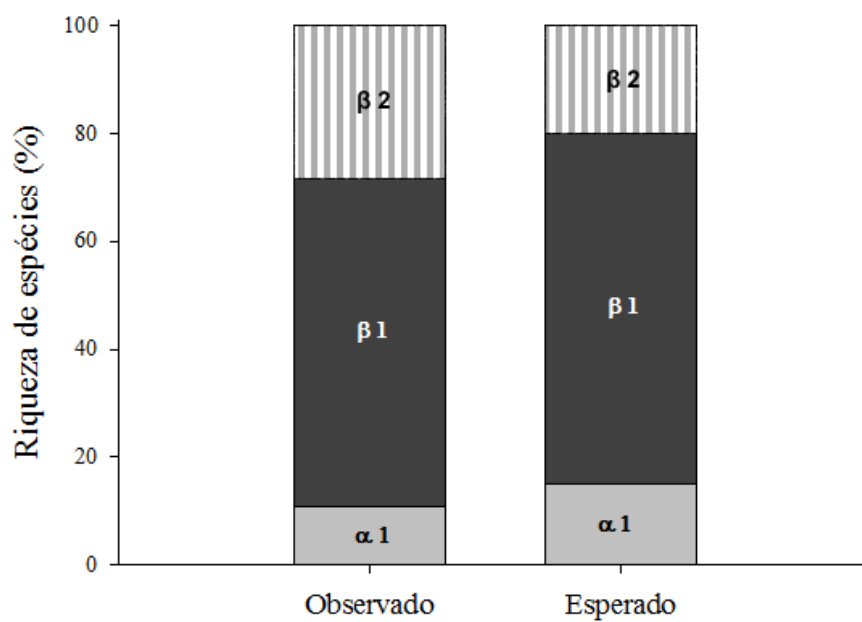


Figura 4 Partição espacial da diversidade gama. Contribuição de cada nível hierárquico de amostragem na diversidade total, em que:  $\alpha 1$  = diversidade do transecto,  $\beta 1$  é a troca de espécies entre os transectos do mesmo sistema e  $\beta 2$  é a troca de espécies entre os sistemas. Amostragem proveniente de formigas coletadas com pitfall, em quatro diferentes usos da terra, em 2009, Jari-PA, Brasil.

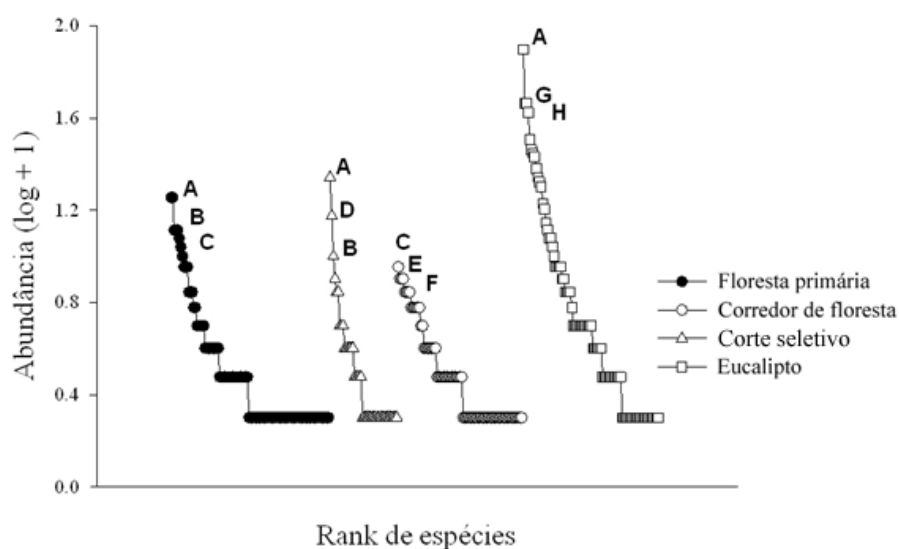


Figura 5 Rank de espécies de formigas coletadas com pitfall, em quatro diferentes sistemas de uso da terra, em 2009, Jari-PA, Brasil. A) *Camponotus blandus*, B) *Ectatomma lugens*, C) *Apterostigma urichii*, D) *Crematogaster cf. carinata*, E) *Camponotus* sp.3, F) *Crematogaster cf. jardineri*, G) *Camponotus melanocitus*, H) *Dorymyrmex* sp.1.

A floresta primária apresentou como a segunda espécie mais capturada *Ectatomma lugens* (Emery, 1894), e a terceira mais abundante foi *Apterostigma urichi* Forel, 1893. A floresta com corte seletivo apresentou *Crematogaster cf. carinata* Mayr, 1862, como a segunda espécie mais encontrada; e *Ectatomma lugens* (Emery, 1894) como a terceira espécie mais comum.

O corredor de floresta apresentou *Apterostigma urichii* como espécie mais abundante; *Camponotus* sp.3, como segunda espécie mais abundante; e *Crematogaster cf. jardineri* como a terceira. Na plantação de eucalipto

*Camponotus melanocitus* Emery, 1894, foi a segunda espécie mais abundante, seguida de *Dorymyrmex* sp.1.

A análise de INDVAL mostra as espécies que foram indicadoras de cada um dos ambientes. Nessa análise, quanto mais próximo de 100 mais uma determinada espécie é característica daquele ambiente. Para floresta primária apenas *Pachycondyla laevigata* (Smith, 1858) foi significativa com um valor de indicação de 39,8. Estas formigas são predadoras especializadas de cupins (HOELLDÖBLER; TRANIELLO, 1980; WHEELER 1936).

Para floresta com corte seletivo, as espécies que tiveram valor significativo de indicação foram: *Dolichoderus attelaboides* (Fabricius, 1775) com valor de indicação de 55,6; *Crematogaster* cf. *carinata* Mayr, 1862 com 49,4; *Ectatomma lugens* (Emery, 1894) com 48,7; *Camponotus rapax* (Fabricius, 1804) com 42,5 e *Camponotus blandus* Smith, 1858 com 38,9. *Crematogaster* cf. *carinata* forma grandes colônias poligínicas que podem cobrir grandes áreas de florestas, além de vários graus de associação com forrageamento e nidificação junto com outras espécies. Forel (1898) observou este tipo de nidificação desta formiga junto a *Dolichoderus debilis* Emery, 1890, na Colômbia.

Nos corredores de floresta, as espécies com os maiores índices de indicação foram: *Camponotus (Tanaemyrmex) sp. 3* com valor de indicação de 68,1, *Sericomyrmex sp. 3* com 60,3; *Ectatomma edentatum* Roger, 1863 com 57,6; *Pachycondyla verenae* (Forel, 1922) com 53,8; *Pachycondyla crassinoda* (Latreille, 1802) com 53,1; *Pachycondyla striata* Smith, 1858 com 51,9 e *Apterostigma urichii* Forel, 1893 com 50,5. Nas plantações de eucaliptos, as espécies com maiores índices de indicação foram: *Camponotus melanoticus* Emery, 1894 com 64,2; *Pseudomyrmex termitarius* Smith, 1855 com 54,2 e *Camponotus rufipes* Fabricius, 1775 com 49,6.

Tabela 3 Análise de INDVAL com as espécies que foram indicadoras de cada um dos ambientes. FP: floresta primária, CO: corredor de floresta, CS: floresta com corte seletivo, EU: eucaliptal. 2009, Jari – PA, Brasil.

Espécies	Sistema	Valor	p
<i>Camponotus (Tanaemyrmex) sp. 3</i>	CO	68,1	<0,05
<i>Sericomyrmex sp. 3</i>	CO	60,3	<0,05
<i>Ectatomma edentatum</i> Roger, 1863	CO	57,6	<0,05
<i>Pachycondyla verенаe</i> (Forel, 1922)	CO	53,8	<0,05
<i>Pachycondyla crassinoda</i> (Latreille, 1802)	CO	53,1	<0,05
<i>Pachycondyla striata</i> Smith, 1858	CO	51,9	<0,05
<i>Apterstigma urichii</i> Forel, 1893	CO	50,5	<0,05
<i>Trachymyrmex mandibularis</i> Weber, 1938	CO	47,2	<0,05
<i>Pachycondyla apicalis</i> (Latreille, 1802)	CO	42,1	<0,05
<i>Gigantiops destructor</i> (Fabricius, 1804)	CO	35,2	<0,05
<i>Dolichoderus imitator</i> Emery, 1894	CO	30,7	<0,05
<i>Pheidole sp. 20</i>	CO	28,7	<0,05
<i>Acromyrmex coronatus</i> (Fabricius, 1804)	CO	23,5	<0,05
<i>Camponotus melanoticus</i> Emery, 1894	EU	64,2	<0,05
<i>Pseudomyrmex termitarius</i> Smith, 1855	EU	54,2	<0,05
<i>Camponotus rufipes</i> Fabricius, 1775	EU	49,6	<0,05
<i>Dorymyrmex sp. 1</i>	EU	48,8	<0,05
<i>Odontomachus haematodus</i> (Linnaeus, 1758)	EU	40,1	<0,05
<i>Solenopsis sp. 1</i>	EU	36,9	<0,05
<i>Ectatomma brunneum</i> (Smith, 1858)	EU	29,2	<0,05
<i>Solenopsis cf. invicta</i> Buren, 1972	EU	29,2	<0,05
<i>Pachycondyla laevigata</i> (Smith, 1858)	FP	39,8	<0,05
<i>Dolichoderus attelaboides</i> (Fabricius, 1775)	CS	55,6	<0,05
<i>Crematogaster cf. carinata</i> Mayr, 1862	CS	49,4	<0,05
<i>Ectatomma lugens</i> (Emery, 1894)	CS	48,7	<0,05
<i>Camponotus rapax</i> (Fabricius, 1804)	CS	42,5	<0,05
<i>Camponotus blandus</i> Smith, 1858	CS	38,9	<0,05

## 6 CONCLUSÃO

Os sistemas de uso da terra no Jari apresentam diferenças na riqueza e composição da comunidade de formigas de acordo com a intensidade de uso. A floresta primária é mais rica que os corredores de floresta primária, seguida das áreas de floresta com corte seletivo e dos eucaliptais, mostrando que o gradiente de riqueza é inversamente proporcional ao gradiente intensidade do uso da terra.

A composição das espécies varia conforme o uso da terra, indicando que existem comunidades de formigas associadas a cada uma das paisagens, em especial os extremos do gradiente de uso do solo (a floresta primária e os eucaliptais) que apresentaram maior número de espécies exclusivas.

A simplificação da paisagem leva a uma simplificação da fauna associada. Assim, as comunidades apresentam um gradiente de complexidade conforme o grau de perturbação do ambiente. A curva de acumulação de espécies evidencia diferenças entre as comunidades de formigas encontradas na floresta primária e nos corredores de floresta primária das demais áreas. Já a análise Permanova indica diferenças nas comunidades de formigas entre todas as áreas.

Percebe-se, neste trabalho, que a comunidade de formigas responde aos diferentes níveis de impactos antrópicos, causados ao ambiente onde habitam, podendo ser utilizadas como indicadoras de mudanças ambientais. Também, nota-se que, mesmo usos da terra considerados menos intensos, como o corte seletivo de árvores da floresta, provocam mudanças nos habitats e consequentes mudanças na fauna associada.

## REFERÊNCIAS

ANDERSON, M. J.; WILLIS, T. J. Canonical analysis of principal coordinates: a useful method of constrained ordination for ecology. **Ecology**, Durham, v. 84, n. 3, p. 511-525, Mar. 2003.

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

ASNER, G. P. et al. Selective logging in the Brazilian Amazon. **Science**, New York, v. 310, n. 5747, p. 480-482, Oct. 2005.

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.

BOLTON, B. **Species:** *Paraponera clavata*. Disponível em: <<http://www.antweb.org/description.do?rank=species&genus=paraponera&name=clavata>>. Acesso em: 15 jul. 2011.

BOS, M. M.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. The contribution of cacao agroforests to the conservation of lower canopy ant and beetle diversity in Indonesia. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 16, n. 8, p. 2429-2444, July 2007.

CABRERA, M. et al. 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, n. 1, p. 85-92, 1998.

COLWELL, R. K. **Estimates:** statistical estimation of species richness and shared species from samples. Connecticut: University of Connecticut, 2005. Disponível em: <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>>. Acesso em: 3 abr. 2011.

CROCOMO, W. B. **Manejo integrado de pragas**. Botucatu: UNESP, 1990. 358 p.

DAILY, G. C. Ecological forecasts. **Nature**, London, v. 411, n. 6835, p. 245-245, May 2001.

DAILY, G. C. **Nature's services: societal dependence on natural ecosystems**. Washington: Island, 1997. 395 p.

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, n. 1, p. 1-13, Feb. 1995.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 34, p. 487-515, Sept. 2003.

FEARNSIDE, P. M. Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates, and consequences. **Conservation Biology**, Boston, v. 19, n. 3, p. 680-688, June 2005.

FIMBEL, A. F.; GRAJAL, A.; ROBINSON, J. **The cutting edge: conserving wildlife in logged tropical forests**. New York: Columbia University, 2001. 808 p.

FONSECA, R. C.; DIEHL, E. Riqueza de formigas (Hymenoptera, Formicidae) epigeicas em povoamentos de *Eucalyptus* spp. (Myrtaceae) de diferentes idades no Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, São Paulo, v. 48, n. 1, p. 95-100, mar. 2004.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Global forest resources assessment 2005: progress towards sustainable forest management**. Rome, 2005. Disponível em: <<http://fao.org>>. Acesso em: 1 maio 2011.

FOREL, A. La parabiose chez les fourmis. **Bulletin de la Societe Vaudoise des Sciences Naturelles**, Lausanne, v. 34, p. 380-384, 1898.

FOWLER, H. G. et al. Ecologia nutricional de formigas. In: PANIZZI, A. R.; PARRA, J. R. P. (Ed.). **Ecologia nutricional de insetos e suas implicações no manejo de pragas**. Rio de Janeiro: Manole, 1991. p. 131-209.

HAGAN, J. M.; WHITMAN, A. A. Biodiversity indicators for sustainable forestry: simplifying complexity. **Journal of Forestry**, Washington, v. 104, n. 4, p. 203-210, June 2006.



HOELDOBLER, B.; TRANIELLO, J. F. A. The pygidial gland and chemical recruitment communication in *Pachycondyla laevigata*. **Journal of Chemical Ecology**, New York, v. 6, p. 883-894, 1980.

HOLDOBLER, B.; WILSON, E. O. **The ants**. Cambridge: The Belknap Press of Harvard University, 1990. 731 p.

HOUGHTON, R. A. et al. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. **Nature**, London, v. 403, n. 6767, p. 301-304, Jan. 2000.

LINDENMAYER, D. B.; FRANKLIN, J. F. **Conserving biodiversity: a comprehensive multiscaled approach**. Washington: Island, 2002. 353 p.

MACE, G. et al. Biodiversity. In: MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Current state and trends: findings of the condition and trends working group: ecosystems and human well-being**. Washington: Island, 2005. p. 77-122.

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.

\_\_\_\_\_. 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.

\_\_\_\_\_. Ants: bioindicators of mine site rehabilitation, land use and land conservation. **Environmental Management**, New York, v. 7, n. 4, p. 375-383, July 1983.

\_\_\_\_\_. 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.

\_\_\_\_\_. **The role of invertebrates in bauxite mine rehabilitation**. Perth: Forests Department of Western Australia, 1981. 29 p. (Bulletin, 93).

MAJER, J. D.; ABBOTT, I. Invertebrates of the jarrah forest. In: DELL, B. et al. (Ed.). **The jarrah forests**. Dordrecht: Kluwer Academic, 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, Jan. 1996.

MAJER, J. D. et al. 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.; 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?: an entomological viewpoint. **Anais da Sociedade Entomológica do Brasil**, Londrina, v. 28, n. 2, p. 185-200, jun. 1999.

MALCOLM, J. R. **Maintaining biodiversity in forest ecosystems**. Cambridge: Cambridge University, 1999. 716 p.

MARINHO, C. G. S. et al. Diversidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) da serapilheira em eucaliptais (Myrtaceae) e área de Cerrado de Minas Gerais. **Neotropical Entomology**, Londrina, v. 3, n. 2, p. 187-195, 2002.

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. et al. 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.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M. J. **Multivariate analysis of ecological data**. Version 4.10. Oregon: Gleneden Beach, 1999. Software.

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.

PAULA, J. A. **Biodiversidade, população e economia**: uma região de Mata Atlântica. 1997. 672 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1997.

PECK, S. L.; MCQUAID, B.; CAMPBELL, C. L. Using ant species (Hymenoptera: Formicidae) as a biological indicator of agroecosystem condition. **Community and Ecosystem Ecology**, Kamloops, v. 27, n. 5, p. 1102-1110, Sept. 1998.

PERFECTO, O. 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, Aug. 1995.

PERFECTO, I. et al. Arthropod biodiversity loss and the transformation of a tropical agro-ecosystem. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 6, n. 7, p. 935-945, July 1997.

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

PUTZ, F. E. et al. Tropical forest management and conservation of biodiversity: an overview. **Conservation Biology**, Boston, v. 15, n. 1, p. 7-20, Jan. 2001.

RAMOS, L. S. et al. Impacto de iscas granuladas sobre a mirmecofauna não-alvo em eucaliptais segundo duas formas de aplicação. **Neotropical Entomology**, Londrina, v. 32, n. 2, p. 231-237, 2003.

RODRIGUES, A. S. L. et al. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. **Nature**, London, v. 428, n. 6983, p. 640-643, Apr. 2004.

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.

SANTOS, M. S. et al. Riqueza de formigas (Hymenoptera, Formicidae) da serrapilheira em fragmentos de floresta semidecídua da Mata Atlântica na região do Alto Rio Grande, MG, Brasil. **Lheringia, Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 96, n. 1, p. 95-100, mar. 2006.

SCHMIDT, F. A.; DIEHL, E. What is the effect of soil use on ant communities? **Neotropical Entomology**, Londrina, v. 37, n. 4, p. 381-388, July/Aug. 2008.

SMITH, M. R. B. **Estrutura e evolução de comunidade de Formicidae em pomares de cítricos de diferentes idades em Cruz das Almas, Bahia**. 1995. 68 p. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) - Universidade Federal da Bahia, Cruz das Almas, 1995.

SOARES, B. S. et al. Modelling conservation in the Amazon basin. **Nature**, London, v. 440, n. 7083, p. 520-523, Mar. 2006.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE SILVICULTURA. **Fatos e números do Brasil florestal**. São Paulo, 2006. Disponível em:  
<<http://www.sbs.org.br/FatoseNumerosdoBrasilFlorestal.pdf>>. Acesso em: 2 maio 2011.

TAVARES, A. A. **Diversidade de formigas não desfolhadoras (Hymenoptera: Formicidae) em área de cerrado “stricto sensu” e *Eucalyptus cloeziana* F. Muell**. 1996. 57 f. Dissertação (Mestrado em Fitossanidade) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 1996.

TAVARES, A. A.; BISPO, P. C.; ZANZINI, A. C. S. Comunidades de formigas epigéicas (Hymenoptera, Formicidae) em áreas de *Eucalyptus cloeziana* F. Muell e de vegetação nativa numa região de cerrado. **Revista Brasileira de Entomologia**, São Paulo, v. 45, n. 3, p. 251-256, maio/jun. 2001.

VASCONCELOS, H. L. Effects of forest disturbance on the structure of ground-foraging ant communities in central Amazonia. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 8, n. 3, p. 4079-420, Mar. 1999.

VEECH, J. A.; CRIST, T. O. **Partition**: software for hierarchical partitioning of species diversity. Version 3.0. Oxford, 2009. Disponível em:  
<<http://www.users.muohio.edu/cristto/partition.htm>>. Acesso em: 27 fev. 2011.

VEECH, J. A. et al. The additive partitioning of species diversity: recent revival of an old idea. **Oikos**, Copenhagen, v. 99, n. 1, p. 3-9, Oct. 2002.

WATT, A. D. et al. **Forests and insects**. London: Chapman & Hall, 1997. 406 p.

WHEELER, W. M. Ecological relations of ponerine and other ants to termites. **Proceedings of the American Academy of Arts and Sciences**, Cambridge, v. 71, p. 159-243, 1936.

WORLD COMMISSION ON FORESTS AND SUSTAINABLE DEVELOPMENT. **WCFSO summary report**. Winipeg, 1999. 38 p.

WRIGHT, S. J. Tropical forests in a changing environment. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 20, n. 10, p. 553-560, Oct. 2005.

WRIGHT, S. J.; MULLER-LANDAU, H. C. The future of tropical forest species. **Biotropica**, Washington, v. 38, n. 3, p. 207-301, May 2006.

ZARIN, D. J. et al. **Working forests in the neotropics: conservation through sustainable forest management**. New York: Columbia University, 2004. 416 p.