



WILLIAN LUCAS PAIVA DA SILVA

**RESPOSTA DA COMUNIDADE DE FORMIGAS
(Hymenoptera: Formicidae) À INTENSIDADE DE
USO DA TERRA NA FLORESTA AMAZÔNICA**

LAVRAS - MG

2014

WILLIAN LUCAS PAIVA DA SILVA

**RESPOSTA DA COMUNIDADE DE FORMIGAS (Hymenoptera:
Formicidae) À INTENSIDADE DE USO DA TERRA NA FLORESTA
AMAZÔNICA**

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

Orientador

Dr. Ronald Zanetti

LAVRAS - MG

2014

**Ficha Catalográfica Elaborada pela Coordenadoria de Produtos e
Serviços da Biblioteca Universitária da UFLA**

Silva, Willian Lucas Paiva.

Resposta da comunidade de formigas (Hymenoptera:
Formicidae) à intensidade de uso da terra na Floresta Amazônica /
Willian Lucas Paiva Silva. – Lavras : UFLA, 2014.

54 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2014.
Orientador: Ronald Zanetti.

Bibliografia.

1. Biodiversidade. 2. Floresta tropical. 3. Qualidade ambiental. I.
Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 595.796

WILLIAN LUCAS PAIVA DA SILVA

**RESPOSTA DA COMUNIDADE DE FORMIGAS (Hymenoptera:
Formicidae) À INTENSIDADE DE USO DA TERRA NA FLORESTA
AMAZÔNICA**

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

APROVADA em, 24 de março de 2014

Dr. Luis Cláudio Paterno Silveira UFLA

Dra. Ronara de Souza Ferreira UFLA

Dr. Ronald Zanetti

Orientador

LAVRAS - MG

2014

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras (UFLA) e ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia/Entomologia, pela oportunidade de realização do mestrado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de estudos concedida.

Aos professores do Departamento de Entomologia, pelos ensinamentos transmitidos.

Ao Professor Dr. Ronald Zanetti, pela orientação, paciência e ensinamentos.

À Dra. Vanesca Korasaki, pelo auxílio em todas as etapas do trabalho, pelos ensinamentos transmitidos e, principalmente, pela credibilidade concedida para a conclusão deste trabalho.

À Dra. Danielle Braga, pelo auxílio na identificação do material biológico e a disponibilidade em todos os momentos.

Aos meus colegas de laboratório, Alexandre Arnhold, Juara e Caroline. Um agradecimento especial às colegas Elisangela, Stephannie e Thayane, por estarem diretamente ligadas à execução do trabalho.

Aos meus pais, Maria e Benedito, e minhas irmãs, Karen e Gisele, pelo apoio incondicional.

Aos funcionários do Departamento de Entomologia, em especial a Eliana Andrade e D. Irene, pela amizade e companheirismo.

À minha turma do mestrado, pelos ótimos momentos de convivência, em especial aos amigos Sandra, Ivana, Roberta e João.

Aos amigos e colegas de departamento, Valkíria, Dejane, Juracy, Judith, Flavio, Mariane e Amanda Fialho.

Aos amigos que já se foram de Lavras, Daniel Dutra, Lucinéia Pereira, Talison Alves e Milena Ferrari.

Aos grandes amigos Jonata, Gabriel e Mateus, por sempre estarem presentes e dispostos a ajudar em tudo.

RESUMO

O modelo de desenvolvimento adotado na região amazônica está baseado na especulação de terras ao longo de estradas, na expansão agropecuária, na extração madeireira e no desenvolvimento de cidades. Este modelo é sustentado pela mudança de uso da terra, que traz consigo danos à biodiversidade e comprometimento da qualidade ambiental. A região de Benjamim Constant, no estado do Amazonas, se caracteriza por ser uma região com pouca intervenção humana e representa uma área de grande biodiversidade, sob ameaça desse modelo de desenvolvimento. O estudo foi realizado em cinco sistemas de uso da terra em Benjamim Constant, AM: floresta primária, floresta secundária antiga (áreas com mais de cinco anos de abandono), floresta secundária nova (áreas com menos de cinco anos de abandono), agricultura e pastagem, com o objetivo de investigar como a intensificação do uso da terra afeta a comunidade de formigas, as quais são amplamente utilizadas como indicadores ecológicos. Para isso, a estrutura da comunidade de formigas foi estudada e as seguintes hipóteses foram testadas: i) a riqueza de espécies de formigas diminui com o aumento da intensidade de uso da terra e ii) a composição de espécies de formigas é modificada pelo aumento da intensidade de uso da terra. As formigas foram coletadas utilizando-se a metodologia de Winkler. Os resultados indicaram que quanto maior a intensidade de uso da terra menor é a riqueza. A composição de espécies de formigas é modificada com o aumento da intensidade de uso da terra, ocorrendo uma diminuição na frequência de formigas habitualmente encontradas nos sistemas florestais em áreas de pastagem e agricultura. As formigas foram consideradas boas indicadoras das mudanças causadas pela intensificação do uso da terra na floresta amazônica.

Palavras-chave: Biodiversidade, floresta tropical, qualidade ambiental.

ABSTRACT

The development model adopted in Amazon region is based on land speculation along the roads, agricultural expansion, logging and urban development. This model is supported by change of land use, which harms biodiversity and compromising environmental quality. Benjamin Constant, AM, Brazil is characterized as a region with little human intervention, and great biodiversity under threat from this development model. The study was conducted in five land use systems in Benjamin Constant: primary forest, old secondary forest (areas with more than five years of abandonment), young secondary forest (areas with less than five years of abandonment), agriculture and pasture. The aim was investigating how the intensification of land use affects the community of ants, which are widely used as ecological indicators. For this, the community structure of ants was studied and the following hypotheses were tested: i) the richness of ant species decreases with the increase of intensity of land use, ii) the composition of ant community is different between systems land use. Ants were collected using the Winkler methodology. The results indicated that the greater the intensity of use of lower ground is wealth. There is a change in composition of ant communities between systems. Ants were considered good indicators of changes caused by intensification of land use in Amazon rainforest.

Keywords: Biodiversity , rainforest , environmental quality.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Grid de coletas que foi estabelecido em cinco sistemas de uso da terra. Utilizando a metodologia de Winkler, na cidade de Benjamin Constant, AM, Brasil.....	19
Figura 2	Sistemas de uso da terra, amostrados em Benjamin Constant, AM, Brasil. Floresta primária (A), floresta secundária antiga (B), floresta secundária nova (C), Agricultura (D), Pastagem (E). Fonte: Korasaki (2010).....	21
Figura 3	Metodologia de Winkler utilizada para a captura de formigas em Benjamin Constant, AM, Brasil. Metro quadrado com serapilheira (A), início da raspagem da serapilheira (B), inserção do material na peneira (C), solo rapado (D), peneiração (E), armazenamento da serapilheira peneirada em saco de transporte (F), saco de tela com o material peneirado dentro do extrator (G), extratores de Winkler pendurados no varal (H). Fonte: Korasaki (2010).....	22
Figura 4	Número de espécies (média + SE) de formicídeos coletados com metodologia de Winkler, em cinco sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil. Letras iguais dentro de cada sistema não apresentam diferença significativa, pela análise de contraste ($p < 0,05$). FP = floresta primária FSA = floresta secundária antiga, FSN = floresta secundária nova, AG = agricultura e PA = pastagem.....	32
Figura 5	Curva de acumulação de espécies de formicídeos coletadas com a metodologia de Winkler, em cinco sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil. Linha pontilhada indica o intervalo de confiança (95%).....	33
Figura 6	“Nonmetric multidimensional scaling” (NMDS), segundo a presença e a ausência para a comunidade de formicídeos coletados com metodologia de Winkler, em cinco sistemas de uso da terra. Benjamin Constant, AM, Brasil.....	34

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Caracterização e número de pontos coletados em cinco sistemas de uso da terra, utilizando duas metodologias, nas três áreas do município de Benjamin Constant, AM, Brasil.....	20
Tabela 2	Frequência de espécies da família Formicidae em cinco sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM. FP = floresta primária, FSA = floresta secundária antiga, FSN = floresta secundária nova, AG = agricultura, PA = pastagem.....	25
Tabela 3	Totais de espécies de formigas coletadas por subfamília em cinco sistemas de uso da terra: FP = floresta primária FSA= floresta secundária antiga, FSN= floresta secundária nova, AG= agricultura e PA= pastagem.....	31
Tabela 4	Valores do teste pareado PERMANOVA e PERMDISP para examinar diferenças na composição de espécies e na dispersão multivariada dos pontos, respectivamente, entre cinco sistemas de uso da terra na floresta amazônica. FP = floresta primária FSA = floresta secundária antiga, FSN = floresta secundária nova, AG = agricultura e PA= pastagem.....	35

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	REFERENCIAL TEÓRICO	14
2.1	Efeito da mudança no uso da terra sobre os habitats e a diversidade ...	14
2.2	Uso de formigas como indicadoras da qualidade ambiental	16
3	MATERIAL E MÉTODOS	18
3.1	Descrição das áreas	18
3.2	Coleta de formigas	21
3.3	Análise de dados	23
4	RESULTADOS	25
4.1	Fauna de formigas	25
4.2	Padrões de riqueza	31
4.3	Composição de espécies	33
5	DISCUSSÃO	36
5.1	Fauna de formigas	36
5.2	Padrões de riqueza	37
5.3	Composição de espécies	39
5.4	A conservação da biodiversidade em paisagens modificadas	40
6	CONCLUSÃO	42
	REFERÊNCIAS	43

1 INTRODUÇÃO

As políticas de desenvolvimento da região Amazônica estão baseadas na especulação da terra ao longo de estradas, no crescimento das cidades, na expansão agropecuária e madeireira e na expansão da agricultura familiar e também da agricultura mecanizada (ALENCAR et al., 2004; FEARNSID 2003; LAURANCE et al., 2004). Este modelo de desenvolvimento causa impactos que podem ser irreversíveis para a biodiversidade (VIEIRA; SILVA; TOLEDO, 2005), pois são baseados na mudança e na intensificação do uso da terra, e comprometem o equilíbrio do ecossistema amazônico.

Estudos relatam o efeito da intensificação do uso da terra sobre o ambiente. Segundo Flynn et al. (2011), essas mudanças podem alterar significativamente a composição de espécies e o funcionamento dos ecossistemas. Nas florestas tropicais, a intensificação do uso da terra tem sido o principal motivo de perdas da biodiversidade (HOOOPER et al., 2012; SALA et al., 2000) e do comprometimento das funções do ecossistema (CARDINALE et al., 2012). Na Amazônia brasileira, a perda e a degradação de florestas primárias são as maiores ameaças para a biodiversidade da região e estão sendo impulsionadas pela expansão da agricultura (DAVIDSON et al., 2012), da pecuária e da construção de estradas (FEARNSIDE, 2007).

Entretanto, estima-se que cerca de 30% da área desmatada para outra finalidade de uso da terra na Amazônia tenham sido posteriormente abandonados, resultando na rápida proliferação das florestas secundárias (HOUGHTON et al., 2000). Globalmente, as florestas secundárias tropicais têm recuperado um sexto de todas as florestas primárias que foram desmatadas durante os anos 1990 (WRIGHT, 2005) e são susceptíveis de serem dominantes nas paisagens de florestas tropicais no futuro. Dentre as consequências da

formação de florestas secundárias estão, principalmente, os impactos no ciclo global do carbono e a perda da biodiversidade (FEARNSIDE, 2005).

A compreensão sobre os impactos das mudanças no uso da terra sobre os padrões de ocorrência e abundância de espécies é fundamental para o desenvolvimento de estratégias eficazes de conservação (BALMFORD; GREEN; SCHARLEMANN, 2005; WALTERT et al., 2011). Embora os impactos da perda da floresta e da degradação na biota amazônica estejam sendo cada vez mais bem compreendidos, a maioria dos estudos existentes está limitada em escala espacial, concentrada em áreas bem estudadas da região e tende a focar em impactos sobre uma estreita variedade de usos da terra (GARDNER et al., 2009; LAURENCE et al., 2004).

Diante disso, surge a necessidade de maior conhecimento sobre as condições ambientais em áreas perturbadas, para que sejam tomadas decisões corretas em novas políticas de desenvolvimento. O uso de organismos bioindicadores no estudo de impactos causados pela mudança no uso da terra é uma alternativa promissora, pois eles levantam informações sobre as condições de preservação, recuperação e qualidade ambiental de uma dada área, além de ser uma oportunidade de melhor conhecer a diversidade local, sobretudo quando se consideram perdas irreversíveis de um patrimônio genético e ambiental pouco conhecido (MARGULIS, 2003).

As formigas são importantes indicadoras ecológicas. São sensíveis às mudanças de hábitat causadas pelo homem, abundantes em vários ecossistemas, fáceis de serem amostradas, bem conhecidas taxonomicamente e podem ocupar lugares com poucos recursos, como áreas agrícolas, pastagens e florestas secundárias. Diante disso, vários trabalhos foram realizados com sucesso utilizando formigas como ferramenta em estudos ecológicos, como os aqueles sobre a qualidade ambiental em remanescentes florestais, estágios progressivos da recuperação ecológica (GOLLAN et al., 2011), recuperação ambiental em

florestas secundárias (WIKE et al., 2010), impactos sobre serviços ecológicos (ZELIKOVA; BREED, 2008), fragmentação em ecossistemas (CARVALHO; VASCONCELOS, 1999; SCHOEREDER et al., 2004), efeitos da mudança do uso da terra (CHEN et al., 2011; NEVES et al., 2012) e intensificação de uso da terra (BRAGA, 2013; KORASAKI, 2010; MUJEEB RAHMAN; VARMA; SILESHI, 2012; TEODORO et al., 2011).

Neste contexto, este trabalho foi realizado com o objetivo de avaliar o efeito da intensificação no uso da terra sobre a comunidade de formigas na floresta tropical amazônica. Para isso foi verificado como a comunidade de formigas foi influenciada segundo um gradiente de uso da terra (floresta primária, floresta secundária antiga, floresta secundária nova, agricultura e pastagem), na floresta amazônica. As seguintes hipóteses foram testadas:

I) a riqueza de formigas diminui com o aumento da intensidade de uso da terra;

II) a composição de espécies de formigas se diferencia entre os sistemas de uso da terra.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Efeito da mudança no uso da terra sobre os habitats e a diversidade

O desmatamento e a fragmentação florestal compreendem uma das maiores causas de modificação na paisagem (NICHOLS et al., 2007). Vários habitats naturais que eram contínuos foram transformados em paisagens semelhantes a mosaicos, compostos por fragmentos isolados da paisagem original e formação de florestas secundárias. Isso vem ocorrendo na maioria das regiões tropicais, devido, principalmente, às mudanças do uso da terra, como formação de agricultura, pastagens, expansão urbana e industrial (GEIST; LAMBIN, 2002).

As principais consequências dessas mudanças são a redução do tamanho de habitats, a fragmentação, o isolamento de trechos fragmentados em meio a áreas perturbadas e o efeito de borda, ficando a periferia do fragmento exposta à insolação, ao regime dos ventos (DIDHAM; LAWTON, 1999), à entrada de espécies exóticas (SUAREZ; BOLGER; CASE, 1998) e a queimadas (LAURENCE, 2004).

O efeito de borda é umas das consequências mais importantes do processo de mudança de uso da terra. O desmatamento para a implantação de pastagens, agricultura e outros usos gera ambientes fragmentados, e essas mudanças influenciam muito os organismos que vivem nesses ambientes (MURCIA, 1995). As principais mudanças causadas são alterações no microclima; mudanças nos padrões de distribuição e abundância de espécies, como a proliferação de plantas pioneiras em detrimento de espécies tolerantes à sombra (OLIVEIRA; GRILLO; TABARELLI, 2004) e alterações na interação dos organismos com a proximidade da borda, como polinização (GIRÃO et al., 2007), dispersão de sementes (SILVA et al., 2007), herbivoria (WIRTH et al.,

2008), parasitismo (ALMEIDA; WIRTH; LEAL, 2008) e predação (RAO, 2000).

Outra consequência da mudança de uso do solo, a formação de florestas secundárias gera danos importantes sobre a biodiversidade (FEARNSIDE, 2005). No contexto amazônico, as capoeiras são definidas como áreas de crescimento espontâneo de vegetação secundária proveniente do processo de substituição de ecossistemas florestais e os principais exemplos de capoeira são as áreas de pousio no sistema agrícola de corte e queima, e abandono de pastagens degradadas (PEREIRA; VIEIRA, 2001). As mudanças na estrutura e na composição florestal após o abandono da terra têm diversas implicações para diferentes populações de animais (DEWALT; MALIAKAL; DENSLOW, 2003), como mudanças na composição de dispersores, predadores de sementes e herbívoros (aves mamíferos e primatas), defaunação de mamíferos de grande e médio porte (CULLEN; BODMER; VALLADARES-PADUA, 2001), além de mudanças no funcionamento do ecossistema florestal, como ciclagem de nutrientes, produtividade primária líquida e luminosidade (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001).

Mudanças no uso da terra para a implantação de lavouras agrícolas resultam em agroecossistemas simplificados (SWIFFT, 1996), submetidos a aplicações de pesticidas e fertilizantes orgânicos que causam impactos negativos à flora e à fauna (MATSON et al., 1997). Ao mesmo tempo, habitats naturais são reduzidos a pequenos fragmentos com distribuição desigual e diferentes níveis de conectividade (MARGULIS, 2003). A diversidade de espécies e a composição de artrópodes terrestres são associadas positivamente com a complexidade do habitat (LASSAU; HOCHULI, 2005), e são mais sensíveis a estas mudanças de habitat (BUREL et al., 1998). Além disso, campos cultivados são sujeitos a distúrbios periódicos, como aragem de terra, comprometendo ainda mais a diversidade faunística (BENTON; VICKERY; WILSON, 2003).

A pecuária é a principal responsável pelos desmatamentos na Amazônia (OLIVEIRA Jr. et al., 2010). A mudança da floresta amazônica para o estabelecimento de pastagens causa danos importantes à biodiversidade e ao funcionamento do ecossistema e é responsável por 20% das emissões globais de gases do efeito estufa (METZ et al., 2007). Em relação aos efeitos causados à biodiversidade, estudos recentes estimam que a Amazônia abrigue cerca de 40 mil espécies de plantas, 427 de mamíferos, 1.294 de pássaros, 378 de répteis, 427 de anfíbios e 3.000 de peixes (MITTERMEIER et al., 2002), que sofreriam danos diretos pela destruição de habitats e formação de pastagens. Além desses impactos, o pisoteio causado pelo rebanho promove alterações físicas e químicas do solo (SILVA FILHO; COTTAS; MARINI, 2010), e também alterações no microclima e no regime hidrológico de áreas desmatadas (ALVES; FISCH; VENDRAME, 1999), na floresta amazônica.

2.2 Uso de formigas como indicadoras da qualidade ambiental

As formigas, em particular, têm mostrado grande aplicabilidade como bioindicadoras dos impactos gerados por diferentes formas de uso da paisagem (ARMBRECHT; PERFECTO, 2003). Muitas características permitem que elas possam ser utilizadas de forma adequada como indicadoras da qualidade ambiental. São animais dominantes na maioria dos ecossistemas terrestres (WILSON, 1987). Estima-se que existam de 15.000 a 20.000 espécies de formigas no mundo e que, nas regiões neotropicais, este número esteja entre 3.000 a 8.000 espécies (HOLDOBLER; WILSON, 1990).

Formigas são capazes de colonizar ambientes terrestres com pouquíssimos recursos para o seu desenvolvimento (MAJER, 1996; MAJER; NICHOLS, 1998), como praias, dunas, áreas de minas a céu aberto, plantas epífitas, agroecossistemas, pastagens e vegetação pós-queimada. Além disso,

desempenham importantes funções nos processos ecológicos, como dispersão de sementes, predação, herbivoria, ciclagem de nutrientes, estruturação física e química do solo, proteção de plantas contra herbívoros e interação com diversos grupos de organismos.

São bastante adequadas como organismos bioindicadores das condições de preservação, degradação ou de recuperação ambiental, pois apresentam ampla distribuição geográfica, muitos táxons especializados, sensibilidade a mudanças na condição do ambiente (ALONSO; AGOSTI, 2000; ANDERSEN, 1990; BOLTON, 1995; HOLLOBLER; WILSON, 1990; MAJER, 1983), facilidade e baixo custo de coleta.

Vários trabalhos foram realizados com estes insetos para avaliar respostas do ecossistema às perturbações ambientais associadas às mudanças no uso da terra pelo homem, como impactos de práticas agroflorestais, sucesso de recuperação ecológica de áreas de mineração, comparação de diferentes ferramentas de manejo agrícola e florestal, impactos em áreas de conservação e avaliação da diversidade biológica dentro de regiões selecionadas. O primeiro trabalho no Brasil em que se utilizaram formigas como bioindicadoras foi realizado em áreas de reabilitação de minas de bauxita em Poços de Caldas, MG (MAJER, 1992). Desde então, vários trabalhos da mesma natureza foram realizados.

Formigas foram utilizadas com sucesso como bioindicadoras da recuperação por meio de revegetação de áreas exploradas pela mineração e metais pesados na Paraíba (RÉ, 2007), revegetação de áreas mineradas no Rio de Janeiro (PEREIRA; QUEIROZ; NUNES, 2007), Minas Gerais (RIBAS et al., 2012), ambientes que sofreram fragmentação florestal (CARVALHO; VASCONCELOS, 1999), efeitos da mudança do uso (CHEN et al., 2011; NEVES et al., 2012) e intensificação de uso da terra (BRAGA, 2013; KORASAKI, 2010; MUJEEB RAHMAN et al., 2012; TEODORO et al., 2011).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Descrição das áreas

A área de estudo está localizada no município de Benjamin Constant, noroeste da Amazônia, na tríplice fronteira entre o Brasil, Colômbia e Peru, com coordenadas geográficas 4°21' e 4°26' Sul e 69°36' e 70°01' Oeste. As áreas incluem as comunidades de Guanabara II, Nova Aliança e a cidade de Benjamin Constant, situada a, aproximadamente, 1.100 km a oeste de Manaus, no Alto do Rio Solimões. A região é ocupada pelas comunidades indígenas das etnias Ticunas e Cocamas, há 22 anos, que praticam a agricultura de pequena escala (*shifting cultivation*), sistema agroflorestal e extração vegetal. Esses sistemas se apresentam em um mosaico de cultivos agrícolas, florestas primárias e secundárias, sem uso de fertilizantes, corretivos ou produtos fitossanitários (FIDALGO et al., 2005).

O clima da região é úmido a superúmido af (Köppen), sem uma estação seca e com temperatura média anual e precipitação de 25,7°C e 2.562 mm, respectivamente. A precipitação nos meses secos é superior a 100 mm, e os picos de chuva ocorrem de dezembro a abril.

Grids quadrados foram definidos em cada um desses três sítios. Os grids 01 e 02 foram localizados na Guanabara II, os grids 03 e 04 em Nova Aliança e o grid 05, na cidade de Benjamin Constant. Cada um dos cinco grids foi dividido em quatro transectos, com quatro pontos de amostragem cada, a distância comum entre cada ponto de 100 m, totalizando 16 pontos por grid, sendo alguns pontos localizados no meio de dois pontos já marcados. Em cada um dos 16 pontos foram coletadas três amostras de 1 m² de serapilheira, distantes 2 m entre cada uma (Figura 1).

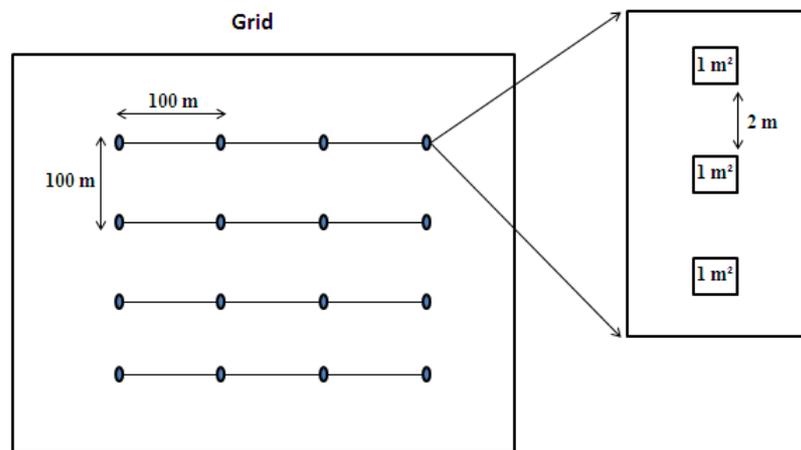


Figura 1 Grid de coletas que foi estabelecido em cinco sistemas de uso da terra. Utilizando a metodologia de Winkler, na cidade de Benjamim Constant, AM, Brasil.

As amostras foram coletadas em cinco sistemas de uso da terra, constituindo um gradiente de intensidade de uso da terra: floresta primária, floresta secundária em estado avançado de regeneração (floresta secundária antiga), floresta secundária em estado inicial de regeneração (floresta secundária nova), agricultura e pastagem (Tabela 1) (Figura 2).

Tabela 1 Caracterização e número de pontos coletados em cinco sistemas de uso da terra, utilizando duas metodologias, nas três áreas do município de Benjamin Constant, AM, Brasil.

Sistema de uso da terra	Caracterização	Pontos amostrados
Floresta primária	Vegetação primária de floresta Amazônica de terra firme, sem ocorrência de desflorestamento ou retirada de material lenhoso.	16
Floresta secundária antiga	Vegetação secundária resultante de floresta Amazônica de terra firme após cinco anos de regeneração.	16
Floresta secundária nova	Vegetação secundária resultante de floresta Amazônica de terra firme com até cinco anos de regeneração.	16
Agricultura	Sistema de cultivo misto, com culturas anuais ou semiperenes, onde a mandioca, milho e banana são predominantes.	16
Pastagem	Área destinada à produção animal, coberta por gramíneas, com predominância de capim imperial <i>Axonopus scoparius</i> (Flügge) Kuhl.	16

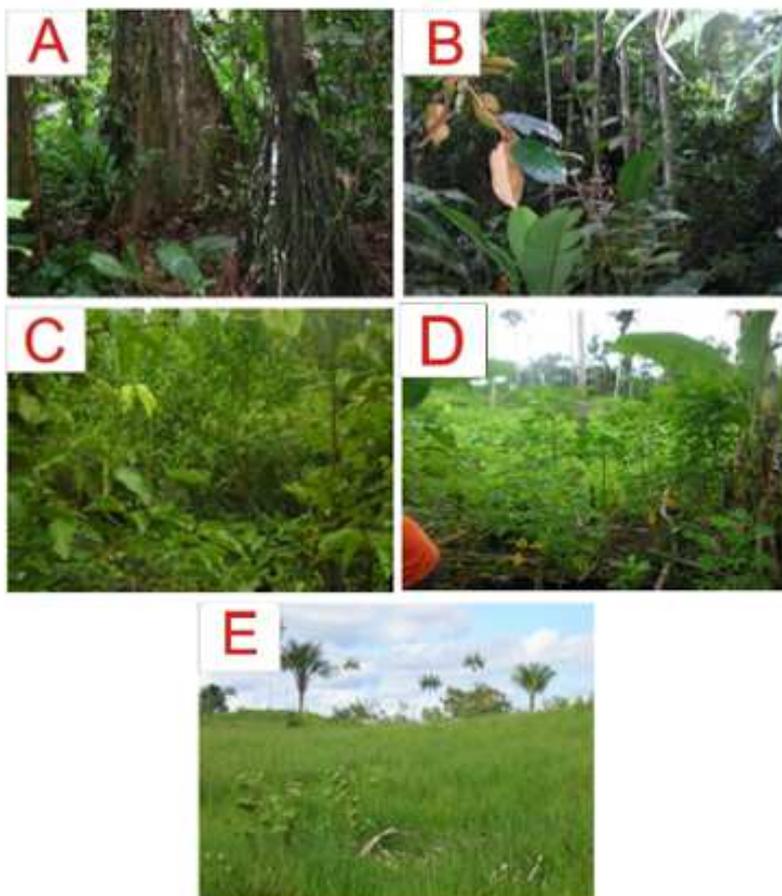


Figura 2 Sistemas de uso da terra, amostrados em Benjamin Constant, AM, Brasil. Floresta primária (A), floresta secundária antiga (B), floresta secundária nova (C), Agricultura (D), Pastagem (E). Fonte: Korasaki (2010).

3.2 Coleta de formigas

As formigas foram coletadas utilizando-se a metodologia de extração de Winkler, descrita por Bestelmeyer et al. (2000). As amostras foram peneiradas e locadas no extrator, por 72 horas, para a extração das formigas (Figura 3).



Figura 3 Metodologia de Winkler utilizada para a captura de formigas em Benjamin Constant, AM, Brasil. Metro quadrado com serapilheira (A), início da raspagem da serapilheira (B), inserção do material na peneira (C), solo rapado (D), peneiração (E), armazenamento da serapilheira peneirada em saco de transporte (F), saco de tela com o material peneirado dentro do extrator (G), extratores de Winkler pendurados no varal (H). Fonte: Korasaki (2010).

As coletas foram realizadas na estação de chuva, de março a abril de 2008. Após a extração, as amostras foram acondicionadas em saco plástico, com os dados de procedência e levados ao Laboratório de Entomologia Florestal da Universidade Federal de Lavras. No laboratório, cada amostra foi triada, as formigas foram montadas em alfinetes entomológicos e as espécies foram identificadas, por meio de chaves de identificação (BOLTON, 2003), até o nível de gênero, e morfoespeciadas dentro de cada gênero.

3.3 Análise de dados

Para comparar graficamente os padrões de riqueza de espécies nos diferentes tipos de uso da terra e verificar o esforço amostral realizado em cada um deles, foi utilizada a curva de acumulação de espécies em função da frequência de indivíduos capturados. As curvas de acumulação foram obtidas utilizando-se o programa EstimateS 8.0 (COLWELL, 2010).

Para se verificar o efeito do uso da terra sobre a riqueza, foram utilizados modelos lineares generalizados, tendo a riqueza como variável resposta e os diferentes sistemas de uso da terra como variável determinante. Para avaliar possíveis diferenças na riqueza entre os diferentes sistemas, foi efetuado um teste de contraste de médias. Essas análises foram realizadas com o auxílio do software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2008).

Uma análise “nonmetric multidimensional scaling” (NMDS) foi utilizada para verificar as diferenças na composição da comunidade de formigas em cada um dos sistemas de uso da terra. A ordenação foi feita utilizando-se dados de presença e ausência standardizados, como indicadores da importância da espécie em cada sistema de uso e empregando-se o índice de Jaccard, como medida de similaridade entre os pontos. Diferenças estatísticas na composição de espécies entre os diferentes sistemas de uso da terra foram medidas por meio

da análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA), por comparações múltiplas pareadas. Foi utilizada, também, a dispersão multivariada (PERMDISP) para testar a homogeneidade da variância dos valores de dispersão entre os sistemas. Essas análises foram realizadas utilizando-se o software Primer v.6 com PERMANOVA + (CLARKE; GORLEY, 2006).

4 RESULTADOS

4.1 Fauna de formigas

Foram coletadas 189 espécies de formigas, distribuídas em 9 subfamílias e 45 gêneros. As subfamílias com maior número de espécies foram Myrmicinae, com 109 espécies; Ponerinae, com 26 espécies e Formicinae, com 19 espécies. Os gêneros com maior número de espécies encontradas foram *Pheidole*, com 37 espécies; *Solenopsis*, com 15 espécies e *Cyphomyrmex*, com 11 espécies. A floresta primária foi o sistema de uso da terra que apresentou o maior número de espécies, 93, seguido da floresta secundária antiga, com 74 espécies; floresta secundária nova, com 69 espécies; agricultura, com 35 espécies e pastagem, com 30 espécies (Tabela 2).

Tabela 2 Frequência de espécies da família Formicidae em cinco sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM. FP = floresta primária, FSA = floresta secundária antiga, FSN = floresta secundária nova, AG = agricultura, PA = pastagem.

Espécies	Sistema de uso				
	FP	FSA	FSN	AG	PA
Subfamília Amblyoponinae	-	-	-	-	-
<i>Prionopelva</i> sp1	1	-	-	-	-
<i>Prionopelva</i> sp2	2	-	-	-	-
Subfamília Cerapachyinae	-	-	-	-	-
<i>Acanthostichus</i> sp1	1	-	-	-	-
Subfamília Dolichoderinae	-	-	-	-	-
<i>Dolichoderus</i> sp1	-	1	-	-	-
<i>Dolichoderus</i> sp2	-	-	1	-	-
<i>Dorymyrmex</i> sp1	-	-	-	1	-
<i>Dorymyrmex</i> sp2	-	-	-	1	-
<i>Linepthema</i> sp1	-	3	3	-	7
<i>Linepthema</i> sp2	-	-	1	-	-
<i>Linepthema</i> sp3	-	-	1	-	-

Tabela 2, continua

Espécies	Sistema de uso				
	FP	FSA	FSN	AG	PA
<i>Linepthema</i> sp4	-	-	1	-	-
<i>Linepthema</i> sp5	-	-	1	-	-
Subfamília Ecitoninae	-	-	-	-	-
<i>Cheliomyrmex</i> sp1	-	-	-	-	1
<i>Eciton</i> sp1	-	1	-	-	-
<i>Eciton</i> sp2	-	2	1	-	-
<i>Labidus</i> sp1	-	2	-	-	1
<i>Labidus</i> sp2	-	-	1	4	-
<i>Labidus</i> sp3	-	-	1	-	-
Subfamília Ectatomminae	-	-	-	-	-
<i>Ectatomma</i> sp1	-	3	-	-	-
<i>Ectatomma</i> sp2	1	-	11	19	6
<i>Ectatomma</i> sp3	-	-	1	-	-
<i>Gnamptogenys</i> sp1	1	-	8	-	-
<i>Gnamptogenys</i> sp2	-	1	1	-	-
<i>Gnamptogenys</i> sp3	2	-	-	-	-
<i>Gnamptogenys</i> sp4	3	4	-	-	-
Subfamília Formicinae	-	-	-	-	-
<i>Acropiga</i> sp1	1	-	-	-	-
<i>Acropiga</i> sp2	2	-	-	-	-
<i>Brachymyrmex</i> sp1	-	-	3	1	-
<i>Brachymyrmex</i> sp3	1	-	-	-	-
<i>Brachymyrmex</i> sp4	1	1	1	1	-
<i>Brachymyrmex</i> sp5	-	-	-	2	1
<i>Brachymyrmex</i> sp6	-	-	-	1	-
<i>Camponotus</i> sp1	-	-	3	-	-
<i>Camponotus</i> sp2	-	-	6	-	-
<i>Camponotus</i> sp3	-	1	1	-	-
<i>Camponotus</i> sp4	-	1	-	-	-
<i>Camponotus</i> sp5	-	3	-	-	-
<i>Camponotus</i> sp6	-	2	-	-	-
<i>Camponotus</i> sp7	-	1	-	-	-
<i>Nylanderia</i> sp1	3	-	1	8	-
<i>Nylanderia</i> sp2	12	4	-	-	-
<i>Nylanderia</i> sp3	19	5	21	4	1
<i>Nylanderia</i> sp4	-	-	-	2	-
<i>Nylanderia</i> sp5	-	5	-	-	-

Tabela 2, continua

Espécies	Sistema de uso				
	FP	FSA	FSN	AG	PA
Subfamília Myrmicinae	-	-	-	-	-
<i>Acanthognathus</i> sp1	27	16	11	-	-
<i>Apterostigma</i> sp1	-	3	2	-	-
<i>Apterostigma</i> sp2	-	1	-	-	-
<i>Apterostigma</i> sp3	-	1	-	-	-
<i>Apterostigma</i> sp4	4	-	-	-	-
<i>Apterostigma</i> sp5	3	-	-	-	-
<i>Atta</i> sp1	-	-	1	-	-
<i>Blepharidatta</i> sp1	1	1	7	-	-
<i>Blepharidatta</i> sp2	-	1	-	-	-
<i>Carebara</i> sp1	-	-	1	-	-
<i>Cephalotes</i> sp1	-	1	-	-	-
<i>Cyphomyrmex</i> sp1	-	7	-	9	-
<i>Cyphomyrmex</i> sp2	-	2	3	26	23
<i>Cyphomyrmex</i> sp3	-	1	-	-	-
<i>Cyphomyrmex</i> sp4	-	8	-	-	-
<i>Cyphomyrmex</i> sp5	9	-	-	-	-
<i>Cyphomyrmex</i> sp6	-	7	-	-	-
<i>Cyphomyrmex</i> sp7	-	-	-	-	1
<i>Cyphomyrmex</i> sp8	7	-	1	-	-
<i>Cyphomyrmex</i> sp9	-	-	3	-	-
<i>Cyphomyrmex</i> sp10	-	-	1	-	-
<i>Cyphomyrmex</i> sp11	1	-	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp1	1	-	1	-	12
<i>Crematogaster</i> sp2	15	-	14	1	-
<i>Crematogaster</i> sp3	-	1	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp4	-	15	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp5	-	2	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp6	-	1	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp7	-	3	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp8	-	1	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp9	-	-	1	-	-
<i>Hylamirra</i> sp1	2	-	-	-	-
<i>Hylamirra</i> sp2	-	3	-	-	-
<i>Hylamirra</i> sp3	1	-	-	-	-
<i>Hylamirra</i> sp4	-	1	-	-	-
<i>Leptotorax</i> sp1	-	5	2	3	-

Tabela 2, continua

Espécies	Sistema de uso				
	FP	FSA	FSN	AG	PA
<i>Megalomyrmex</i> sp1	-	-	-	-	2
<i>Mycocepurus</i> sp1	-	-	1	-	-
<i>Myrmecocrypta</i> sp1	2	-	1	-	-
<i>Ochetomyrmex</i> sp1	6	-	-	-	-
<i>Ochetomyrmex</i> sp2	-	19	-	-	-
<i>Octostruma</i> sp1	3	3	6	-	-
<i>Octostruma</i> sp2	53	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp1	32	1	3	1	-
<i>Pheidole</i> sp2	9	94	32	-	-
<i>Pheidole</i> sp3	1	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp4	15	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp5	1	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp6	1	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp7	1	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp8	9	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp9	3	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp10	2	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp11	2	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp12	1	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp13	1	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp15	-	3	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp16	1	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp17	1	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp18	1	1	-	-	1
<i>Pheidole</i> sp19	1	1	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp20	9	1	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp21	2	1	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp22	3	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp23	1	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp24	5	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp25	5	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp26	3	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp27	3	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp28	-	-	5	1	-
<i>Pheidole</i> sp29	-	-	-	1	-
<i>Pheidole</i> sp30	-	1	21	3	4
<i>Pheidole</i> sp31	-	-	-	1	-

Tabela 2, continua

Espécies	Sistema de uso				
	FP	FSA	FSN	AG	PA
<i>Pheidole</i> sp32	-	1	1	-	-
<i>Pheidole</i> sp33	-	2	-	1	-
<i>Pheidole</i> sp34	2	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp35	-	-	-	-	12
<i>Pheidole</i> sp36	-	2	-	-	1
<i>Pheidole</i> sp37	6	-	1	-	-
<i>Pheidole</i> sp41	-	-	6	-	-
<i>Pyramica</i> sp1	1	-	-	-	-
<i>Rogeria</i> sp1	-	-	-	-	-
<i>Serycomymex</i> sp1	2	1	-	-	-
<i>Solenopsis</i> sp1	9	7	26	38	-
<i>Solenopsis</i> sp2	22	8	14	6	6
<i>Solenopsis</i> sp3	3	5	-	-	-
<i>Solenopsis</i> sp4	5	-	-	-	-
<i>Solenopsis</i> sp5	17	-	-	-	-
<i>Solenopsis</i> sp6	26	-	-	-	-
<i>Solenopsis</i> sp7	7	4	5	-	-
<i>Solenopsis</i> sp8	-	-	2	-	-
<i>Solenopsis</i> sp9	1	-	-	-	28
<i>Solenopsis</i> sp10	-	-	-	-	43
<i>Solenopsis</i> sp11	-	-	4	-	-
<i>Solenopsis</i> sp12	-	-	1	-	-
<i>Solenopsis</i> sp13	-	-	1	-	-
<i>Solenopsis</i> sp14	-	-	-	9	1
<i>Solenopsis</i> sp15	-	-	-	8	6
<i>Strumigenys</i> sp1	1	2	17	17	18
<i>Strumigenys</i> sp2	-	25	3	-	-
<i>Strumigenys</i> sp3	4	-	-	-	1
<i>Strumigenys</i> sp4	1	1	13	-	-
<i>talaridris</i> sp1	-	1	-	-	-
<i>Trachymirmex</i> sp1	2	-	-	-	-
<i>Trachymirmex</i> sp2	1	-	-	-	-
<i>Trachymirmex</i> sp3	1	-	-	-	-
<i>Wasmania</i> sp1	3	1	36	15	9
<i>Wasmania</i> sp2	1	-	1	3	1
<i>Wasmania</i> sp3	-	-	-	1	-

Tabela 2, conclusão

Espécies	Sistema de uso				
	FP	FSA	FSN	AG	PA
Subfamília Proceratinae	-	-	-	-	-
<i>Discothyrea</i> sp1	1	-	-	-	-
<i>Discothyrea</i> sp2	-	-	7	-	-
Subfamília Ponerinae	-	-	-	-	-
<i>Anochetus</i> sp1	7	-	-	-	-
<i>Anochetus</i> sp2	1	-	-	-	-
<i>Hypoponera</i> sp1	4	6	2	1	9
<i>Hypoponera</i> sp2	21	3	3	11	2
<i>Hypoponera</i> sp3	1	-	-	-	-
<i>Hypoponera</i> sp4	1	-	4	-	-
<i>Hypoponera</i> sp5	1	3	-	-	2
<i>Hypoponera</i> sp6	1	1	3	6	-
<i>Hypoponera</i> sp7	1	11	6	-	-
<i>Hypoponera</i> sp8	-	3	-	-	-
<i>Hypoponera</i> sp9	-	11	-	-	1
<i>Hypoponera</i> sp10	-	3	-	-	-
<i>Leptogenis</i> sp1	1	-	-	-	-
<i>Leptogenis</i> sp2	1	-	-	-	-
<i>Leptogenis</i> sp3	-	-	3	-	-
<i>Leptogenis</i> sp4	1	-	2	-	-
<i>Odontomachus</i> sp1	17	-	7	-	1
<i>Odontomachus</i> sp2	-	4	8	1	4
<i>Odontomachus</i> sp3	5	-	-	-	-
<i>Odontomachus</i> sp4	-	-	2	-	-
<i>Pachycondyla</i> sp1	4	3	1	-	-
<i>Pachycondyla</i> sp2	11	11	11	-	-
<i>Pachycondyla</i> sp3	1	2	1	2	1
<i>Pachycondyla</i> sp4	1	-	-	-	-
<i>Pachycondyla</i> sp5	-	1	-	-	-
<i>Thaumatomyrmex</i> sp1	-	-	-	4	-
Total de espécies	93	74	69	35	30

Espécies da subfamília Amblyoponinae e Cerapachynae só ocorreram no sistema de uso floresta primária. A subfamília Proceratinae apresentou duas

espécies de um único gênero, *Discothyrea* sp1 e *Discothyrea* sp2, que foram exclusivas de sistemas florestais (floresta primária e secundária). Os sistemas com maior intensidade de uso da terra, agricultura e pastagem apresentaram maior número de espécies das subfamílias Myrmicinae, Ponerinae e Formicinae (Tabela 3).

Tabela 3 Totais de espécies de formigas coletadas por subfamília em cinco sistemas de uso da terra: FP = floresta primária FSA= floresta secundária antiga, FSN= floresta secundária nova, AG= agricultura e PA= pastagem.

Subfamília	Sistema de uso da terra				
	FP	FSV	FSN	AG	PA
Subfamília Amblyoponinae	2	0	0	0	0
Subfamília Cerapachyinae	1	0	0	0	0
Subfamília Dolichoderinae	0	2	6	2	1
Subfamília Ecitoninae	0	3	3	1	2
Subfamília Ectatomminae	4	3	4	1	1
Subfamília Formicinae	7	9	7	7	2
Subfamília Myrmicinae	60	44	35	18	17
Subfamília Proceratinae	1	0	1	0	0
Subfamília Ponerinae	18	13	13	6	7
Total	93	74	69	35	30

4.2 Padrões de riqueza

A floresta primária apresentou a maior riqueza de espécies, seguida pela floresta secundária nova e antiga, que apresentaram nível intermediário de riqueza, e os sistemas mais intensos agricultura e pastagem apresentaram o menor número de espécies de formigas (Figura 4).

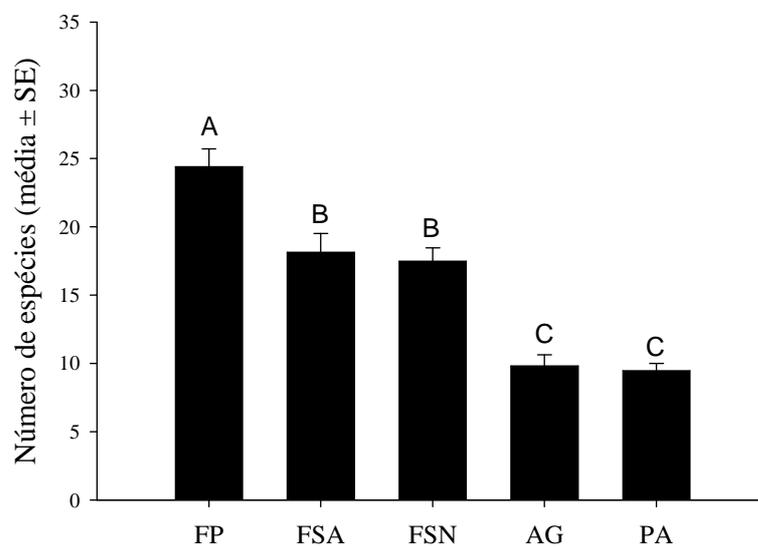


Figura 4 Número de espécies (média + SE) de formicídeos coletados com metodologia de Winkler, em cinco sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil. Letras iguais dentro de cada sistema não apresentam diferença significativa, pela análise de contraste ($p < 0,05$). FP = floresta primária FSA = floresta secundária antiga, FSN = floresta secundária nova, AG = agricultura e PA = pastagem.

A curva de acumulação de espécies baseada no número de indivíduos foi maior para a floresta primária e a floresta secundária nova e antiga. Nenhuma das curvas alcançou a assíntota e elas não demonstraram uma tendência à estabilização (Figura 5).

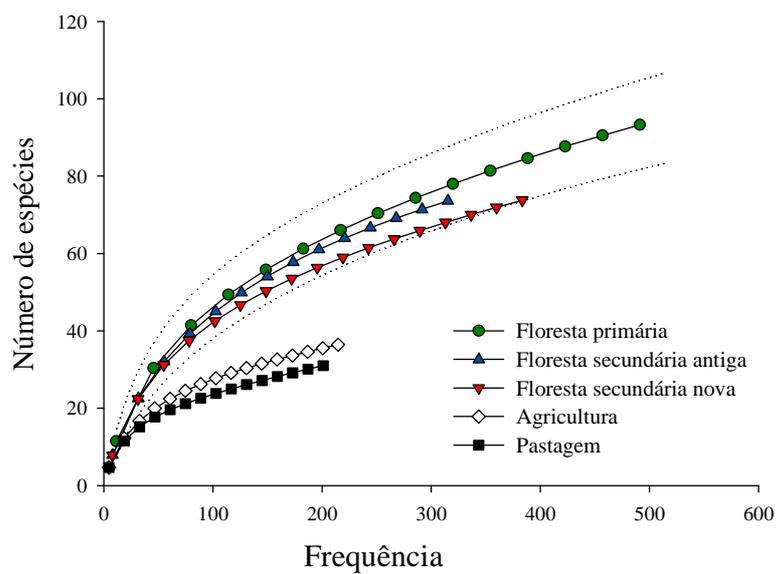


Figura 5 Curva de acumulação de espécies de formicídeos coletadas com a metodologia de Winkler, em cinco sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil. Linha pontilhada indica o intervalo de confiança (95%).

4.3 Composição de espécies

Os resultados mostraram a formação de cinco grupos distintos, de acordo com o gráfico de ordenação “Nonmetric multidimensional scaling” (NMDS) (Figura 6).

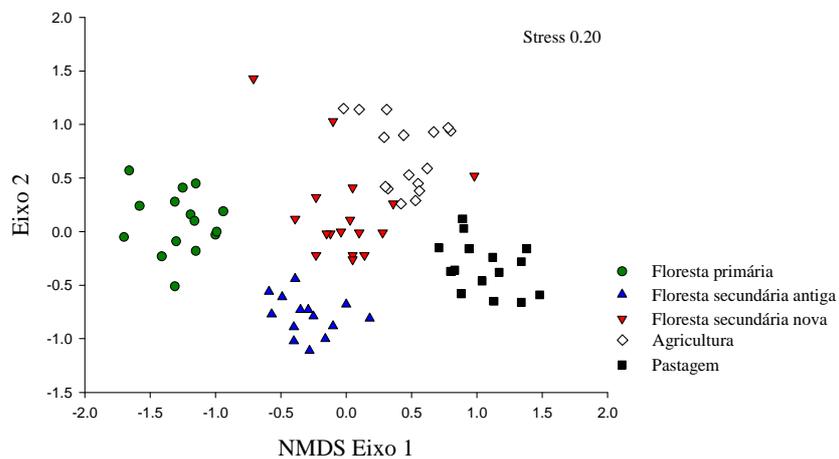


Figura 6 “Nonmetric multidimensional scaling” (NMDS), segundo a presença e a ausência para a comunidade de formicídeos coletados com metodologia de Winkler, em cinco sistemas de uso da terra. Benjamin Constant, AM, Brasil.

A dispersão multivariada da composição das formigas apresentou diferença entre os sistemas de uso da terra ($F: 4.0174; p = 0.02$), tendo todos os sistemas se diferenciado da pastagem, que apresentou um menor valor de dispersão (Tabela 4).

Tabela 4 Valores do teste pareado PERMANOVA e PERMDISP para examinar diferenças na composição de espécies e na dispersão multivariada dos pontos, respectivamente, entre cinco sistemas de uso da terra na floresta amazônica. FP = floresta primária FSA = floresta secundária antiga, FSN = floresta secundária nova, AG = agricultura e PA= pastagem.

Sistema de uso da terra	PERMANOVA		PERMDISP	
	T	P	t	P
AG, FSN	2,6514	0,001	1,4282	0,2150
AG, FSA	3,0896	0,001	1,2070	0,2460
AG, FP	3,7379	0,001	0,2157	0,8230
AG, PA	3,4813	0,001	1,9578	0,0680*
FSN, FSA	2,4206	0,001	0,4414	0,6970
FSN, FP	3,1070	0,001	1,3669	0,2530
FSN, PA	3,2335	0,001	3,2066	0,0050*
FSA, FP	3,0368	0,001	1,2181	0,2690
FSA, PA	3,5829	0,001	3,3339	0,0050*
FP, PA	4,1977	0,001	2,4174	0,0310*

5 DISCUSSÃO

5.1 Fauna de formigas

O número total de espécies de formigas encontradas é considerado alto e corrobora resultados de outros trabalhos com formicídeos na floresta Amazônica (BACCARO et al., 2012; KORASAKI, 2010; MAJER; DELABIE, 1994). A riqueza encontrada pode ser justificada pelo baixo nível de antropização da área, pois se trata de uma região de difícil acesso, ocupada por tribos indígenas das etnias Ticumas e Cocamas, que praticam a agricultura de pequena escala sem uso de fertilizantes, corretivos ou produtos fitossanitários (FIDALGO et al., 2005), em meio a florestas primárias e secundárias.

Dentre as 189 espécies de formigas amostradas, a subfamília Myrmicinae e o gênero *Pheidole* foram os mais comuns, os quais são a subfamília e o gênero com maior diversidade de espécies na região tropical (PIE; TRANIELLO, 2007), inclusive em estudos que utilizam formigas como indicadores da qualidade ambiental (SCHIMIDT; RIBAS; SCHOEREDER, 2013). As formigas dessa subfamília e gênero têm grande diversidade de hábitos e dietas, e são capazes de ocupar diversos locais, tanto perturbados como preservados.

A subfamília Amblyoponinae só ocorreu na floresta primária. Dentro desta subfamília foram coletadas formigas somente do gênero *Prionopelta*, que são, principalmente, predadoras especializadas de pequenos artrópodes. Colônias deste gênero ocorrem, normalmente, em habitats florestais úmidos, nidificam em fragmentos de madeira morta na serapilheira ou sob pedras, fato que pode justificar sua presença somente no sistema preservado (BOLTON, 2003; BROWN JR., 1960).

A subfamília Cerapachyinae apresentou somente uma espécie, *Acanthostichus* sp1, que também foi exclusiva da área de floresta primária. As espécies desta subfamília são, geralmente, predadoras especialistas de outras formigas, e são mais prevalentes nas florestas tropicais (BOLTON, 1995).

Formigas da subfamília Proceratinae foram coletadas somente em sistemas florestais (floresta primária e secundária nova). Dentro desta subfamília foram coletadas somente formigas do gênero *Discothyrea*, que compreendem predadoras especialistas de ovos de outros artrópodes. Além disso, por serem de tamanho reduzido, apresentam hábitos criptobióticos e, frequentemente, são encontradas na serapilheira (BROWN JR., 1958).

Os sistemas pastagem e agricultura apresentaram mais espécies das subfamílias Myrmicinae, 51% e 56% do total de espécies, respectivamente, para cada sistema de uso da terra. A subfamília Myrmicinae é a que apresenta maior diversidade de espécies nas florestas tropicais, com formigas de diversos hábitos e dietas (BOLTON, 2003), fato que justifica o maior número de espécies de formigas desta subfamília nestas áreas, com poucos recursos e com alto grau de perturbação.

5.2 Padrões de riqueza

A curva de acumulação de espécies indicou que floresta primária, floresta secundária nova e floresta secundária antiga tiveram maior número de espécies, embora não tenham atingido a assíntota. O maior número de espécies nestas áreas pode ser justificado pela maior diversidade de micro-habitats e maior complexidade da vegetação (MAGURRAM, 1988). Estas características, bem como a diversidade de serapilheira, representam habitats mais heterogêneos e melhores condições para formigas que forrageiam acima do solo (CAMPOS; SCHOEREDER; SPERBER, 2007; COSTA et al., 2011). Além disso, a maior

diversidade estrutural da vegetação contribui para a maior diversidade de recursos e a maior riqueza de formigas (LASSAU; HOCHULI, 2005). Segundo Evans, James e Gaston (2006), a relação positiva entre a disponibilidade de recursos e a riqueza de espécies é um dos padrões mais consistentes em ecologia.

A riqueza de formigas das áreas de pastagem e agricultura não apresentou diferenças significativas. A riqueza desses sistemas pode ser justificada pelas consequências da simplificação da paisagem, como diminuição da diversidade estrutural da vegetação, baixa diversidade de recursos, aumento da competição entre espécies (ANDERSEN, 2008) e perda de micro-habitats (SOARES; MARINHO; DELLA LUCIA, 1998). Segundo Bruhl, Eltz e Linsenmair (2003), a perda da diversidade da fauna de formigas nos trópicos é uma das principais consequências da simplificação da estrutura da paisagem, pois a maioria dos seus táxons ocupa nichos mais específicos (LOPES et al., 2010; PACHECO et al., 2009). Outras explicações para a baixa riqueza encontrada nas áreas utilizadas pela agricultura é que elas estão sujeitas a práticas como capina e remoção de serapilheira, e áreas ocupadas por pastagens são submetidas ao pisoteio de animais, e podem influenciar negativamente a riqueza de formigas.

As riquezas de espécies encontradas na floresta secundária antiga e nova não se diferenciaram significativamente. A semelhança na riqueza entre estágios intermediários e tardios de recuperação é habitualmente encontrada na literatura (COELHO et al., 2009; SILVA; ESPÍRITO-SANTO; MELO, 2012) e pode se justificar pela similaridade de recursos disponíveis nestas áreas.

5.3 Composição de espécies

A análise de composição de espécies foi consistente na compreensão das mudanças do uso da terra. Houve cinco grupos claramente formados e todos os sistemas foram diferentes segundo a análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA). O sistema mais preservado (floresta primária) e os sistemas com maiores intensidades de uso (pastagem e agricultura) foram observados em posições extremas do gráfico de ordenação “NMDS”. Os sistemas com intensidade de uso intermediário (floresta secundária antiga, floresta secundária nova) foram observados em posição intermediária. Este comportamento da composição de espécies está de acordo com Warwick e Clarke (1993), segundo os quais a variância dos pontos relativos à composição de espécies de uma comunidade é influenciada positivamente pelo impacto ambiental. No caso deste estudo, a composição de espécies dos diferentes sistemas foi influenciada pelo gradiente de intensidade de uso da terra.

A composição de espécies do sistema de uso floresta primária está localizada na porção esquerda do mapa de ordenação “NMDS”, evidenciando a alta frequência de várias espécies tipicamente florestais. A pastagem está separada dos demais sistemas de uso na porção direita inferior do mapa de ordenação, evidenciando elevada redução na frequência de espécies que normalmente são frequentes nos sistemas florestais. Por apresentar características similares de estrutura da vegetação e similaridade de condições de habitat e recursos, as composições de formigas na floresta secundária antiga e na nova não se distanciaram da encontrada na floresta primária.

A composição de espécies do sistema agricultura não se distanciou das composições da floresta secundária nova e antiga, de acordo com o gráfico de ordenação “NMDS”. Esta área caracteriza-se por ser um misto de culturas perenes e semiperenes, com predominância de banana, mandioca e milho. Este

mosaico de diferentes culturas promove uma diversidade de condições de micro-habitats que pode aproximar os pontos da composição de espécies do sistema agricultura da composição de espécies da floresta secundária antiga e nova. Essa forma diversificada de cultivo aumenta a variabilidade das distâncias entre os pontos que conformam a composição de espécies deste sistema (PERMDISP), o que pode justificar a não significância na análise multivariada das distâncias entre os pontos que formam a composição de espécies do sistema agricultura, quando comparado com os demais sistemas.

O resultado do valor da análise de dispersão multivariada (PERMDISP) diferiu significativamente em todas as situações onde foram comparados os demais sistemas de uso da terra com a pastagem. Dentro do sistema pastagem há uma homogeneidade na diversidade de micro-habitats e recursos para as formigas que justifica a menor variância entre os pontos, formando uma composição menos complexa devido à paisagem simplificada.

A maior variância das distâncias entre os pontos da composição de formigas da floresta primária, secundária antiga e nova pode ter ocorrido devido à variabilidade de recursos e micro-habitats dentro dessas áreas.

A mudança no padrão da composição de espécies nos diferentes sistemas de uso da terra corrobora os relatos de Neves et al. (2010), segundo os quais a composição da comunidade pode ser melhor do que a riqueza para inferir sobre a qualidade do hábitat em florestas tropicais.

5.4 A conservação da biodiversidade em paisagens modificadas

Muitas espécies foram coletadas devido a trocas de espécies entre os diferentes sistemas de uso da terra, a floresta primária e a secundária antiga e nova, fato que já foi relatado por Halffter et al. (2007). Portanto, as cinco

paisagens estudadas desempenham importante papel para a diversidade de espécies em nível regional.

Sistemas como a agricultura podem suportar uma fauna totalmente diferente da floresta primária (ESCOBAR, 2004) e contribuem para uma composição de espécies diferente. O sistema de cultivo em mosaico também pode contribuir para a chegada de espécies transitórias que são de floresta e conseguem tolerar condições ambientais adversas (AVENDAÑO- MENDOZA et al., 2005).

Florestas secundárias são relatadas por apresentar mudanças na composição de diferentes populações de animais (DEWALT; MALIAKAL; DENSLOW, 2003) e menos espécies que florestas primárias (BOONROTPONG; SOTTHIBANDHU; PHOLPUNTHIN, 2004). No entanto, o valor dessas florestas secundárias precisa ser mais bem compreendido, visto que a remoção da cobertura vegetal é uma das principais causas da perda da diversidade em florestas tropicais. Além disto, a manutenção dessas florestas secundárias em meio a mosaicos agrícolas pode ser importante, em casos de corte e queima de material vegetal, funcionando como refúgio para algumas espécies. A atual preocupação com o uso sustentável da terra vem se tornando evidente em muitos trabalhos (BRAGA, 2013; KORASAKI, 2010; NYEKO, 2009; SHAHABUDDIN; TSCHARNTKE, 2005) e os resultados deste trabalho elevam a importância das florestas secundárias em relação à conservação da biodiversidade.

6 CONCLUSÃO

O aumento da intensidade de uso da terra em consequência da implantação de áreas agrícolas e de pastagem resulta em paisagens simplificadas, com poucos recursos e micro-habitas, influenciando negativamente a riqueza de formigas.

A riqueza de formigas pode ser um parâmetro importante para a avaliação dos danos causados pelo aumento da intensidade de uso da terra na floresta amazônica.

A composição de espécies foi diferente em todos os sistemas de uso da terra estudados e foi influenciada pela maior diversidade de hábitat e recursos, características de sistemas de uso da terra mais preservados, como a floresta primária e as florestas secundárias.

A composição de espécies de formigas foi um parâmetro mais adequado para mensurar os danos causados pela mudança de hábitat, pois é mais sensível a mudanças menos bruscas de condições de hábitat, indicando tendências.

REFERÊNCIAS

- ALENCAR, A. et al. **Desmatamento na Amazônia**: indo além da emergência crônica. Manaus: Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia, 2004. 89 p.
- ALMEIDA, W.; WIRTH, R.; LEAL, I. R. Edge-mediated reduction of phorid parasitism on leaf-cutting ants in a Brazilian Atlantic forest. **Entomologia Experimentalis et Applicata**, Dordrecht, v. 129, n. 3, p. 251-257, Dec. 2008.
- ALONSO, L. E.; AGOSTI, D. Biodiversity studies, monitoring, and ants: an overview. In: AGOSTI, D. et al. (Ed.). **Ants standard methods for measuring and monitoring biodiversity**. Washington: Smithsonian Institution, 2000. p. 1-8.
- ALVES, F. S. M.; FISCH, G. I.; VENDRAME, I. F. Modificação do microclima e regime hidrológico devido ao desmatamento na Amazônia: estudo de um caso em Rondônia (RO), Brasil. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 29, n. 3, p. 395-409, 1999.
- ANDERSEN, A. N. Not enough niches: Non-equilibrial processes promoting species coexistence in diverse ant communities. **Austral Ecology**, Carlton, v. 33, n. 2, p. 211-220, Apr. 2008.
- ANDERSEN, A. N. The use of ant communities change in Australian terrestrial ecosystems: a review and a recipe. **Proceedings of the Ecological Society of Australia**, [s.l.], v. 16, p. 347-357, 1990.
- ARMBRECHT, I.; PERFECTO, I. Litter-twig dwelling ant species richness and predation potential within a forest fragment and neighboring coffee plantations of contrasting habitat quality in México. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 97, n. 1-3, p. 107-115, July 2003.

AVENDAÑO-MENDOZA, C. et al. Dung beetle community (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) in a tropical landscape at the Lachua region, Guatemala. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 14, n. 4, p. 801-822, Springer 2005.

BACCARO, B. F. et al. Limited effects of dominant ants on assemblage species richness in three Amazon forests. **Ecological Entomology**, London, v. 37, n. 1, p. 1-12, Feb. 2012.

BALMFORD, A.; GREEN, R. E.; SCHARLEMANN, J. P. W. Sparing land for nature: exploring the potential impact of changes in agricultural yield on the area needed for crop production. **Global Change Biology**, Oxford, v. 11, n. 10, p. 1594-1605, Oct. 2005.

BENTON, T. G.; VICKERY, J. A.; WILSON, J. D. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 18, n. 4, p. 182-188, Apr. 2003.

BESTELMEYER, B. T. et al. Soil microarthropods of a rubber plantation and a natural forest. **Environmental & Ecology**, [s.l.], v. 32, n. 2, p. 143-147, 2000.

BOLTON, B. **Synopsis and classification of Formicidae**. Gainesville: The American Entomological Institute, 2003. 370 p.

BOLTON, B. A taxonomic and zoogeographical census of the extant ant taxa (Hymenoptera: Formicidae). **Journal of Natural History**, London, v. 29, n. 4, p. 1037-1056, 1995.

BOONROTPONG, S.; SOTTHIBANDHU, S.; PHOLPUNTHIN, C. Species composition of dung beetles in the primary and secondary forests at Ton Nga Chang wildlife sanctuary. **ScienceAsia**, [s.l.], v. 30, n. 1, p. 59-65, 2004.

BRAGA, D. L. **Múltiplos usos da paisagem na Amazônia oriental afetam a comunidade de formigas?** 2013. 91 p. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2013.

BROWN JR., W. L. Contributions toward a reclassification of the Formicidae. II Tribe Ectatommini. **Bulletin of the Museum of Comparative Zoology**, Cambridge, v. 118, 175-362, 1958.

BROWN JR., W. L. Contributions toward a reclassification of the Formicidae. III. Tribe Amblyoponini (Hymenoptera). **Bulletin of the Museum of Comparative Zoology**, Cambridge, v. 122, n. 4, p. 143-230, Mar. 1960.

BRÜHL, C. A.; ELTZ, T.; LINSÉNMAIR, K. E. Size does matter effects of tropical rainforest fragmentation on the leaf litter ant community in Sabah, Malaysia. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 12, p. 1371-1389, 2003.

BUREL, F. et al. Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. **Acta Oecologica**, Paris, v. 19, n. 1, p. 47-60, Jan./Feb. 1998.

CAMPOS, R. B. F.; SCHOEREDER J. H.; SPERBER, C. F. Small-scale patch dynamics after disturbance in litter ant communities. **Basic and Applied Ecology**, Jena, v. 8, p. 36-43, 2007.

CARDINALE, B. J. et al. Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, London, v. 486, p. 59-67, June 2012.

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

CHEN, Y. et al. Ant diversity and bio-indicators in land management of lac insect agroecosystem in Southwestern China. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 20, n. 13, p. 3017-3038, 2011.

CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N. **Primer v6**: user manual/tutorial. Plymouth: Plymouth Marine Laboratory, 2006. 190 p.

COELHO, M. S. et al. Ants Hymenoptera Formicidae as bioindicators of land restoration in a Brazilian Atlantic forest fragment. **Sociobiology**, Chico, v. 54, n. 1, p. 51-63, 2009.

COLWELL, R. K. **EstimateS**: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.2. Storrs: University of Connecticut, 2010. (User's Guide and application).

COSTA, F. V. et al. Relationship between plant development, tannin concentration and insects associated with *Copaifera langsdorffii* (Fabaceae). **Arthropod Plant Interactions**, [s.l.], v. 5, p. 9-18, 2011.

CULLEN, J. R. L.; BODMER, R. E.; VALLADARES-PADUA, C. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, São Paulo, Brazil. **Oryx**, Oxford, v. 35, n. 2, p. 131-137, Apr. 2001.

DAVIDSON, E. A. et al. The Amazon basin in transition. **Nature**, London, v. 481, p. 321-328, Jan. 2012.

DEWALT, S. J.; MALIAKAL, S. K.; DENSLOW, J. S. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chrono sequence: implications for wildlife. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 182, n. 1-3, p. 139-151, Sept. 2003.

DIDHAM, R. K.; LAWTON, J. H. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. **Biotropica**, Washington, v. 31, n. 1, p. 17-30, Mar. 1999.

ESCOBAR, F. Diversity and composition of dung beetle (Scarabaeinae) assemblages in a heterogeneous Andean landscape. **Tropical Zoology**, Firenze, v. 17, n. 1, p. 123-136, 2004.

EVANS, K. L.; JAMES, N. A.; GASTON, K. J. Abundance, species richness and energy availability in the North American avifauna. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 15, n. 4, p. 372-385, July 2006.

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

FEARNSIDE, P. M. Estoque e estabilidade do carbono nos solos na Amazônia brasileira. In: TEIXEIRA, W. G. et al. (Ed.). **As terras pretas de índio: caracterização e manejo para formação de novas áreas**. Belém: Embrapa, 2007. 84 p.

FEARNSIDE, P. M. **A floresta Amazônia nas mudanças globais**. Manaus: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 2003. 134 p.

FIDALGO, E. C. C. et al. **Levantamento do uso e cobertura da terra de seis áreas amostrais relacionadas ao Projeto BiosBrasil (Conservation and Sustainable Management of Below-Ground Biodiversity: Phase I), município de Benjamin Constant (AM)**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2005. 54 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento da Embrapa Solos: Embrapa Solos).

FLYNN, D. F. B. et al. Functional and phylogenetic diversity as predictors of biodiversity–ecosystem–function relationships. **Ecology**, Durham, v. 92, n. 8, p. 1573-1581, Aug. 2011.

GARDNER, T. A. et al. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Ecology Letters**, Oxford, v. 12, n. 6, p. 561-582, June 2009.

GEIST, H. J.; LAMBIN, E. F. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. **BioScience**, Washington, v. 52, n. 2, p. 143-150, 2002.

GIRÃO, L. C. et al. Changes in tree reproductive traits reduce functional diversity in a fragmented Atlantic forest landscape. **Plos One**, San Francisco, v. 2, n. 9, p. e980, 2007.

GOLLAN, J. R. et al. Can ants be used as ecological indicators of restoration progress in dynamic environments? A case study in a revegetated riparian zone. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 11, n. 6, p. 1517-1525, Nov. 2011.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 148, p. 185-206, 2001.

HALFFTER, G. et al. Instability of copronecrophagous beetle assemblages (Coleoptera: Scarabaeinae) in a mountainous tropical landscape of Mexico. **Environmental Entomology**, College Park, v. 36, n. 6, p. 1397-1407, 2007.

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

HOOPER, D. U. et al. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. **Nature**, London, v. 486, p. 105-108, June 2012.

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.

KORASAKI, V. **Respostas espaciais e temporais da comunidade de escarabeíneos e formigas ao gradiente de uso da terra, no noroeste da Amazônia**. 2010. 214 p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2010.

LAURENCE, W. F. Forest-climate interactions in fragmented tropical landscapes. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, [s.l.], v. 359, n. 1443, p. 345-352, Mar. 2004.

LAURANCE, W. L. et al. Deforestation in Amazonia. **Science**, New York, v. 304, n. 5674, p. 1109-1111, May 2004.

LASSAU, S. A.; HOCHULI, D. F. Wasp community responses to habitat complexity in Sidney sandstone forest. **Austral Ecology**, Carlton, v. 30, n. 2, p. 179-187, Mar. 2005.

LOPES, D. T. et al. Diversidade de formigas epigeicas (Hymenoptera, Formicidae) em três ambientes no Parque Estadual dos Godoy, Londrina, Paraná. **Iheringia**. Serie Zoologia, Porto Alegre, v. 100, n. 1, p. 84-90, 2010.

MAGURRAN, A. E. **Ecological Diversity and its Measurement**. Cambridge: University Press, 1988. 185 p.

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. Ant recolonization of rehabilitated bauxite mines at Trombeta, Pará, Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 12, n. 2, p. 257-273, Mar. 1996.

MAJER, J. D. Ants bioindicators of mines site rehabilitation land use and land conservation. **Environmental Management**, New York, v. 7, n. 4, p. 375-383, 1983.

MAJER, J. D.; DELABIE, J. H. C. Comparison of the ant communities of annually inundated and terra firme forests at Trombetas in the Brazilian Amazon. **Insectes Sociaux**, Paris, v. 41, n. 4, 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, 1998.

MARGULIS, S. **Causas do desmatamento da Amazônia brasileira**. 1. ed. Brasília, DF: Banco Mundial, 2003. 100 p.

MATSON, P. A. et al. Agriculture intensification and ecosystem properties. **Science**, New York, v. 277, n. 5325, p. 504-509, July 1997.

METZ, B. et al. (Ed.). **Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge: Cambridge University Press, 2007. 852 p. (Climate Change 2007: Mitigation of Climate Change).

MITTERMEIER, R. A. et al. **Wilderness: Earth's last wild places**. Mexico City: CEMEX, 2002.

MUJEEB RAHMAN, P.; VARMA, R. V.; SILESHI, G. W. Abundance and diversity of soil invertebrates in annual crops, agroforestry and forest ecosystems in the Nilgiri biosphere reserve of Western Ghats, India. **Agroforestry Systems**, Dordrecht, v. 85, n. 1, p. 165-177, May 2012.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 10, n. 2, p. 58-62, Feb. 1995.

NEVES, F. S. et al. Differential effects of land use on ant and herbivore insect communities associated with *Caryocar brasiliense* (Caryocaraceae). **Revista de Biologia Tropical**, San José, v. 60, n. 3, p. 1065-1073, Sept. 2012.

NEVES, F. S. et al. Diversity of arboreal ants in a Brazilian torpical dry forest: effects of seasonality and successional stage. **Sociobiology**, Chico, v. 56, n. 1, p. 1-18, 2010.

NICHOLS, E. et al. Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: a quantitative literature review and meta analysis. **Biological Conservation**, Essex, v. 137, n. 1, p. 1-19, June 2007.

NYEKO, P. Dung beetle assemblages and seasonality in primary forest and forest fragments on agricultural landscape in Budongo, Uganda, **Biotropica**, Washington, v. 41, n. 4, p. 476-484, 2009.

OLIVEIRA, M. A.; GRILLO, A. A.; TABARELLI, M. Forest edge in the Brazilian Atlantic forest: drastic changes in tree species assemblages. **Oryx**, Oxford, v. 38, n. 4, p. 389-394, Oct. 2004.

OLIVEIRA JR., J. N. et al. Análise da área desmatada municipal na Amazônia Brasileira no período 2000-2004: uma abordagem com modelos não-lineares. **Economia Aplicada**, São Paulo, v. 14, n. 3, p. 395-411, 2010.

PACHECO, R. et al. Comparison of the Leaf-Litter Ant Fauna in a Secondary Atlantic Forest with an Adjacent Pine Plantation in Southeastern Brazil. **Neotropical Entomology**, Londrina, v. 38, n. 1, p. 801-811, Jan./Fev. 2009.

PEREIRA, C. A.; VIEIRA, I. C. G. A importância das florestas secundárias e os impactos de sua substituição por plantios mecanizados de grãos na Amazônia. **Interciencia**, Caracas, v. 26, n. 8, p. 337-341, ago. 2001.

PEREIRA, M. P. S.; QUEIROZ, R. V.; NUNES, A. J. M. Fauna de formigas como ferramenta para monitoramento de área de mineração reabilitada na Ilha da Madeira, Itaguaí, RJ. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 17, n. 3, p. 197-204, 2007.

PIE, M. R.; TRANIELLO, J. F. A. Morphological evolution in a hyperdiverse clade: the ant genus *Pheidole*. **Journal of Zoology**, London, v. 271, n. 1, p. 99-109, Jan. 2007.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. Vienna, 2008. Software. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 10 dez. 2013.

RAO, M. Variation in leaf-cutter ant (*Atta* sp.) densities in forest isolates: the potential role of predation. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 16, n. 2, p. 209-225, Mar. 2000.

RÉ, T. M. **O uso de formigas como bioindicadores no monitoramento ambiental de revegetação de áreas mineradas**. 2007. 244 p. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

RIBAS, C. R. et al. Ants as Indicators of the Success of Rehabilitation Efforts in Deposits of Gold Mining Tailings. **Restoration Ecology**, Malden, v. 20, n. 6, p. 712-720, Nov. 2012.

SALA, O. E. et al. Global biodiversity scenarios for the year 2100. **Science**, New York, v. 287, n. 5459, p. 1770-1774, Mar. 2000.

SCHMIDT, F. A.; RIBAS, C. R.; SCHOEREDER, J. H. How predictable is the response of ant assemblages to natural forest recovery? Implications for their use as bioindicators. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 24, p. 158-166, Jan. 2013.

SCHOEREDER, J. H. et al. Colonization and extinction of ant communities in a fragmented landscape. **Austral Ecology**, Carlton, v. 29, n. 4, p. 391-398, Aug. 2004.

SHAHABUDDIN, C. H. S.; TSCHARNTKE, T. Changes of dung beetle communities from rainforest towards agroforestry systems and annual cultures in Sulawesi (Indonesia). **Biodiversity and Conservation**, London, v. 14, n. 4, p. 863-877, Apr. 2005.

SILVA, J. O.; ESPÍRITO-SANTO, M. M.; MELO, G. A. Herbivory on *Handroanthus ochraceus* (Bignoniaceae) along a successional gradient in a tropical dry forest. **Anthropod-Plant Interactions**, [s.l.], v. 6, n. 1, p. 45-57, Mar. 2012.

SILVA, P. S. D. et al. Harvesting of *Protium heptaphyllum* (Aubl.) March. Seeds (Burseraceae) by the leaf-cutting ant *Atta sexdens* L. promotes seed aggregation and seedling mortality. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 3, p. 553-560, jul./set. 2007.

SILVA FILHO, E. P.; COTTAS, L. R.; MARINI, G. B. S. Avaliação da compactação dos solos em áreas de pastagens e florestas em Porto Velho - Rondônia. **Boletim de Geografia**, Maringá, v. 28, n. 1, p. 145-155, 2010.

SOARES, S. M.; MARINHO, C. G. S.; DELLA LUCIA, T. M. C. Diversidade de invertebrados edáficos em áreas de eucalipto e mata secundária. **Acta Biologica Leopoldensia**, São Leopoldo, v. 19, p. 157-164, 1998.

SUAREZ, A.; BOLGER, D. T.; CASE, T. J. Effects of fragmentation and invasion on native ant communities in coastal southern California. **Ecology**, Durham, v. 79, n. 6, p. 2041-2056, Sept. 1998.

SWIFT, R. S. Organic matter characterization. In: SPARKS, D. L. et al. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Madison: Soil Science Society of America; American Society of Agronomy, 1996. p. 1011-1020. (Soil Science Society of America Book Series, 5. Part 3. Chemical Methods).

TEODORO, A. V. et al. Early succession arthropod community changes on experimental passion fruit plant patches along a land-use gradient in Ecuador. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 140, n. 1/2, p. 14-19, Jan. 2011.

VIEIRA, I. C. G.; SILVA, J. M. C.; TOLEDO, P. M. Estratégias para evitar a perda de biodiversidade na Amazônia. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 19, n. 54, p. 153-164, maio/ago. 2005.

WALTERT, M. et al. Assessing conservation values: biodiversity and endemism in tropical land use systems. **PLoS One**, San Francisco, v. 6, n. 1, p. e16238, Jan. 2011.

WARWICK, R. M.; CLARKE, K. R. Increased variability as a symptom of stress in marine communities. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, Amsterdam, v. 172, n. 1/2, p. 215-226, Nov. 1993.

WIKE, L. D. et al. Impact of forest seral stage on use of ant communities for rapid assessment of terrestrial ecosystem health. **Journal of Insect Science**, Tucson, v. 10, p. 77, 2010.

WILSON, E. O. Causes of ecological success: the case of the ants. **Journal of Animal Ecology**, Oxford, v. 56, n. 1, p. 1-9, Feb. 1987.

WIRTH, R. et al. Plant Herbivore Interactions at the Forest Edge. In: LÜTTGE, U.; BEYSCHLAG, W.; MURATA, J. (Ed.). **Progress in Botany 69**. Berlin: Springer, 2008. p. 423-448.

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

ZELIKOVA, T. J.; BREED, M. D. Effects of habitat disturbance on ant community composition and seed dispersal by ants in a tropical dry forest in Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 24, n. 3, p. 309-316, May 2008.