



DANIELLE DE LIMA BRAGA

**MÚLTIPLOS USOS DA PAISAGEM NA
AMAZÔNIA ORIENTAL AFETAM A
COMUNIDADE DE FORMIGAS?**

**LAVRAS - MG
2013**

DANIELLE DE LIMA BRAGA

**MÚLTIPLOS USOS DA PAISAGEM NA AMAZÔNIA ORIENTAL
AFETAM A COMUNIDADE DE FORMIGAS?**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração Conservação de Recursos Naturais em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de “Doutor”.

Orientador

Prof. Dr. Ronald Zanetti

LAVRAS – MG

2013

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

Braga, Danielle de Lima.

Múltiplos usos da paisagem na Amazônia Oriental afetam a comunidade de formigas? / Danielle de Lima Braga. – Lavras : UFLA, 2013.

91 p. : il.

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Lavras, 2013.

Orientador: Ronald Zanetti Bonetti Filho.

Bibliografia.

1. Formicidae. 2. Agrossistemas. 3. Floresta primária. 4. Floresta secundária. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 595.7960452642

DANIELLE DE LIMA BRAGA

**MÚLTIPLOS USOS DA PAISAGEM NA AMAZÔNIA ORIENTAL
AFETAM A COMUNIDADE DE FORMIGAS?**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração Conservação de Recursos Naturais em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de “Doutor”.

APROVADA em 30 de abril de 2013

Dr. Júlio Neil Cassa Louzada UFLA

Dr. Paulo dos Santos Pompeu UFLA

Dr. Rodrigo Fagundes Braga UFMG

Dra. Vanesca Korasaki UFLA

Dr. Ronald Zanetti Bonetti Filho
Orientador

Carla Rodrigues Ribas
Co-orientadora

**LAVRAS – MG
2013**

À Jeová,
Que representa confiança, sabedoria e VIDA!
OFEREÇO

Quem dera andar descalço, andar nu e não precisar comer.
Quem dera esperarmos da vida apenas que tudo nos caia do céu.
Não sentir necessidades, fome, frio e sede.
Tudo isso faz parte de termos um objetivo na vida!
Objetivo de sobreviver qualquer um pode ter,
mas objetivo de viver
só àqueles que encontram sentido na vida são capazes!
Eu posso dizer que vocês dão sentido e inspiram cada dia da minha vida
na esperança que eu possa acordar novamente e VIVER mais um dia ao lado de vocês!
A vocês, meu marido, Curió e meus filhos, Eduardo e Pedro,

DEDICO!

AGRADECIMENTOS

Agradecimentos são necessários! É importante reconhecer e valorizar qualquer ajuda concedida. Isso porque vivemos de forma a agir e a reagir de acordo com as pessoas que vivem ao nosso redor. Assim, os agradecimentos fazem parte de uma cadeia de retroalimentação, produzindo novos estímulos para que novas ajudas e contribuições sejam concedidas. Às vezes, os agradecimentos por si só não são suficientes para alimentar essa cadeia, principalmente dentro do âmbito emocional. É necessário retribuir. Talvez alguns pensem que, nesse caso, um agradecimento não cairia bem e então eu lhe pergunto: você sente-se feliz porque alguém te dá conforto? Agradeça! E retribua também! Isso alimentará a cadeia na qual você se encontra, e você terá muito mais pessoas e amigos para fazer parte de sua rede.

Durante esses quatro anos de doutorado, muitas pessoas fizeram parte do meu convívio e muitas destas contribuíram de alguma forma para o desenvolvimento da minha tese. A partir de um convite (Toby Gardner), tive a chance de desenvolver minha tese dentro do projeto RAS (grupo RAS) e, com apoio financeiro (CNPq- concessão de bolsa e financiamento projeto Trade-offs) e suporte (Programa de Ecologia Aplicada e UFLA), foi possível concretizá-la.

O caminho tornou-se mais fácil e prazeroso por ser direcionado por orientadores com experiência e pela existência de ética e respeito profissional (Carla Ribas e Ronald Zanetti). Uma equipe de colaboradores foi fundamental durante cada etapa de coleta (Seu Nego, em memória, e todo grupo que participou direta e indireta desta etapa), triagem e montagem (Vinicius, Leticia, Lidiane, Antonio, Fernanda, Tamara e demais integrantes do LEEF) e identificação de formigas (Carla Ribas, Fernando Schimidt). Após a plotagem de dados nas planilhas, muitas pessoas deram valiosas contribuições para as análises ou, mesmo, para a escrita (Carla Ribas, Ronald Zanetti, Júlio Louzada, Vanesca Korasaki, Toby Gardner, Victor Hugo, Fábio Frazão, Fernando Schimidt, Ricardo Solar) e outras contribuições ainda virão (Paulo Pompeu, Rodrigo Braga, Vanesca Korasaki, Júlio Louzada, Ronald Zanetti, Carla Ribas e Eduardo Van Der Berg – membros e suplentes da banca)

A amizade e a convivência dos integrantes do prédio da ecologia (servidores, estagiários, docentes e discentes, em especial aos amigos do LEEF) serviram de amparo para que o local de trabalho obtivesse um âmbito mais familiar.

Além disso, estes quatro anos significaram muito mais que uma etapa para obtenção de título. Estes anos marcaram uma trajetória de construção familiar. Durante esse período construí um lar. Aprendi a amar, respeitar e valorizar mais as pessoas e a vida também. E várias pessoas também contribuíram para isso (Curió, meu marido; Eduardo, meu enteado e Pedro, meu filho).

Teve quem me ensinasse a amar e a aprender novos valores (Curió) e quem, a cada dia, me enchesse mais de orgulho (Eduardo). Teve quem mudasse toda minha concepção de ver o mundo (Pedro). Eu tive mais pessoas para me amparar e dar conforto (Ana e Renato, sogros; Fernanda e toda a família do meu marido) e aquelas que sempre fizeram parte da minha vida (mãe Elizete, pai Valcyr e meus irmãos Lílian, Suely e David), também estiveram presentes para me confortar, superando, na medida do possível, qualquer distância. Teve também o meu principal companheiro, aquele que ouve minhas angústias, meu sofrimento e é o principal responsável por minha sabedoria, felicidade e... pela minha vida (Jeová)!

A todos vocês, os meus sinceros agradecimentos! Espero que possa, algum dia, vir a contribuir e a retribuir toda a minha gratidão!

Muito obrigada!

Danielle.

RESUMO GERAL

Dada a importância de ampliar o conhecimento acerca de organismos-chaves, dentro e entre paisagens com diferentes perturbações, nesta tese avaliam-se a resposta da comunidade de formigas em diferentes sistemas de uso da paisagem na Amazônia Oriental e o valor de conservação destes usos. Este trabalho contribui para um melhor entendimento da importância relativa dos efeitos da paisagem sobre os padrões de diversidade de formigas. A agricultura mecanizada apresentou menor riqueza de formigas que os demais sistemas, evidenciando que a intensificação agrícola pode ter efeito negativo sobre a biodiversidade desses organismos. A composição de espécies mostrou ser a métrica mais consistente para verificar diferenças entre os sistemas de uso da paisagem. Cada sistema de uso da paisagem apresentou uma comunidade de formigas distinta. A floresta secundária apresentou valor de conservação maior que o de sistemas não florestais, enquanto a floresta primária, independente de ter sofrido algum tipo de perturbação, apresentou grande importância na conservação da biodiversidade de formigas, por apresentar uma comunidade distinta e abrigar grande número de espécies exclusivas. Assim, recomendamos a conservação dos remanescentes de florestas primárias, com e sem perturbação, e de florestas secundárias da Amazônia que ainda não se encontrem dentro de unidades de conservação.

Palavras-chave: *Formicidae*. Floresta secundária. Floresta primária. Usos modificados. Fogo. Corte seletivo. Valor de conservação. Espécies exclusivas.

GENERAL ABSTRACT

Given the importance of increasing knowledge about key organisms within and among landscapes with different disorders, this thesis evaluates the response of ant communities in different land use systems on the eastern Amazonia landscape and conservation value of these uses. This work contributes to a better understanding of the relative importance of landscape effects on ant diversity patterns, since it has genuine replicas on a landscape scale. The mechanized agriculture had lower ant richness than the other systems, showing that agricultural intensification can have negative effects on the biodiversity of these organisms. The species composition proved to be the most consistent metric to assess the differences among the land use systems. Each land use system presented a distinct community of ants. The secondary forest had a conservation value greater than that of non-forest systems, while the primary forest, regardless of having suffered some kind of disturbance, showed great importance for ant biodiversity conservation by presenting a distinct community and sheltering large numbers of unique species. Therefore, we encourage the conservation of remaining primary forests, with and without disturbance, and secondary forests of the Amazon that are not yet within protected areas.

Keywords: Formicidae. Secondary forest. Primary forest. Uses modified. Fire. Logging. Conservation value. Exclusive species.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL.....	11
2	OBJETIVO GERAL.....	13
3	REFERÊNCIAS	14
	CAPÍTULO I - RESPOSTAS DA COMUNIDADE DE FORMIGAS A DIFERENTES USOS DA PAISAGEM NA AMAZÔNIA ORIENTAL.....	16
	RESUMO.....	17
	ABSTRACT.....	18
1	INTRODUÇÃO.....	19
2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	20
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	22
3.1	Área de estudo.....	22
3.2	Desenho amostral.....	22
3.3	Amostragem das variáveis ambientais	25
3.3.1	Abertura de dossel.....	25
3.3.2	Serapilheira.....	25
3.3.3	Riqueza de espécies vegetais.....	26
3.3.4	Solo.....	26
3.4	Amostragem da Diversidade de Formigas.....	26
3.5	Análises estatísticas.....	27
4	RESULTADOS.....	30
5	DISCUSSÃO.....	42
6	CONCLUSÃO.....	48
	REFERÊNCIAS.....	50
	CAPÍTULO II - VALOR DE CONSERVAÇÃO DE PAISAGENS MODIFICADAS NA AMAZÔNIA ORIENTAL.....	57
	RESUMO.....	58
	ABSTRACT.....	59
1	INTRODUÇÃO.....	60
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	63
2.1	Área de estudo.....	63
2.2	Desenho amostral.....	64
2.3	Amostragem da Diversidade de Formigas	66
2.4	Análises estatísticas.....	66
2.4.1	Valor de conservação e Índice de singularidade.....	66
2.4.2	Riqueza de espécies.....	68
3	RESULTADOS	69
3.1	Valor de conservação e Índice de singularidade.....	69
3.2	Riqueza de espécies.....	77

4	DISCUSSÃO.....	79
4.1	Valor de conservação e Índice de singularidade.....	79
4.2	Riqueza de espécies.....	83
5	CONCLUSÃO.....	85
	REFERÊNCIAS.....	86
	CONCLUSÃO GERAL.....	91

1 INTRODUÇÃO GERAL

A Floresta Amazônica compreende um complexo de paisagens naturais e antrópicas, reflexo da sua diversidade natural e sócio-cultural. Apesar de constituir a maior floresta tropical do planeta, tanto em extensão quanto em diversidade de espécies (WILKIE; MERTL; TRANIELLO, 2010) e possuir alto valor ecológico e econômico, a integridade dos ecossistemas desse bioma sofre ameaça em virtude das consequências de curto e longo prazo ocasionadas pelo desmatamento e a degradação, geradas pela substituição do uso da paisagem (PERES et al., 2010).

A substituição de paisagens é coordenada tanto por questões sociais, culturais e econômicas quanto por questões ambientais. Se, de um lado, os valores de *commodities* e a sobrevivência da população pressionam para que ocorra ampliação das terras agrícolas, por outro lado, a valorização da biodiversidade e de suas funções ecossistêmicas põe peso para que ocorra uma retenção desse avanço por busca de novas terras (SOUZA; MIZIARA; MARCO JUNIOR, 2013).

Hoje sabemos que, em virtude do tamanho da Floresta Amazônica, pequenas alterações na sua dinâmica podem causar impacto significativo sobre as concentrações atmosféricas de CO₂ e mudança climática, gerando uma maior probabilidade de seca em algumas regiões (BETTS et al., 2004; JUPP et al., 2010) e uma incapacidade da floresta em sustentar-se na sua forma atual (NOBRE; BORMA, 2009). Além disso, a perda de vários organismos compromete outras funções importantes para a manutenção da floresta, como a manutenção do ciclo hidrológico (FEARNSIDE, 2004), a ciclagem de nutrientes (PHILPOTT et al., 2010) e o controle de parasitas (BRAGA et al., 2012), dentre outras. A concepção de que estas funções, desempenhadas por alguns organismos, ou condicionadas à floresta como um todo, são fundamentais para a

manutenção da vida e do bem-estar da população, gerou a preocupação em promover e manter capacidades adaptativas de um uso sustentável da paisagem, sem comprometer o desenvolvimento da região.

As florestas secundárias têm papel fundamental em manter a qualidade do solo em áreas de uso agrícola e em proteger e conectar os remanescentes de florestas primárias. Dessa forma, as florestas secundárias podem servir de corredores ecológicos, amenizando a perda de organismos que necessitam de espaço, ou proteger as espécies que vivem no interior das florestas remanescentes, amenizando os efeitos de bordas, quando essas se encontram adjacentes aos remanescentes (CHAZDON, 2012). Conhecer os padrões de distribuição de espécies ao longo de diferentes usos do solo é importante para direcionar o manejo e uso sustentável da paisagem. Embora florestas degradadas tenham baixos valores de biodiversidade, existe grande variação entre regiões, grupos taxonômicos, parâmetros ecológicos e tipos de distúrbio (GIBSON et al., 2011). Dessa forma, são necessários estudos sobre organismos chaves e seus parâmetros ecológicos em diferentes usos da paisagem.

As formigas são importantes componentes da biodiversidade terrestre, desempenhando papel fundamental na estrutura do solo por meio da aeração e da ciclagem de nutrientes (ALONSO, 2010; PHILPOTT et al., 2010; WAGNER; JONES; GORDON, 2004), favorecendo o escoamento de água e a penetração de raízes para camadas mais profundas, que irão retardar o processo de erosão e o desgaste do solo (GABET; REICHMAN; SEABLOOM, 2003), além de constituírem fonte de recursos para outros organismos (UNDERWOOD; FISHER, 2006). No entanto, este grupo costuma divergir quanto ao número de espécies encontradas em sistemas preservados e perturbados, apresentando maior consistência quanto à alteração na composição de sua comunidade entre diferentes usos e maior abundância de indivíduos em ambientes perturbados

(RIBAS et al., 2012), em decorrência do alto número populacional de espécies generalistas (GRAHAM et al., 2009).

2 OBJETIVO GERAL

Dada a importância de ampliar o conhecimento acerca de organismos chaves, dentro e entre paisagens com e sem perturbação, nesta tese avalia-se a resposta da comunidade de formigas em diferentes sistemas de uso da paisagem, em seu primeiro capítulo, enquanto, no segundo, procura-se determinar o valor de conservação desses usos, dando ênfase à posição da floresta secundária, mediante sistemas de florestas primária e usos modificados. O objetivo é contribuir para medidas de manejo sustentável em um ambiente completamente diversificado quanto aos usos da paisagem, que é a região Amazônica.

3 REFERÊNCIAS

ALONSO, L. E. Ant conservation: current status and a call to action. In: LACH, L.; PARR, C. L.; ABBOTT, K. L. (Ed.). **Ant ecology**. Oxford: Oxford University, 2010. p. 58-74.

BETTS, R. A. et al. The role of ecosystem-atmosphere interactions in simulated Amazonian precipitation decrease and forest dieback under global climate warming. **Theoretical and Applied Climatology**, Wien, v. 78, n. 1/3, p. 157-175, May 2004.

BRAGA, R. F. et al. Are dung beetles driving dung-fly abundance in traditional agricultural areas in the Amazon? **Ecosystems**, New York, v. 15, n. 7, p. 1173-1181, 2012.

CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais**, Belém, v. 7, n. 3, p. 195-218, set./dez. 2012.

FEARNSIDE, P. M. A água de São Paulo e a floresta Amazônica. **Ciência Hoje**, São Paulo, v. 34, n. 203, p. 63-65, 2004.

GABET, E. J.; REICHMAN, O. J.; SEABLOOM, E. W. The effects of bioturbation on soil processes and sediment transport. **Annual Review of Earth and Planetary Science**, Palo Alto, v. 31, p. 249-273, May 2003.

GIBSON, L. et al. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, London, v. 478, p. 378-383, Oct. 2011.

GRAHAM, J. H. et al. Species richness, equitability, and abundance of ants in disturbed landscapes. **Ecological Indicators**, v. 9, n. 5, p. 866-877, 2009.

JUPP, T. E. et al. Development of probability density functions for future South American rainfall. **New Phytologist**, Cambridge, v. 187, n. 3, p. 682-693, July 2010.

NOBRE, C. A.; BORMA, L. D. S. Tipping points' for the Amazon forest. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 1, n. 1, p. 28-36, Oct. 2009.

PERES, C. A. et al. Biodiversity conservation in human-modified Amazonian forest landscapes. **Biological Conservation**, Oxford, v. 143, n. 10, p. 2314-2327, 2010.

PHILPOTT, S. M. et al. Ant diversity and function in disturbed and changing habitats. In: LACH, L.; PARR, C. L.; ABBOTT, K. L. (Ed.). **Ant ecology**. Oxford: Oxford University, 2010. p. 137-156.

RIBAS, C. R. et al. Ants as indicators in Brasil: a review with suggestions to improve the use of ants in environmental monitoring programs. **Psyche**, v. 2012, p. 1-23, 2012.

SOUZA, R. A. de; MIZIARA, F.; MARCO JUNIOR, P. Spatial variation of deforestation rates in the Brazilian Amazon: a complex theater for agrarian technology, agrarian structure and governance by surveillance. **Land Use Policy**, Guildford, v. 30, n. 1, p. 915-924, 2013.

UNDERWOOD, E. C.; FISHER, B. L. The role of ants in conservation monitoring: if, when, and how. **Biological Conservation**, Oxford, v. 132, n. 1, p. 166-182, 2006.

WAGNER, D.; JONES, J. B.; GORDON, D. M. Development of harvester ant colonies alters soil chemistry. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 36, n. 5, p. 797-804, 2004.

WILKIE, K. T. R.; MERTL, A. L.; TRANIELLO, J. F. A. Species diversity and distribution patterns of the ants of Amazonian Ecuador. **PLoS ONE**, v. 5, n. 10, e13146, Oct. 2010.

CAPÍTULO I

RESPOSTAS DA COMUNIDADE DE FORMIGAS A DIFERENTES USOS DA PAISAGEM NA AMAZÔNIA ORIENTAL

RESUMO

Existem várias controvérsias no estudo com formigas em sistemas de uso da paisagem. Essas controvérsias estão relacionadas ao próprio parâmetro das comunidades de formigas utilizado ou à falta de controle de réplicas bem delineadas em escalas de paisagem. Este estudo foi realizado com o objetivo de superar esta barreira do desenho amostral, verificando a resposta da diversidade de formigas a diferentes sistemas de uso da paisagem na Amazônia oriental, em escala de paisagem. As formigas foram coletadas com armadilhas do tipo pitfall, em 18 microbacias, contemplando sete usos da paisagem (agricultura mecanizada, pastagem, floresta secundária, floresta primária intacta, floresta primária queimada, floresta primária com corte seletivo e floresta primária com corte seletivo e queimada), na região de Santarém, Pará. Variáveis ambientais representativas de condição ou recurso para formigas foram avaliadas no intuito de verificar se existe variação destas entre os diferentes usos da paisagem e seus possíveis efeitos na comunidade de formigas. A agricultura mecanizada apresentou a menor riqueza de formigas. A abundância de formigas foi maior nos sistemas mais impactantes (pastagem e agricultura mecanizada). A composição de formigas foi distinta entre os sistemas de pastagem, agricultura mecanizada e os sistemas de floresta primária, enquanto a fauna da floresta secundária, embora apresente uma fauna distinta da maioria dos sistemas de uso da paisagem, não se apresentou como um grupo coeso. Duas espécies de formigas apresentaram valor de indicação acima de 45%, uma para o sistema de agricultura mecanizada e uma para a pastagem, podendo ser utilizadas como espécies detectoras de sistemas impactantes e úteis no monitoramento de mudanças ambientais. A composição e a abundância de formigas foram influenciadas por todas as variáveis ambientais, com exceção da variação na abertura do dossel, enquanto a média da serapilheira foi a única variável que teve efeito na riqueza de formigas. A composição de espécies mostrou-se o melhor parâmetro para verificar diferenças entre os diferentes sistemas de uso da paisagem. No entanto, a riqueza e a abundância de formigas podem nos dar informações adicionais, quando analisadas com variáveis ambientais. A floresta primária, independente de ser perturbada ou não, possui uma fauna diferenciada dos demais sistemas, tendo papel importante na manutenção da biodiversidade de formigas.

Palavras-chave: Fogo. Corte seletivo. Abertura do dossel. Serapilheira.

ABSTRACT

There are many controversies in the study of how ants use land systems. These controversies are related to the actual ant community parameter used or lack of control of well designed replicates on landscape scales. This study aims to overcome this sampling design barrier, checking the response of ants to different uses of the landscape in the eastern Amazon at a landscape scale. The ants were collected using pitfall traps in 18 watersheds covering seven land uses (mechanized agriculture, pasture, secondary forest, intact primary forest, burned primary forest, primary forest with selective logging and primary forest with selective logging and burning) in the Santarém, Pará region. Variables representing environmental conditions or resources for ants were evaluated in order to check whether there is variation among these different land uses and their possible effects on the ant community. The mechanized agriculture had the lowest ant richness. The abundance of ants was higher in the more impactful uses (mechanized agriculture and pasture). The composition of ants differed among grazing systems, mechanized agriculture and primary forest systems, while the fauna of the secondary forest, although presenting a distinctive fauna from most land use systems, is not presented as a cohesive group. Two species of ants showed value indication above 45%, one for the system of mechanized agriculture and one for grazing and can be used as detector species species of impacted systems and useful in monitoring environmental changes. The composition and abundance of ants were all influenced by environmental variables, with the exception of the variation in canopy openness, while the average litter was the only variable that had an effect on the richness of ants. The species composition proved to be the best parameter to assess the differences between the different land uses. However, the richness and abundance of ants can give us information when analyzed with environmental variables. The primary forest, regardless of whether it is disturbed or not, has a fauna different from other systems, playing an important role in maintaining ant biodiversity.

Keywords: Fire. Logging. Canopy openness. Litter.

1 INTRODUÇÃO

A Floresta Amazônica constitui a maior floresta tropical do planeta (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE 2004), tanto em extensão quanto em diversidade de espécies (WILKIE; MERTL; TRANIELLO, 2010). Sua importância vai além da biodiversidade que possui, tendo alto valor ecológico, devido às funções desempenhadas por seus organismos, tais como a regulação climática (BETTS; SANDERSON; WOODWARD, 2008), a manutenção do ciclo hidrológico (FEARNSIDE, 2004), o sequestro de carbono (PHILLIPS et al., 1998) e o controle de parasitas (BRAGA et al., 2012), como também o alto valor econômico pelos produtos que oferece, como madeira, frutos e produtos agrícolas (MALHI et al., 2008). Entretanto, o uso intensivo do solo e sua degradação acarretam em constantes desmatamentos em busca de novas áreas agrícolas, pondo em risco a biodiversidade local e seus benefícios. Dessa forma, é importante desenvolver programas de manejo sustentável nos quais se possam unir os ganhos econômicos à conservação da biodiversidade (GARDNER et al., 2013). Uma das maneiras para desenvolver esses programas é o estudo sobre a diversidade de espécies em áreas alteradas.

As formigas têm sido amplamente utilizadas como bioindicadoras em estudos em sistemas agrícolas ou sob outros tipos de impactos e florestas em regeneração (PHILPOTT et al., 2010; RIBAS et al., 2012). Sua ampla distribuição, alta abundância e representatividade em número de espécies e biomassa, juntamente com sua importância funcional (GABET; REICHMAN; SEABLOOM, 2003; WAGNER; JONES; GORDON, 2004), taxonomia relativamente bem conhecida e facilidade de amostragem fazem deste grupo uma ferramenta ideal para monitorar a presença de determinado impacto ambiental (RIBAS et al., 2012; UNDERWOOD; FISHER, 2006).

No entanto, existem muitas controvérsias entre os estudos com formigas em sistemas de uso do solo. Essas controvérsias estão relacionadas ao próprio parâmetro das comunidades de formigas utilizado ou pela falta de controle de réplicas bem delineadas em escalas de paisagem. Quanto aos parâmetros, alguns padrões estão se tornando mais claros. Por exemplo, mudanças na composição de espécies com a perturbação do hábitat são mais importantes para as formigas que a riqueza total (CRIST, 2009; GOLLAN et al., 2011; HOFFMAN, 2010; RIBAS et al., 2012), apresentando um padrão mais consistente (RIBAS et al., 2012). No entanto, quanto ao delineamento amostral, há barreiras que impossibilitam comparações e consequentes generalizações. Isso porque é difícil obterem-se réplicas de sistemas de cultivo em escala de paisagem (GARDNER et al., 2010), e isso é importante para verificar a influência da matriz nos sistemas adjacentes. Em paisagens com numerosos fragmentos pequenos, por exemplo, a composição dentro dos fragmentos pode ser amplamente controlada pelas práticas de uso na matriz adjacente (CRIST, 2009) e o contrário também ocorre, uma vez que há troca de espécies entre os sistemas agrícolas e os sistemas florestais.

Assim este estudo foi realizado com o objetivo de superar esta barreira do desenho amostral, verificando a resposta da diversidade de formigas a diferentes sistemas de uso do solo na Amazônia central em escala de paisagem.

2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- i) Testar se as métricas da comunidade de formigas variam entre diferentes sistemas de uso da paisagem.

H1: A riqueza de formigas é maior em sistemas de uso da paisagem menos impactantes sendo, portanto, esperada uma riqueza decrescente no sentido floresta primária, floresta secundária, pastagem e agricultura.

H2: A abundância total de formigas é maior em sistemas de uso da paisagem mais impactantes, sendo, portanto, esperada uma abundância decrescente no sentido agricultura, pastagem, floresta secundária e floresta primária.

H3: Sistemas de uso da paisagem similares, em relação ao impacto, têm uma fauna de formigas mais similar.

H4: Algumas espécies de formigas podem ser utilizadas como indicadoras dos diferentes sistemas de uso da paisagem.

ii) Testar quais as variáveis ambientais podem ser consideradas preditoras da diversidade de formigas nos diferentes sistemas de uso da paisagem.

H1: A quantidade de recursos disponíveis (neste estudo, número de espécies vegetais e quantidade de serapilheira) aumenta o número de espécies e abundância de formigas e, conseqüentemente, altera a composição.

H2: As alterações nas condições ambientais (densidade do solo e abertura do dossel) irá afetar a composição da fauna, a abundância e a riqueza de formigas.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

No presente trabalho contempla-se a amostragem da diversidade de formigas na região de Santarém-Belterra como parte integrante do projeto Rede Amazônia Sustentável (RAS) (GARDNER et al., 2013). A região de estudo localiza-se no estado do Pará, norte do Brasil, entre as coordenadas 02°25'Sul e 54°42'Oeste. O clima é classificado como Af (classificação de Köppen), com médias anuais de temperatura e precipitação de 26 °C e 2.096 mm/ano, respectivamente (BASTOS, 1972).

Neste estudo foram utilizados quatro sistemas de uso da paisagem: agricultura (14 transectos), pastagem (24 transectos), floresta secundária (30 transectos) e floresta primária (74 transectos). O sistema de agricultura foi caracterizado por áreas de agricultura mecanizada de produção de soja, feijão, milho ou arroz. Já o sistema de pastagem consiste em áreas muito heterogêneas, variando de pastos de cultura intensiva, caracterizados por áreas grandes e 'limpas', a pastos abandonados, com presença de vegetação arbustiva. O sistema de floresta secundária caracteriza-se por áreas de regeneração natural de floresta que anteriormente foram utilizadas para outros fins, enquanto a floresta primária consiste de áreas de florestas que não sofreram desmatamento, mesmo tendo sido alvo de algum tipo de impacto. A floresta primária foi dividida em quatro classes quanto ao tipo de impacto, sendo: floresta com corte seletivo (25 transectos), floresta queimada (13 transectos), floresta com corte seletivo e queimada (24 transectos) e floresta intacta (12 transectos).

3.2 Desenho amostral

Foram amostradas 18 microbacias, nas quais foram distribuídos transectos de 300 m de extensão (Figura 1). Os transectos foram distribuídos utilizando-se um desenho amostral estratificado aleatório, em que a densidade padrão de transectos (um por 400 ha) foi distribuída em toda a bacia, na proporção da porcentagem de cobertura total de floresta e áreas de produção (Figura 1). Dessa forma, se metade da paisagem estava coberta por floresta, metade dos transectos foi alocada para a floresta. Em bacias hidrográficas com níveis muito baixos de cobertura florestal foram amostrados transectos florestais adicionais, para assegurar uma amostra mínima de três transectos em todas as bacias. Dentro de cada uma destas duas categorias de uso da paisagem (floresta e não floresta), transectos foram distribuídos aleatoriamente, com uma distância mínima de 1.500 m entre eles, para minimizar a dependência espacial.

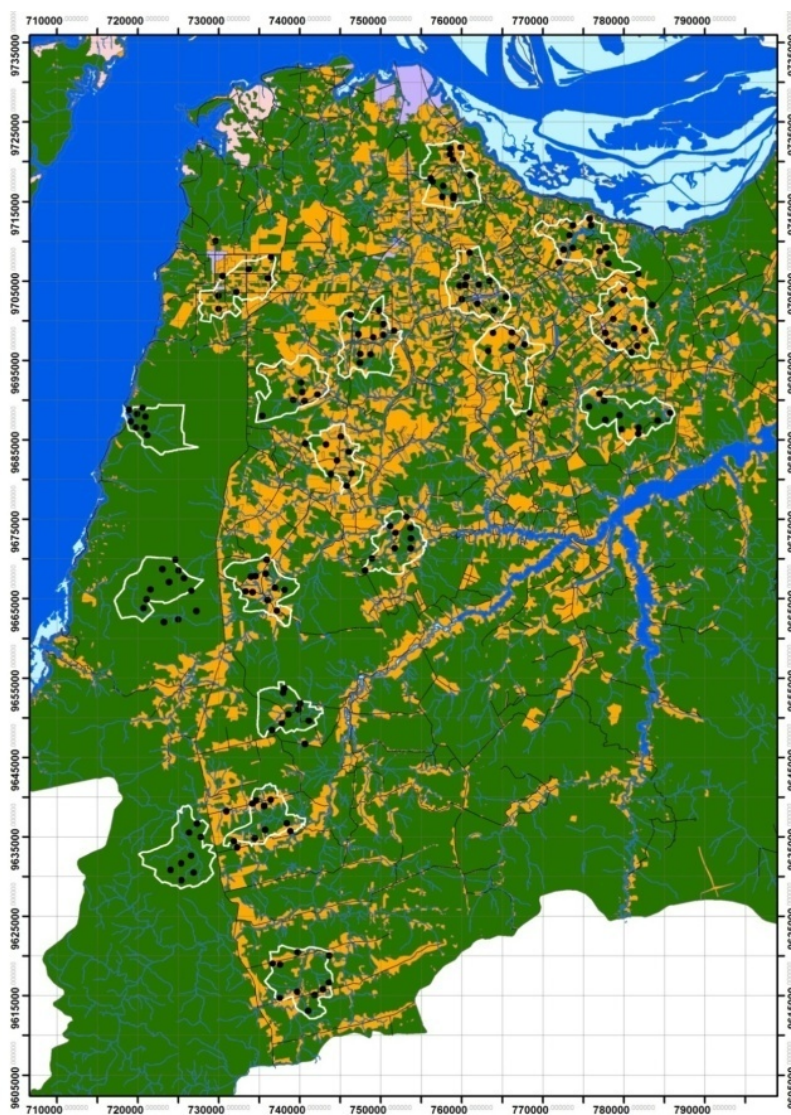


Figura 1. Município de Santarém, PA, com as 18 microbacias (delimitadas por linhas brancas) e seus respectivos transectos (pontos pretos). Área verde representa áreas florestais, enquanto a área amarela compreende todos os usos não florestais. Cursos d'água são representados por áreas azuis e rodovias, por linhas pretas.

3.3 Amostragem das variáveis ambientais

As variáveis ambientais importantes para a comunidade de formigas por representar recursos (quantidade de serapilheira, número total de espécies arbóreas ($CAP > 2$ cm)) e condições (medidas de abertura de dossel e densidade do solo) foram avaliadas utilizando-se tanto a média, que representa a quantidade dessas medidas, como também o desvio padrão, que representa a heterogeneidade dessas medidas, com exceção do número total de espécies arbóreas, para o qual se utilizou apenas o número absoluto de espécies.

3.3.1 Abertura do dossel

Para determinar a abertura do dossel de cada área, cinco fotos hemisféricas foram tomadas com um intervalo de 50 m, ao longo de cada transecto florestal. A câmera foi posicionada na direção norte, a 1 m de altura do chão. A abertura do dossel foi determinada com o software Gap Light Analyzer 2.0 (FRAZER; CANHAM; LERTZMAN, 1999), programa que calcula a porcentagem de abertura que é coberta por copas das árvores determinando a abertura do dossel.

3.3.2 Serapilheira

A serapilheira, constituída de folhas caídas, galhos finos, frutos e sementes, foi amostrada em todos os transectos. As amostras foram obtidas a cada 50 m ao longo do transecto, utilizando-se parcelas de 50 x 50 cm, a 5 m e a 10 m de distância, perpendicular ao transecto, para evitar pisoteio humano. As amostras foram levadas a laboratório e secas em estufa, até atingirem um peso constante.

3.3.3 Riqueza de espécies vegetais

Todas as árvores e palmeiras (vivas ou mortas) com diâmetro acima de 10 cm à altura de 1,3 m foram medidas em 20 parcelas de 10 x 250 m, em cada transecto. Indivíduos com diâmetro entre 2 a 10 cm foram amostrados em cinco subparcelas de 5 x 20 m e aqueles com bifurcações abaixo de 1,3 m de altura tiveram todos suas hastes medidas. Lianas também tiveram o mesmo desenho amostral, com o seu diâmetro medido a 1,3 m de sua raiz principal. Todos os indivíduos vivos foram identificados ao nível de espécie, com amostras depositadas no herbário Instituto Agrônômico do Norte (IAN), em Belém, Brasil.

3.3.4 Solo

No centro de cada transecto foi aberta uma trincheira e núcleos não deformados do solo foram obtidos para cada uma das três profundidades (0-10 cm, 10-20 cm e 20-30 cm) avaliadas por meio de um anel volumétrico para determinar a densidade do solo. As amostras para determinar a densidade do solo foram secas em estufa, até peso constante.

3.4 Amostragem da diversidade de formigas

Para cada transecto, a comunidade de formigas foi amostrada por meio de armadilhas de queda do tipo pitfall. Foram distribuídas 10 armadilhas por transecto, nas distâncias de 50 m, 60 m, 70 m, 80 m, 90 m, 200 m, 210 m, 220 m, 230 m e 240 m, a partir do início do transecto.

Os pitfalls consistiam de potes plásticos de 1 L, com abertura de 10 cm de diâmetro, preenchidos com 300 ml de solução de captura (água, detergente neutro 5% e sal 0,9%).

As armadilhas permaneceram no campo por 48 horas e, após esse período, as amostras foram retiradas do campo. O material foi levado ao Laboratório de Ecologia de Formigas da Universidade Federal de Lavras (UFLA), onde foi realizada a triagem do material. As formigas foram montadas e identificadas com base em Bolton (1994) e Palacio e Fernández (2003), e depositados os exemplares na coleção do mesmo laboratório.

3.5 Análises estatísticas

O número de espécies de formigas foi o total de espécies encontrado por transecto, em cada sistema de uso da paisagem avaliado. Para cada variável ambiental foi obtida uma média por transecto.

Para verificar a adequação do esforço amostral em cada sistema de uso do solo foi construída uma curva de acumulação de espécies, usando o número estimado de espécies (*Bootstrap*) e o número de amostras, com 500 reamostragens sem substituições, utilizando-se o programa EstimateS 8.2.0 (COWELL, 2006). A eficiência de coleta foi calculada por meio do número de espécies amostradas para cada sistema de uso, como uma porcentagem da riqueza estimada obtida por meio do estimador Bootstrap.

Para testar se os padrões de riqueza e abundância de formigas variam entre diferentes sistemas de uso da paisagem, foi realizado um modelo linear generalizado, utilizando-se o número de espécies e a abundância de formigas como variáveis respostas e os diferentes usos da paisagem como variáveis explicativas, por meio do programa R 2.14.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011). Foi realizada uma análise de contraste para verificar as

diferenças/semelhanças entre os usos e uma análise de resíduos para verificar a distribuição de erros e a adequação dos modelos (CRAWLEY, 2007).

Para testar se existe variação significativa na composição de espécies de formigas entre os diferentes tipos de uso da paisagem, foi realizada uma análise multivariada (*nonmetric multidimensional scaling*, NMDS), optando-se pelo índice de similaridade de Jaccard. Para testar se os mapas gerados pelo NMDS são significativos, foi comparada a similaridade entre as áreas por ANOSIM.

Para testar quais espécies são indicadoras dos diferentes sistemas de uso da paisagem foi utilizado o índice *Indicator Species Analysis* (IndVal) (DUFRÊNE; LEGENDRE, 1997) e a significância dessas medidas para cada espécie foi testada pelo procedimento de realocação aleatória (DUFRÊNE; LEGENDRE, 1997; OTTONETTI; TUCCI; SANTINI, 2006), com auxílio do programa PC-ORD 4.10 (MCCUNE; MEFFORD, 1999). Este método combina as medidas de especificidade e fidelidade e fornece um valor indicador (IndVal) de cada espécie, em porcentagem (DUFRÊNE; LEGENDRE, 1997). As espécies foram separadas em espécies indicadoras características (IndVal > 70%, $p \leq 0,05$) (MCGEOCH; RENSBURG; BOTES, 2002; NAKAMURA et al., 2007) e espécies detectoras (IndVal entre 45% e 70%, $p \leq 0,05$) dos sistemas em questão (VERDÚ; NUMA; HERNÁNDEZ-CUBA, 2011).

Para verificar quais variáveis ambientais podem ser consideradas condicionantes da riqueza e da abundância de formigas nos diferentes sistemas de uso da paisagem, foi analisada a influência das diferentes variáveis ambientais na riqueza e na abundância de espécies de formigas, por meio da partição hierárquica (CHEVAN; SUTHERLAND, 1991). A partição hierárquica é uma técnica de regressão múltipla, na qual todos os modelos lineares possíveis são considerados em conjunto para identificar os principais fatores causais, fornecendo uma medida do efeito de outras variáveis (CHEVAN; SUTHERLAND, 1991; MAC NALLY, 2000). A análise inclui erros poisson e

avalia modelos competidores baseados na qualidade log-verossimilhança do ajuste estatístico. A significância dos efeitos independentes foi obtida por meio de 1.000 randomizações baseadas no indivíduo (MAC NALLY, 2002). Testes de partição hierárquica e randomizações associadas foram implementados utilizando-se o pacote hier.part, disponível no software estatístico R 2.14.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011). A riqueza de espécies vegetais e a média e a variação da abertura do dossel foram avaliadas apenas entre os sistemas florestais.

Para testar se as variáveis ambientais variam entre diferentes sistemas de uso da paisagem, foi realizada uma análise de variância (ANOVA), utilizando as variáveis ambientais que influenciaram significativamente a riqueza e a abundância de formigas por meio da análise de partição hierárquica como variáveis respostas e os diferentes usos da paisagem como variáveis explicativas, pelo programa R 2.14.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011). Foi realizada uma análise de resíduos para verificar a distribuição de erros e a adequação dos modelos (CRAWLEY, 2007).

A influência das variáveis ambientais na composição de espécies de formigas foi testada por meio de distance-based linear models (DISTLM), uma rotina utilizada para analisar e modelar a relação entre uma nuvem multivariada de dados, tal como descrito por uma matriz de similaridade, e uma ou mais variáveis preditoras (LEGENDRE; ANDERSON, 1999). Os dados de presença e ausência foram utilizados para construir uma matriz com índice de similaridade de Jaccard e as variáveis ambientais como vetores. A análise foi realizada por meio do software Primer 6 (CLARKE; GORLEY, 2006). A riqueza de espécies vegetais e a média e variação da abertura do dossel foram avaliadas apenas entre os sistemas florestais.

4 RESULTADOS

Foi encontrado um total de 407 espécies de formigas, distribuídas em 10 subfamílias e 56 gêneros. A subfamília com o maior número de espécies foi a Myrmicinae, com 26 gêneros e 277 espécies, seguida por Formicinae, com 7 gêneros e 39 espécies; Ponerinae, com 7 gêneros e 32 espécies; Dolichoderinae, com 5 gêneros e 22 espécies; Ecitoninae, com 4 gêneros e 14 espécies; Ectatomminae, com 2 gêneros e 13 espécies; Pseudomyrmecinae, com 2 gêneros e 8 espécies; Amblyoponinae, com 1 gênero e 2 espécies; Cerapachyinae, com 1 gênero e 1 espécie e Paraponerinae, com 1 gênero e 1 espécie.

A curva de acumulação de espécies observadas apresentou o mesmo padrão que a curva de espécies estimadas (Figura 2A e B). Todos os sistemas de uso da paisagem apresentaram eficiência amostral com, pelo menos, 81% das espécies estimadas capturadas (valor mínimo da eficiência amostral para o sistema de floresta primária queimada com 81,2% e valor máximo para a pastagem com 85,3% das espécies estimadas capturadas).

O sistema de floresta secundária foi o que apresentou a maior riqueza total de espécies, seguida pela floresta primária com corte seletivo, floresta primária com corte seletivo e queimada, pastagem, floresta primária queimada, floresta primária intacta e agricultura mecanizada (Tabela 1). No entanto, ao considerar todos os sistemas de floresta primária como um único grupo, a floresta primária foi o sistema que apresentou o maior número de espécies, com um total de 300 espécies (Tabela 1).

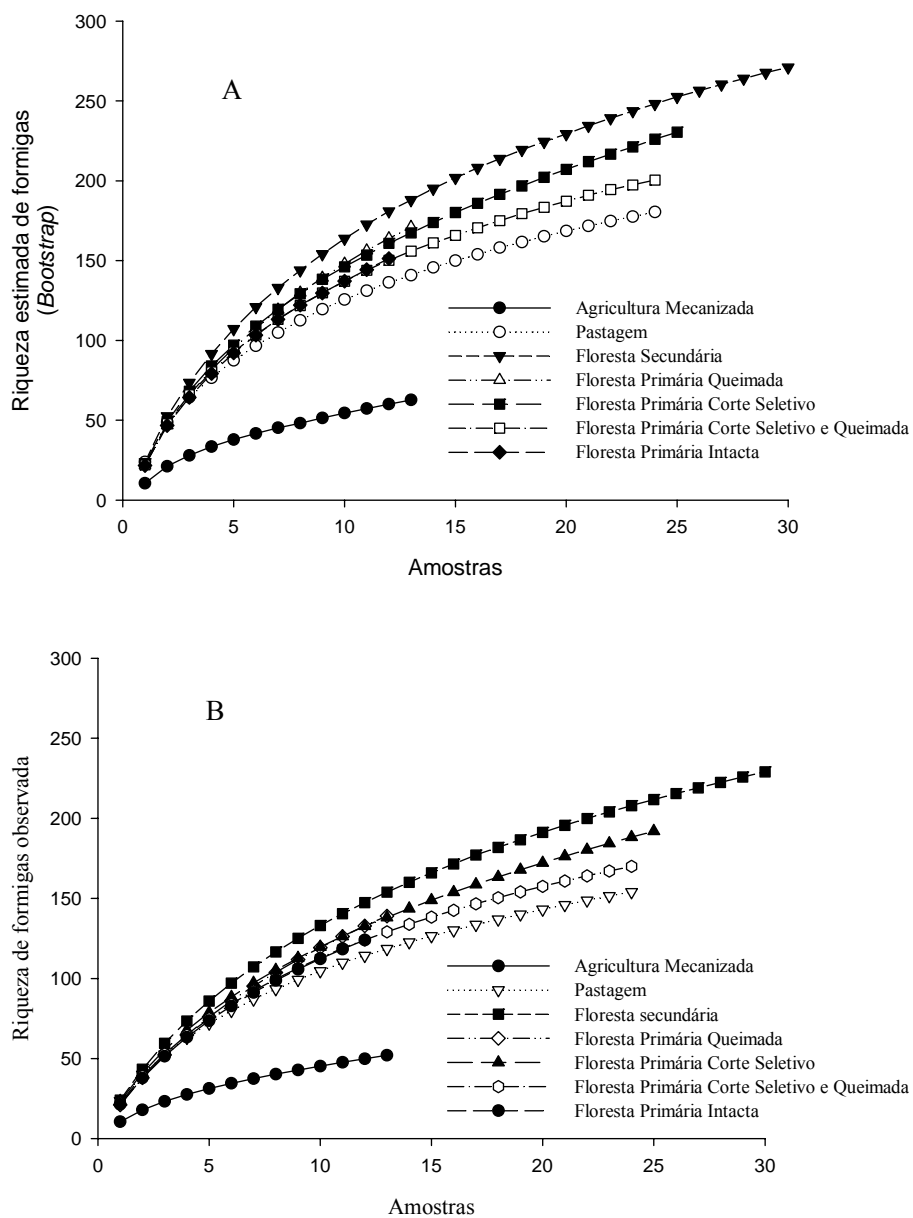


Figura 2. Curva de acumulação das espécies estimadas (A) e observadas (B) de formigas para cada sistema de uso da paisagem, capturadas com armadilha de queda do tipo pitfall, Santarém, PA, Brasil.

Tabela 1 – Número de espécies de formigas para cada sistema de uso da paisagem, para as formigas capturadas com armadilha de queda do tipo pitfall, Santarém, PA, Brasil.

	Agricultura	Pastagem	Floresta secundária	Floresta Primária			
				Queimada	Corte seletivo	Corte seletivo + queimada	Intacta
Nº espécies	52	154	229	139	192	170	124
				300			
Total				407			

O número de espécies de formigas foi menor no sistema de agricultura mecanizada do que nos demais usos da paisagem ($p < 0,001$, $F = 6,284$) (Figura 3A). Já a abundância de formigas formou dois grupos, sendo um formado pelos sistemas de agricultura mecanizada e pastagem com maior abundância e outro grupo, formado pelos sistemas florestais com menor abundância ($p < 0,001$, $F = 6,697$) (Figura 3B).

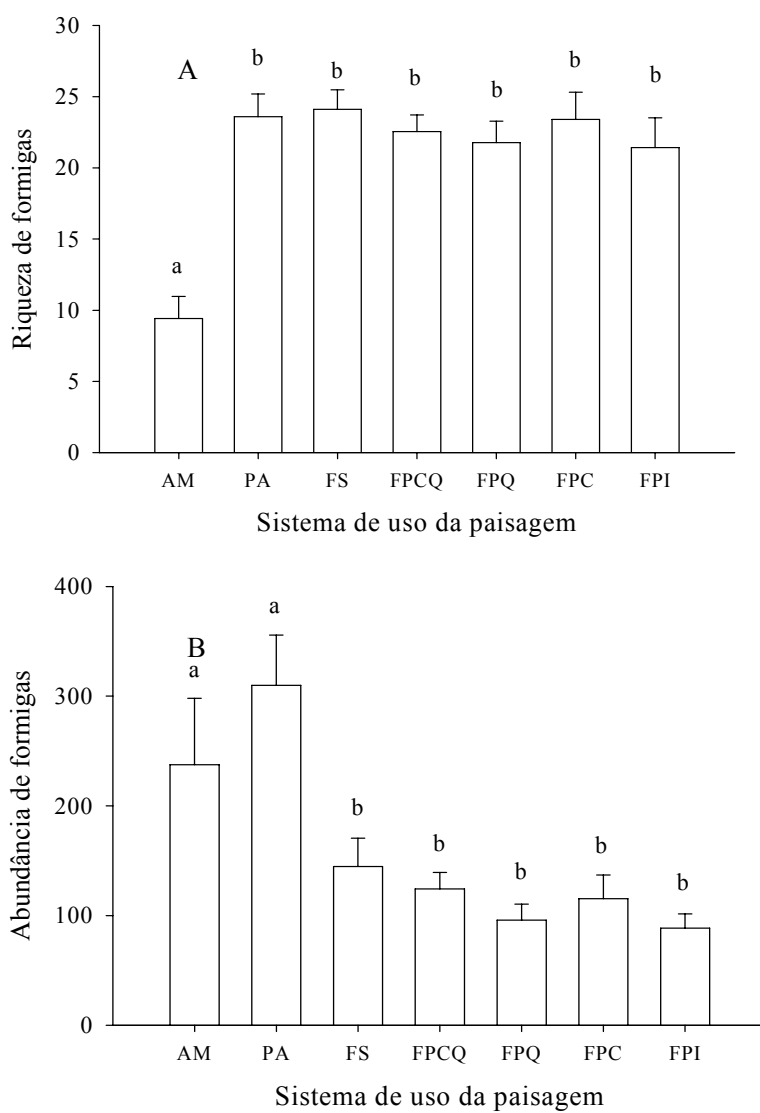


Figura 3. Riqueza (A) e abundância de formigas (B) entre os diferentes sistemas de uso da paisagem na região de Santarém, PA. AM = agricultura mecanizada, PA = pastagem, FS = floresta secundária, FPCQ = floresta primária com corte seletivo e queimada, FPQ = floresta primária queimada, FPC = floresta primária com corte seletivo, FPI = floresta

primária intacta. Letras iguais acima de cada barra não apresentam diferença significativa ($p < 0,001$).

Na análise de NMDS, que comparou a composição de espécies de formigas entre os sistemas de uso da paisagem, observaram-se três grupos bem definidos: pastagem, agricultura mecanizada e um terceiro, formado pelos sistemas de floresta primária (Figura 4). O sistema de floresta secundária não se apresentou como um grupo coeso, tendo seus pontos dispersos (Figura 4).

O ANOSIM mostrou que a comunidade de formigas presente no sistema de agricultura mecanizada e de pastagem é a mais dissimilar, diferente entre si e da comunidade de formigas presente nos sistemas florestais (Tabela 2). Com relação aos sistemas florestais, a comunidade de formigas presente no sistema de floresta secundária só não diferiu da comunidade do sistema de floresta primária queimada. A comunidade de formigas presente no sistema de floresta primária com corte seletivo e queimada foi a mais dissimilar, dentre os sistemas de floresta primária, diferindo da comunidade encontrada no sistema de floresta primária com corte seletivo e floresta primária intacta (Tabela 2).

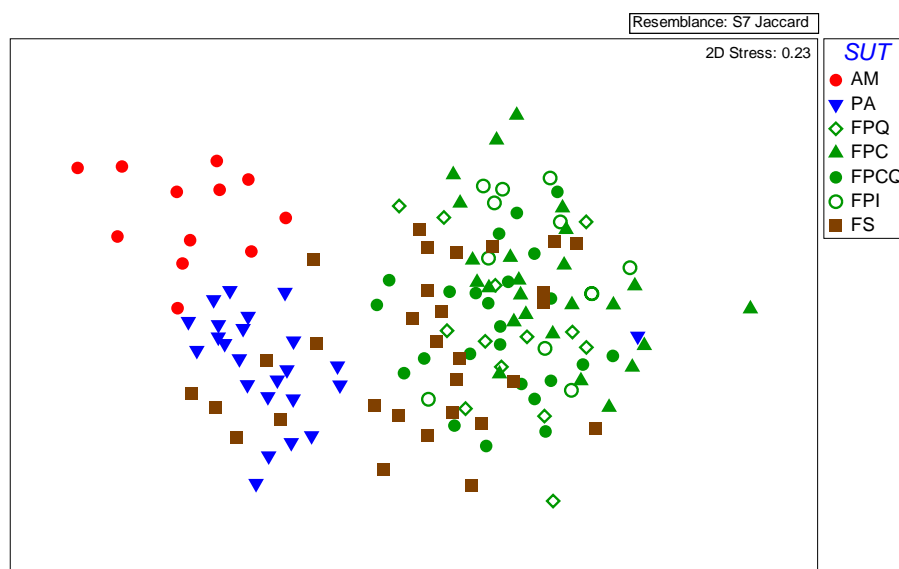


Figura 4. “Nonmetric multidimensional scaling” (NMDS), segundo a composição de espécies, com dados de presença e ausência para a comunidade de formigas, coletadas em armadilha de queda pitfall. Santarém, PA, Brasil. AM = agricultura mecanizada, PA = pastagem, FPQ = floresta primária queimada, FPC = floresta primária com corte seletivo, FPCQ = floresta primária com corte seletivo e queimada, FPI = floresta primária intacta, FS = floresta secundária.

Tabela 2 - Valores de R da análise de dissimilaridade (ANOSIM) para a comunidade de formigas coletadas em armadilha de queda do tipo pitfall, em sete sistemas de uso da paisagem. Santarém, PA, Brasil. AM = agricultura mecanizada, PA = pastagem, FPQ = floresta primária queimada, FPC = floresta primária com corte seletivo, FPCQ = floresta primária com corte seletivo e queimada, FPI = floresta primária intacta, FS = floresta secundária. p values: (*) $p < 0,05$ e (**) $p < 0,01$.

	AM	PA	FS	FPQ	FPC	FPCQ
AM						
PA	0,552**					
FS	0,663**	0,356**				
FPQ	0,928**	0,804**	0,053			
FPC	0,946**	0,856**	0,247**	0,061		
FPCQ	0,933**	0,781**	0,071*	-0,075	0,061**	
FPI	0,949**	0,853**	0,214**	0,062	0,091	0,155**

Sessenta e oito espécies de formigas tiveram valores de indicação significativos por meio da análise de IndVal (Tabela 3). Todos os valores de indicação foram abaixo de 53%, ou seja, estas espécies não são consideradas espécies indicadoras (MCGEOCH; RENSBURG; BOTES, 2002; VERDÚ; NUMA; HERNÁNDEZ-CUBA, 2011). Duas espécies tiveram valores acima de 45%, sendo consideradas espécies detectoras (Tabela 3).

Tabela 3. Espécies de formigas com valores de indicação (IV) significativos (p) e os sistemas de uso da paisagem (SUP) das quais elas são representativas. AM = agricultura mecanizada, FS = floresta secundária, FPQ = floresta primária queimada, FPC = floresta primária com corte seletivo, FPCQ = floresta primária com corte seletivo e queimada, FPI = floresta primária intacta, P = pastagem. (*) = espécies detectoras (IV > 45%).

Espécie	p	IV	SUP	Espécie	p	IV	SUP
<i>Brachymyrmex</i> sp.1	< 0,001	50,8*	AM	<i>Labidus</i> sp.2	0,014	13,2	FPI
<i>Dorymyrmex</i> sp.2	< 0,001	43,7	AM	<i>Trachymyrmex</i> sp.7	0,037	12,9	FPI
<i>Dorymyrmex</i> sp.1	< 0,001	37,8	AM	<i>Pheidole</i> sp.18	0,004	20,2	FPQ
<i>Pheidole</i> sp.13	< 0,001	26,5	AM	<i>Pheidole</i> sp.66	0,015	17,8	FPQ
<i>Solenopsis</i> sp.1	0,002	22,4	AM	<i>Crematogaster</i> sp.3B	0,0248	15,4	FPQ
<i>Solenopsis</i> sp.12	0,001	22,3	AM	<i>Crematogaster</i> sp.1	< 0,001	52,4*	P
<i>Dorymyrmex</i> sp.3	0,003	19,3	AM	<i>Pseudomyrmex</i> sp.1	< 0,001	44,6	P
<i>Pheidole</i> sp.38	0,013	17	AM	<i>Ectatomma</i> sp.2	< 0,001	36	P
<i>Pheidole</i> sp.102	0,016	15,2	AM	<i>Cyphomyrmex</i> sp.5	< 0,001	35,9	P
<i>Pheidole</i> sp.112	0,029	13,4	AM	<i>Camponotus</i> sp.8	< 0,001	32,3	P
<i>Camponotus</i> sp.4	0,027	15,1	FS	<i>Camponotus</i> sp.12	< 0,001	31,1	P
<i>Linepithema</i> sp.2	0,038	10,2	FS	<i>Pheidole</i> sp.14	< 0,001	25,6	P
<i>Mycocepurus</i> sp.5	0,038	10,2	FS	<i>Solenopsis</i> sp.10	< 0,001	25,4	P
<i>Trachymyrmex</i> sp.1	0,004	21,2	FPC	<i>Pheidole</i> sp.12	0,001	23	P
<i>Crematogaster</i> sp.35	0,002	20,8	FPC	<i>Pheidole</i> sp.46	0,002	21,8	P
<i>Crematogaster</i> sp.10	0,009	19,3	FPC	<i>Crematogaster</i> sp.8	0,002	20,9	P
<i>Ochetomyrmex</i> sp.2	0,006	17	FPC	<i>Pheidole</i> sp.2	0,001	20,8	P
<i>Pheidole</i> sp.30	0,019	15,8	FPC	<i>Pheidole</i> sp.5	0,001	20,8	P
<i>Cyphomyrmex</i> sp.4	0,018	15,5	FPC	<i>Pheidole</i> sp.15	0,008	20,7	P
<i>Trachymyrmex</i> sp.2	0,019	12,7	FPC	<i>Pheidole</i> sp.11	0,004	20	P
<i>Pheidole</i> sp.123	0,047	12,3	FPC	<i>Wasmannia</i> sp.3	0,007	19	P
<i>Ectatomma</i> sp.4	0,023	16,4	FPCQ	<i>Cyphomyrmex</i> sp.10	0,008	16,7	P
<i>Pachycondyla</i> sp.1	0,034	16,2	FPCQ	<i>Pheidole</i> sp.94	0,007	16,7	P
<i>Ochetomyrmex</i> sp.3	0,032	15,5	FPCQ	<i>Wasmannia</i> sp.1	0,017	16,5	P
<i>Pheidole</i> sp.52	0,001	25	FPI	<i>Pheidole</i> sp.100	0,011	15,6	P
<i>Pyramica</i> sp.11	0,001	25	FPI	<i>Gracilidris</i> sp.1	0,019	14,4	P
<i>Crematogaster</i> sp.2	0,001	23,2	FPI	<i>Pheidole</i> sp.9	0,026	14,2	P
<i>Solenopsis</i> sp.8	0,002	19,7	FPI	<i>Crematogaster</i> sp.6	0,016	14,1	P
<i>Solenopsis</i> sp.3	0,014	18,6	FPI	<i>Strumigenys</i> sp.1	0,017	13,9	P
<i>Platythyrea</i> sp.1	0,005	17,2	FPI	<i>Crematogaster</i> sp.19	0,052	12,5	P
<i>Camponotus</i> sp.3	0,011	15,2	FPI	<i>Camponotus</i> sp.7	0,041	12,5	P
<i>Pheidole</i> sp.97	0,01	13,9	FPI	<i>Pheidole</i> sp.4	0,048	12,1	P

Tabela 3, Continua.

Espécie	p	IV	SUP	Espécie	p	IV	SUP
<i>Pheidole</i> sp.64	0,046	13,7	FPI	<i>Pheidole</i> sp.39	0,029	11,9	P
<i>Crematogaster</i> sp.34	0,025	13,2	FPI	<i>Pheidole</i> sp.69	0,037	11,2	P

A análise de partição hierárquica mostrou que somente a média de serapilheira influenciou a riqueza de formigas, ocasionando um aumento no número de espécies (Figura 5A, B). Já para a abundância de formigas, a média de serapilheira, a variação na serapilheira e a variação na densidade do solo influenciaram negativamente o número de indivíduos, enquanto a densidade média do solo influenciou positivamente o número de formigas, entre todos os sistemas de uso da paisagem (Figura 5C). A abertura do dossel ocasionou um aumento no número de indivíduos entre os sistemas florestais, enquanto a riqueza de espécies vegetais influenciou negativamente o número de formigas (Figura 5D).

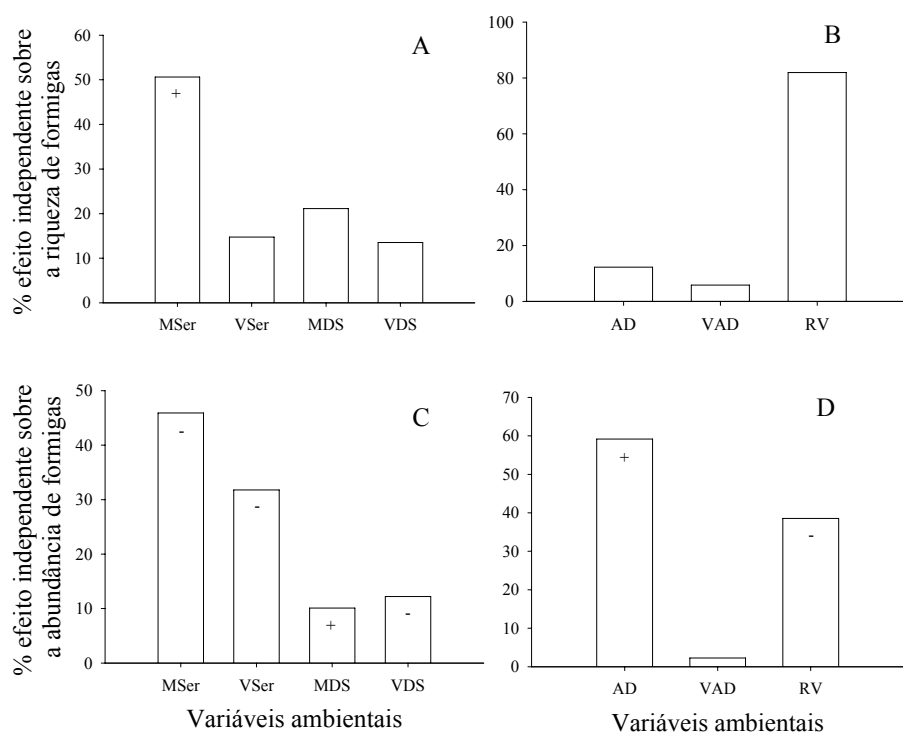


Figura 5. Influência das variáveis ambientais na riqueza (A, B) e abundância de formigas (C, D) coletadas com armadilha de queda do tipo pitfall, dentro de cada sistema de uso da paisagem, Santarém-Belterra, PA, Brasil. MSer = média serapilheira, VSer = variação da serapilheira, MDS = média da densidade do solo, VDS = variação na densidade do solo, AD = média da abertura do dossel, VAD = variação na abertura do dossel, RV = riqueza de espécies vegetais. (-) = efeito negativo $p < 0,05$, (+) = efeito positivo $p < 0,05$. Figuras A e C, entre todos os sistemas de uso da paisagem. Figuras B e D, somente entre sistemas florestais.

A abertura do dossel foi maior na floresta secundária e não diferiu entre os sistemas de floresta primária ($p < 0,001$, $F = 5,288$) (Figura 6A). A média de serapilheira foi menor nos sistemas de pastagem e agricultura mecanizada, intermediária nos sistemas de floresta secundária e floresta primária com corte seletivo e queimada, e maior nos sistemas de floresta primária intacta, floresta primária com corte seletivo e floresta primária queimada ($p < 0,001$, $F = 69,89$) (Figura 6B). A variação na serapilheira diferiu entre os sistemas florestais e os

sistemas de pastagem e agricultura mecanizada, sendo maior nos sistemas florestais ($p < 0,001$, $F = 19,99$) (Figura 6C). A densidade do solo foi maior na pastagem, menor na floresta primária com corte seletivo e intermediária nos demais sistemas de uso ($P = 0,001$, $F = 4,771$) (Figura 6D). Já a variação na densidade do solo foi menor na pastagem que nos demais sistemas de uso da paisagem ($p < 0,001$, $F = 3,814$) (Figura 6E). A riqueza de espécies vegetais formou quatro grupos: o primeiro, formado pelos sistemas de pastagem e agricultura mecanizada, apresentando os menores valores; o segundo, formado pelo sistema de floresta secundária; o terceiro, formado pelos sistemas de floresta primária intacta e floresta primária com corte seletivo, apresentando valores intermediários e o quarto grupo, formado pelos sistemas de floresta primária queimada e floresta primária com corte seletivo e queimada, apresentando os maiores valores ($p < 0,001$, $F = 93,624$) (Figura 6F).

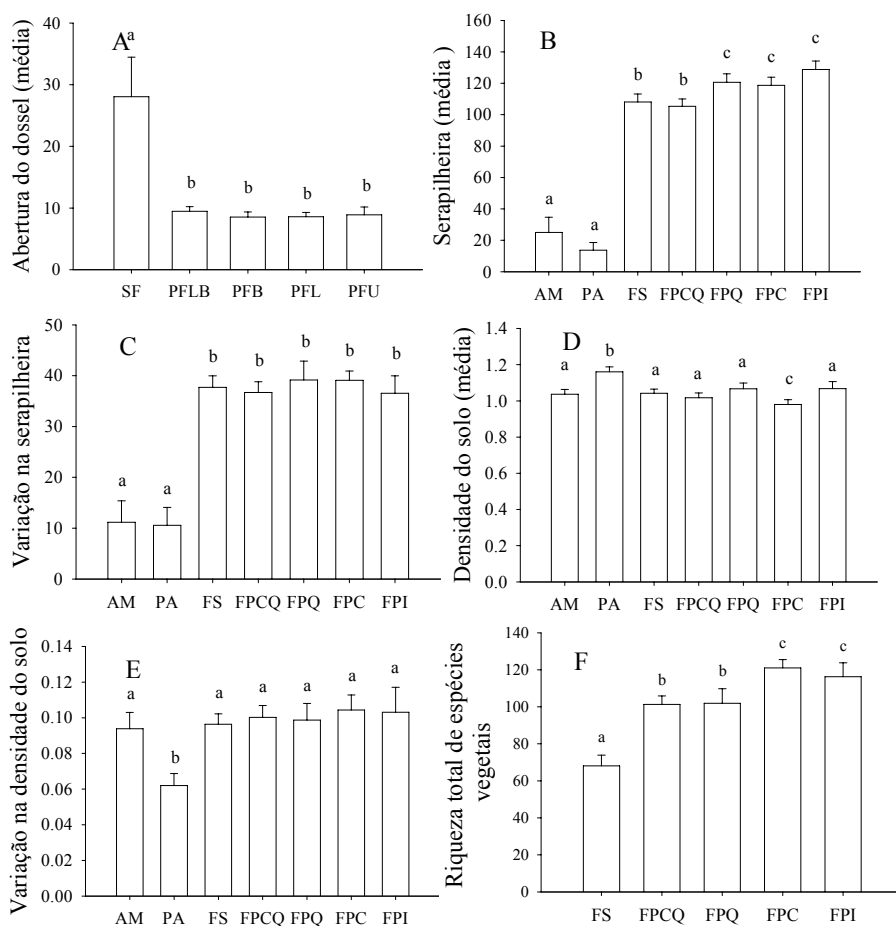


FIGURA 6. Abertura dossel (média) (somente entre sistemas florestais) (A), média da serapilheira (B), variação na serapilheira (C), média densidade do solo (D), variação na densidade do solo (E) riqueza de espécies vegetais (somente entre sistemas florestais) (F) entre os diferentes sistemas de uso da paisagem na região de Santarém-Belterra, PA. AM = agricultura mecanizada, PA = pastagem, FS = floresta secundária, FPCQ = floresta primária com corte seletivo e queimada, FPQ = floresta primária queimada, FPC = floresta primária com corte seletivo, FPI = floresta primária intacta. Letras iguais acima de cada barra não apresentam diferença significativa ($p < 0,001$).

A composição de formigas foi influenciada por seis das sete variáveis ambientais analisadas (Tabela 4). A média da serapilheira foi a variável mais

importante na estruturação da comunidade de formigas, das variáveis analisadas entre todos os sistemas de uso da paisagem, explicando, sozinha, 6% da variação dos dados, seguida pela variação da serapilheira, com 4% da variação dos dados, densidade média do solo com 2% e variação na densidade do solo com 1%. Já para as variáveis analisadas apenas entre os sistemas florestais, a abertura do dossel e a riqueza de espécies vegetais tiveram influência na estruturação da nuvem de dados, explicando, cada uma, 3% da variação dos dados.

Tabela 4 - Valores de F da análise de *distance based linear models* (DistLM) para detectar efeitos de cada variável ambiental sob a comunidade de formigas coletadas em armadilha de queda do tipo pitfall, dentro de cada sistema de uso da paisagem, Santarém-Belterra, PA, Brasil. MSer = média serapilheira, VSer = variação da serapilheira, MDS = média da densidade do solo, VDS = variação na densidade do solo, AD = média da abertura do dossel, VAD = variação na abertura do dossel, RV = riqueza de espécies vegetais. p values: (*) $p < 0,001$. (†) somente sistemas florestais.

MSer	VSer	MDS	VDS	MAD†	VAD†	RV†
9,776*	6,0023*	3,6853*	2,6621*	3,349*	1,0907	3,0192*

5 DISCUSSÃO

Este trabalho contribui para um melhor entendimento da importância relativa dos efeitos do uso da paisagem sobre a comunidade de formigas, uma vez que possui réplicas genuínas em escala de paisagem. Somente a agricultura mecanizada apresentou menor riqueza de formigas que os demais sistemas, enquanto a abundância de formigas total foi maior na pastagem e na agricultura mecanizada. Os sistemas de pastagem, agricultura e floresta primária apresentaram fauna distinta, enquanto a floresta secundária, embora apresente uma fauna distinta da maioria dos sistemas de uso da paisagem, não formou um grupo definido (Figura 4 – NMDS).

Embora, neste estudo, tenha sido utilizado um delineamento amostral não balanceado, ele reflete a proporção de cada sistema dentro das microbacias estudadas. A floresta secundária apresentou elevada riqueza total de espécies, no entanto, não foi discriminada entre classes, assim como foi a floresta primária. A disjunção do sistema de floresta secundária em grupos, quanto ao tempo de regeneração (sucessão em estágio inicial, intermediário ou tardio) e ou quanto ao histórico de uso, poderia culminar em grupos mais bem definidos e ampliar nosso conhecimento acerca da resposta da comunidade de formigas em áreas de regeneração.

A riqueza de formigas amostrada neste estudo corrobora o estudo sobre diversidade de formigas na Amazônia, que mostra elevado número de espécies para este bioma (MIRANDA et al., 2012; OLIVEIRA et al., 2009; WILKIE; MERTL; TRANIELLO, 2010). É necessário ressaltar que a riqueza de espécies naquela região é ainda maior do que o número de espécies amostradas neste estudo, uma vez que as curvas de acumulação de espécies não atingiram uma assíntota e somente uma metodologia e um estrato foram adotados. Isso é importante, em termos de conservação da biodiversidade, uma vez que o grupo estudado apresenta grande estratificação vertical (CAMPOS et al., 2008; RIBAS et al., 2012; VASCONCELOS et al., 2006; WILKIE; MERTL; TRANIELLO, 2010), sendo, portanto, a região estudada passível de uma biodiversidade muito maior. Além disso, a comunidade de formigas presente nos estratos arbóreos e arbustivos pode também apresentar diferenças quanto à resposta a perturbações (FRIZZO; CAMPOS; VASCONCELOS, 2012).

A intensificação agrícola afeta a comunidade da biota do solo de diferentes formas, com potencial consequência para o funcionamento do agroecossistema (PHILPOTT et al., 2010; POSTMA-BLAAUW et al., 2010). Embora a riqueza de espécies não seja o melhor parâmetro para estudos de bioindicação com formigas (RIBAS et al., 2012), a agricultura mecanizada foi o

sistema com menor número de espécies, mostrando o alto grau de impacto desse sistema sobre a comunidade de formigas. De fato, a intensificação da agricultura tem drásticos efeitos sobre a comunidade do solo (POSTMA-BLAAUW et al., 2010), devido à grande perturbação mecânica, à retirada da serapilheira, à maior exposição da comunidade à amplitude térmica, além da aplicação de defensivos no controle de pragas, doenças e ervas daninhas (DIAS et al., 2008).

Resultado similar foi encontrado por Dias et al. (2008), em cujo trabalho o número de espécies não diferiu entre floresta e pastagem, mas diferiu destes sistemas em comparação com o agroecossistema estudado (cafezal). Além disso, a abundância de formigas foi maior nos sistemas de pastagem e agricultura mecanizada, convergindo com outros estudos que também encontraram ambientes conservados, apresentando maior riqueza e menor abundância de formigas, quando comparados a ambientes impactados (VASCONCELOS, 1999). Ambientes impactados apresentam maior abundância de formigas devido à dominância de espécies generalistas (GRAHAM et al., 2004, 2009).

A composição de espécies de formigas foi influenciada pelos sistemas de uso da paisagem. Os sistemas de pastagem e agricultura mecanizada apresentaram, cada um, uma comunidade de formigas distinta dos demais sistemas de uso da paisagem, enquanto a comunidade presente no sistema de floresta primária como um todo também formou um grupo coeso. Essa distinção da fauna de formigas entre estes sistemas de uso da paisagem pode estar relacionada ao fato de as espécies que foram comuns em um sistema foram raras nos demais, evitando a sobreposição dos transectos de cada sistema na análise de ordenação (Figura 4) (VASCONCELOS et al., 2006). Contudo, a floresta secundária não apresentou um grupo definido.

Segundo Vasconcelos (1999), a recuperação da fauna de formigas em áreas abandonadas depende da história de uso da paisagem. Assim, a grande variação dentro dos pontos de floresta secundária pode estar relacionada à

história de uso da paisagem e ao tempo de abandono, ou seja, a comunidade de formigas presente nesses sítios pode, ainda, refletir sua antiga ocupação do uso da paisagem que, por sua vez, tem grande variação temporal e espacial da intensidade de uso.

Entre os sistemas de floresta primária, a floresta primária com corte seletivo e queimada foi a mais dissimilar. Florestas primárias com corte seletivo podem suportar uma assembléia de formigas similar à de florestas intactas (VASCONCELOS; VILHENA; CALIRI, 2000), porque a fauna de formigas apresenta rápida recuperação, quando a intensidade e a escala do distúrbio em florestas maduras são baixas (VASCONCELOS, 1999). Assim, a dissimilaridade da comunidade de formigas da floresta primária com corte seletivo e queimada em relação às demais pode significar que a ação desses dois distúrbios em conjunto (fogo e corte seletivo) representa um impacto mais intenso sobre a fauna de formigas. Além disso, essa dissimilaridade pode ser fruto não só da desestruturação da comunidade de formigas (espécies e indivíduos perdidos) como também significar uma nova reestruturação, uma vez que tanto o corte seletivo quanto o fogo causam alterações significativas sobre a abertura do dossel e serapilheira (RAY; NEPSTAD; MOUTINHO, 2005; VASCONCELOS; VILHENA; CALIRI, 2000), que são variáveis condicionantes da comunidade de formigas.

Apesar do grande número de espécies de formigas com valor de indicação significativo, nenhuma espécie teve valor de indicação alto o suficiente para ser considerada espécie indicadora (>70%) e somente duas espécies apresentaram valor de indicação acima de 45%, podendo ser utilizadas como espécies detectoras. Espécies detectoras têm níveis moderados de especificidade e podem ser mais úteis para monitorar mudanças ambientais que espécies indicadoras, uma vez que mudanças relativas na sua abundância, ao longo de diferentes graus de perturbação, podem ser um indicativo da direção na

qual a mudança no ambiente ocorre (MCGEOCH; RENSBURG; BOTES, 2002). Além disso, é menos provável que estas espécies são menos prováveis de tornarem-se vulneráveis que as espécies ‘características’, por apresentarem diferentes graus de preferência por diferentes estados ecológicos e diferentes habitats aos quais elas se adaptam, ao contrário das espécies ‘características’, que poderiam rapidamente se tornar vulneráveis, comprometendo sua amostragem em monitoramentos posteriores (MCGEOCH; RENSBURG; BOTES, 2002). Assim, as espécies *Brachymyrmex* sp.1, detectora do sistema de agricultura mecanizada e a espécie *Crematogaster* sp.1, detectora do sistema de pastagem, amostradas nesse estudo, são detectoras de sistemas abertos e mais impactantes. Dessa forma, em monitoramentos futuros, estas espécies podem nos dar o indicativo da direção na qual os sistemas estão caminhando, seja para recuperação ou degradação, uma vez que elas estão positivamente associadas com áreas impactadas.

Reconhecer os parâmetros ambientais que são mais sensíveis ao distúrbio e seus efeitos sobre a biota é importante para monitorar com mais eficácia os efeitos dos impactos humanos sobre a biodiversidade (RIBAS et al., 2012). Estudos prévios mostram que espécies florestais são sensíveis às mudanças nos habitats que acompanham a conversão de florestas naturais em agroecossistemas (ARMBRECHT; RIVERA; PERFECTO, 2005; BOS; STEFFAN-DEWENTER; TSCHARNTKE, 2007). No presente estudo, os sistemas de pastagem e agricultura mecanizada formaram um único grupo, quanto às variáveis ambientais analisadas, exceto para a densidade do solo e sua variação, na qual a pastagem apresentou maior densidade do solo que os demais sistemas e menor variação neste, o que, provavelmente, reflete o tipo de uso. Contudo, é necessário fazer uma avaliação destas variáveis ambientais utilizando apenas os sistemas de floresta primária, para detectar efeitos mais sutis entre estes sistemas. O corte seletivo de árvores e a ação do fogo, por exemplo,

contribuem para um aumento na abertura do dossel, por meio da retirada e morte de árvores, respectivamente, e isso fará com que o índice de área foliar diminua (FEARNSIDE, 2005; RAY; NEPSTAD; MOUTINHO, 2005) e influencie diretamente outros fatores, como riqueza de espécies vegetais e a serapilheira. No entanto, no presente estudo, as florestas primárias sob ação de corte seletivo e fogo não diferiram quanto a estas variáveis, em relação à floresta primária intacta.

A abertura do dossel influenciou positivamente a abundância de formigas, enquanto o número de espécies vegetais influenciou negativamente esta métrica, dentro dos sistemas florestais. Isso era esperado, uma vez que a abertura do dossel foi maior no sistema florestal mais perturbado (Figura 6A) e representa uma condição ambiental mais extrema, favorecendo o aparecimento de espécies generalistas, enquanto a riqueza de espécies vegetais foi maior nos sistemas florestais menos impactados (Figura 6F), oferecendo maior quantidade de recursos para a comunidade de formigas e, portanto, permitindo um maior equilíbrio entre a comunidade. Em estudos prévios também foi encontrado efeito da abertura do dossel (GRAHAM et al., 2009; PERFECTO; VANDAMER, 1996; SILVEIRA et al., 2010) e do número de plantas (WILKIE; MERTL; TRANIELLO, 2010) sobre a comunidade de formigas.

A média da serapilheira foi a única variável que influenciou as três métricas (abundância, riqueza e composição). Em um estudo recente (WILKIE; MERTL; TRANIELLO, 2010), realizado na Amazônia do Equador, não foi encontrada influência da cobertura do dossel na riqueza de formigas total, mas observou-se que, para um dos três gêneros mais abundantes (*Solenopsis*), a porcentagem de cobertura do dossel influenciou a riqueza de espécies dentro desse gênero. Ainda neste estudo, os autores encontraram que o número de plantas por metro quadrado influencia a riqueza de espécies dentro do gênero *Pheidole* e não observaram influência da profundidade da serapilheira no

número de espécies de formigas total amostrado no estudo. Apesar da similaridade entre a comunidade de formigas entre diferentes sistemas de uso da paisagem, alguns gêneros predominantes na comunidade destes sistemas podem estar induzindo os efeitos dessas variáveis.

Em vários estudos são mostrados baixos níveis de congruência entre as respostas de grupos taxonômicos de nível maior a distúrbios (BARLOW et al., 2007; LAWTON et al., 1998). O presente trabalho corrobora estudos prévios que mostram a influência dessas variáveis ambientais sobre a comunidade de formigas (OLIVEIRA et al., 2011; PHILPOTT et al., 2010; RAY; NEPSTAD; MOUTINHO, 2005; VASCONCELOS; VILHENA; CALIRI, 2000).

6 CONCLUSÃO

A composição de espécies mostrou ser o melhor parâmetro para verificar diferenças entre os diferentes sistemas de uso da paisagem. No entanto, a riqueza e a abundância de formigas podem nos dar informações adicionais, quando analisadas com variáveis ambientais (GRAHAM et al., 2009).

A dissimilaridade apresentada pela floresta primária com corte seletivo e queimada pode ser um indício de que estes dois tipos de perturbação em conjunto tenham efeitos mais severos sobre a comunidade de formigas do que apenas um tipo de perturbação separadamente. Além disso, estudos prévios mostram inconsistência quanto à resposta da comunidade de formigas em florestas sob ação de fogo (PHILPOTT et al., 2010). O presente trabalho contribui com dados consistentes em virtude de suas réplicas espaciais, contribuindo para um melhor entendimento desse distúrbio na comunidade de formigas.

A floresta primária, independente de ser perturbada ou não, tem uma fauna diferenciada dos demais sistemas, tendo papel importante na manutenção

da biodiversidade de formigas. Assim, recomenda-se a conservação dos remanescentes de florestas primárias, com e sem perturbação, da Amazônia que ainda não se encontrem dentro de unidades de conservação. Apesar de uma ação (fogo ou corte seletivo) não alterar a comunidade de formigas, sugerem-se mudanças na utilização do fogo como manejo agrícola em áreas adjacentes à floresta primária e que espécies arbóreas de valor comercial sejam plantadas em áreas de regeneração, evitando, assim, corte seletivos futuros em áreas de floresta primária, uma vez que eles aumentam a propensão de queima da floresta (HOLDSWORTH; UHL, 1997) e a ação destes dois impactos em conjunto afetará a comunidade de formigas.

Sugere-se, ainda, que as áreas de florestas secundárias sejam consideradas em medidas protecionistas, visto que elas apresentam alta diversidade e, portanto, podem contribuir para a manutenção da diversidade, além de proteger os remanescentes de floresta primária, ajudando a amenizar ações antrópicas sobre estes.

REFERÊNCIAS

ARMBRECHT, I.; RIVERA, L.; PERFECTO, I. Reduced diversity and complexity in the leaf-litter ant assemblage of Colombian coffee plantations. **Conservation Biology**, Malden, v. 19, n. 3, p. 897-907, 2005.

BARLOW, J. et al. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. **Proceedings of the National Academy of science of the United States of America - PNAS**, v. 104, n. 47, p. 18555-18560, Nov. 2007.

BASTOS, T. X. O estado atual dos conhecimentos das condições climáticas da Amazônia Brasileira. In: INSTITUTO DE PESQUISA AGROPECUÁRIA DO NORTE (Ed.). **Zoneamento agrícola da Amazônia: 1ª aproximação**. Belém, 1972. p. 68-122. (Boletim técnico, 54).

BETTS, R.; SANDERSON, M.; WOODWARD, S. Effects of large-scale Amazon forest degradation on climate and air quality through fluxes of carbon dioxide, water, energy, mineral dust and isoprene. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 363, n. 1498, p. 1873-1880, Feb. 2008.

BOLTON, B. **Identification guide to the ant genera of the world**. Cambridge: Harvard University, 1994.

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

BRAGA, R. F. et al. Are dung beetles driving dung-fly abundance in traditional agricultural areas in the Amazon? **Ecosystems**, v. 15, n. 7, p. 1173-1181, 2012.

CAMPOS, R. I. et al. Estratificação vertical de formigas em cerrado sentido restrito no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas – GO. **Iheringia, Série**

Zoologia, Porto Alegre, v. 98, n. 3, p. 311-316, set. 2008.

CHEVAN, A.; SUTHERLAND, M. Hierarchical partitioning. **The American Statistician**, v. 45, n. 2, p. 90-96, 1991.

CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N. **PRIMER v. 6**: user manual/tutorial. Plymouth: PRIMER-E, 2006.

COWELL, R. K. **EstimateS**: statistical estimation of species richness and shared species from samples: version 7.0: user's guide and application. University of Connecticut, 2006. Disponível em: <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>>. Acesso em: 15 jan. 2013.

CRAWLEY, M. J. **Statistical computing**: an introduction to data analysis using S-plus. Chichester: J. Wiley, 2007.

CRIST, T. O. Biodiversity, species interactions, and functional roles of ants (*Hymenoptera: Formicidae*) in fragmented landscapes: a review. **Myrmecological News**, Vienna, v. 12, p. 3-13, Sept. 2009.

DIAS, N. S. et al. Interação de fragmentos florestais com agroecossistemas adjacentes de café e pastagem: respostas das comunidades de formigas (*Hymenoptera, Formicidae*). **Iheringia, Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 98, n. 1, p. 136-142, 2008.

DUFRÊNE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecology Monographs**, v. 67, n. 3, p. 345-366, 1997.

FEARNSIDE, P. M. A água de São Paulo e a floresta Amazônica. **Ciência Hoje**, São Paulo, v. 34, n. 203, p. 63-65, 2004.

FEARNSIDE, P. M. Desmatamento na Amazônia Brasileira: história, índices e conseqüências. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, p. 113-122, jul. 2005.

FRAZER, G. W.; CANHAM, C. D.; LERTZMAN, K. P. Gap **Light Analyzer (GLA)**: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs: users manual and program documentation, version 2.0. Burnaby: Simon Fraser University, 1999.

FRIZZO, T. L. M.; CAMPOS, R. I.; VASCONCELOS, H. L. Contrasting

effects of fire on arboreal and ground-dwelling ant communities of a neotropical

savanna. **Biotropica**, St. Louis, v. 44, n. 2, p. 254-261, 2012.

GABET, E. J.; REICHMAN, O. J.; SEABLOOM, E. W. The effects of bioturbation on soil processes and sediment transport. **Annual Review of Earth and Planetary Science**, Palo Alto, v. 31, n. 1 p. 249-273, 2003.

GARDNER, T. A. et al. A multi-region assessment of tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Biological Conservation**, Oxford, v. 143, n. 10, p. 2293-2300, 2010.

GARDNER, T. et al. A social and ecological assessment of tropical land-uses at multiple scales: the sustainable Amazon network. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, London, v. 368, n. 1619, p. 20120166, June 2013.

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

GRAHAM, J. H. et al. Habitat disturbance and the diversity and abundance of ants (*Formicidae*) in the Southeastern Fall-Line Sandhills. **Journal of Insect**

Science, v. 4, n. 30, p. 1-28, 2004.

GRAHAM, J. H. et al. Species richness, equitability, and abundance of ants in disturbed landscapes. **Ecological Indicators**, v. 9, n. 5, p. 866-877, 2009.

HOFFMAN, B. D. Using ants for rangeland monitoring: global patterns in the responses of ant communities to grazing. **Ecological Indicators**, v. 10, n. 2, p. 105-111, 2010.

HOLDSWORTH, A. R.; UHL, C. Fire in Amazonian selectively logged rain forest and the potential for fire reduction. **Ecological Applications**, Tempe, v. 7, n. 2, p. 713-725, May 1997.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapas de biomas do Brasil**. Rio de Janeiro, 2004.

LAWTON, J. H. et al. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. **Nature**, London, v. 391, p. 72-76, Jan. 1998.

LEGENDRE, P.; ANDERSON, M. J. Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. **Ecological Monographs**, Lawrence, v. 69, n. 1, p. 1-24, 1999.

MAC NALLY, R. Multiple regression and inference in ecology and conservation biology: further comments on retention of independent variables. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 11, n. 8, p. 1397-1401, 2002.

MAC NALLY, R. Regression and model-building in conservation biology, biogeography and ecology: the distinction between – and reconciliation of – ‘predictive’ and ‘explanatory’ models. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 9, n. 5, p. 655-671, 2000.

MALHI, Y. et al. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. **Science**, Washington, v. 319, n. 5860, p. 169-172, 2008.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M. J. **PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 4.10**. Gleneden Beach: MjM Software Design, 1999.

MCGEOCH, M. A.; RENSBURG, B. J.; BOTES, A. The verification and application of bioindicators: a case study of dung beetles in a savanna ecosystem. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 39, n. 4, p. 661-672, 2002.

MIRANDA, P. N. et al. Check list of ground-dwelling ants (*Hymenoptera: Formicidae*) of the eastern Acre, Amazon, Brazil. **Check List**, v. 84, n. 4, p. 722-730, 2012.

NAKAMURA, A. et al. The use of ants and other soil and litter arthropods as bio-indicators of the impacts of rainforest clearing and subsequent land use. **Journal of Insect Conservation**, Dordrecht, v. 11, n. 2, p. 177-186, 2007.

OLIVEIRA, M. A. et al. Ant (*Hymenoptera: Formicidae*) diversity in an area of the Amazon forest in Acre, Brazil. **Sociobiology**, Chico, v. 54, n. 1, p. 1-25, 2009.

OLIVEIRA, M. A. et al. Vegetation structure and richness: effects on ant fauna of the Amazon – Acre, Brazil (*Hymenoptera: Formicidae*). **Sociobiology**, Chico, v. 57, n. 3, p. 471-486, 2011.

OTTONETTI, L.; TUCCI, L.; SANTINI, G. Recolonization patterns of ants in a rehabilitated lignite mine in central Italy: potential for the use of Mediterranean ants as indicators of restoration processes. **Restoration Ecology**, Malden, v. 14, n. 1, p. 60-66, 2006.

PALACIO, E. E.; FERNÁNDEZ, F. Claves para las subfamilias y géneros. In: FERNÁNDEZ, F. (Ed.). **Introducción a las hormigas de la region Neotropical**. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos

Alexander von Humboldt, 2003. p. 233-260.

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

PHILLIPS, O. L. et al. Changes in the carbon balance of tropical forests: evidence from long-term plots. **Science**, Washington, v. 282, p. 439-442, Oct. 1998.

PHILPOTT, S. M. et al. Ant diversity and function in disturbed and changing habitats. In: LACH, L.; PARR, C. L.; ABBOTT, K. L. (Ed.). **Ant ecology**. Oxford: Oxford University, 2010. p. 137-156.

POSTMA-BLAAUW, M. B. et al. Soil biota community structure and abundance under agricultural intensification and extensification. **Ecology**, Tempe, v. 91, n. 2, p. 460-473, 2010.

RAY, D.; NEPSTAD, D.; MOUTINHO, P. Micrometeorological and canopy controls of fire susceptibility in a forested Amazon landscape. **Ecological Applications**, Tempe, v. 15, n. 5, p. 1664-1678, 2005.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. Viena: R Foundation for Statistical Computing, 2011.

RIBAS, C. R. et al. Ants as indicators in Brasil: a review with suggestions to improve the use of ants in environmental monitoring programs. **Psyche**, Cambridge, v. 2012, p. 1-23, 2012.

SILVEIRA, J. M. et al. Factors affecting the abundance of leaf-litter arthropods in unburned and thrice-burned seasonally-dry Amazonian forests. **PLoS ONE**, v. 5, p. 9, e12877, 2010.

UNDERWOOD, E. C.; FISHER, B. L. The role of ants in conservation monitoring: if, when, and how. **Biological Conservation**, Oxford, v. 13, n. 2, p. 166-182, 2006.

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. 409-420, 1999.

VASCONCELOS, H. L. et al. Long-term effects of forest fragmentation on Amazonian ant communities. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 33, n. 8, p. 1348-1356, 2006.

VASCONCELOS, H. L.; VILHENA, J. M. S.; CALIRI, G. J. A. Responses of ants to selective logging of a Central Amazonian forest. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 37, n. 3, p. 508-514, 2000.

VERDÚ, J. R.; NUMA, C.; HERNÁNDEZ-CUBA, O. The influence of landscape structure on ants and dung beetles diversity in a Mediterranean savanna-forest ecosystem. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 3, p. 831-839, 2011.

WAGNER, D.; JONES, J. B.; GORDON, D. M. Development of harvester ant colonies alters soil chemistry. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 36, n. 5, p. 794-804, 2004.

WILKIE, K. T. R.; MERTL, A. L.; TRANIELLO, J. F. A. Species diversity and distribution patterns of the ants of Amazonian Ecuador. **PLoS ONE**, v. 5, n. 10, e13146, 2010.

CAPÍTULO II

VALOR DE CONSERVAÇÃO DE PAISAGENS MODIFICADAS NA AMAZÔNIA ORIENTAL

RESUMO

Este trabalho foi realizado com o objetivo de ampliar os estudos sobre o valor de conservação da biodiversidade em florestas secundárias e posicionar o valor de conservação destas florestas mediante o valor de conservação da floresta primária e sistemas de usos não florestais, utilizando formigas como modelo. As formigas foram coletadas, com armadilhas do tipo pitfall, em 18 microbacias, contemplando sete usos da paisagem (agricultura mecanizada, pastagem, floresta secundária, floresta primária intacta, floresta primária queimada, floresta primária com corte seletivo e floresta primária com corte seletivo e queimada) na região de Santarém, Pará. A floresta secundária mostrou ter valor de conservação superior ao de sistemas não florestais e valor de conservação equivalente ao de florestas primárias com perturbação, por abrigar espécies da floresta primária. Isso é importante para ressaltar a importância das florestas secundárias em medidas protecionistas e manejo. A remoção de espécies ocasionais mostrou ser mais importante na determinação do índice de singularidade para os sistemas referências do que para o valor de conservação dos usos modificados em si. Embora a floresta primária compartilhe um número considerável de formigas com os sistemas modificados, esse número foi relativamente baixo. A riqueza de formigas não sofreu influência das variáveis que poderiam dar indicio de conservação ou de intensidade do uso. A alta diversidade de sistemas de uso da paisagem da Amazônia contribuiu para um ganho na diversidade de formigas. Contudo, não se sabe quantas espécies exclusivas da floresta primária já foram perdidas com o desmatamento, para saber se este valor representa um ganho de espécies ou apenas serve para amenizar um saldo negativo.

Palavras-chave: Compartilhamento de espécies. Espécies exclusivas. Índice de singularidade. Formigas. Floresta secundária. Floresta primária. Fogo. Corte seletivo.

ABSTRACT

This paper aims to extend the studies on the value of biodiversity conservation in secondary forests and position the conservation value of these forests through conservation value of primary forest systems and non-forest uses, using ants as a model. The ants were collected in pitfall traps in 18 watersheds covering seven land uses (mechanized agriculture, pasture, secondary forest, intact primary forest, burned primary forest, primary forest with selective logging and primary forest with selective cutting and burning) in the region Santarém, Pará. The secondary forest was shown to have higher conservation value than non-forest systems and conservation value equivalent to that of primary forests with disturbance for harboring primary forest species. It is important to emphasize the importance of secondary forests in protectionist measures and management. The removal of occasional species showed to be more important in determining the uniqueness index for reference systems than for the conservation value of modified uses in themselves. Although the primary forest shares a considerable number of ants with the modified systems, this number was relatively low. The richness of ants did not suffer influences of variables that could give us evidence of preservation or intensity of use. The high diversity of systems using the Amazon landscape contributed to a gain in ant diversity. However we do not know how many unique species of the primary forest have been lost to deforestation, to know whether this represents a species gain or it only minimizes a negative balance.

Keywords: Sharing species. Unique species. Uniqueness index. Ants. Secondary forest. Primary forest. Fire. Logging.

1 INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, as florestas secundárias tornaram-se o foco de pesquisas visando à determinação do seu valor, conservação e manejo (CHAZDON et al., 2007, 2009; HOLZ; PLACCI; QUINTANA, 2009). Isto porque a demanda por alimentos e biocombustíveis, juntamente com a degradação do solo em áreas de uso intensivo com conseqüentemente abandono (ALMEIDA et al., 2010), faz com que novas áreas naturais sejam exploradas e convertidas para uso agrícola. As áreas de florestas secundárias e pastagens abandonadas são as principais áreas utilizadas para conversão de sistemas agrícolas (SIMON; GARAGORRY, 2005).

No entanto, assim como as florestas primárias, as florestas secundárias são importantes na manutenção de serviços ecossistêmicos, tendo papel fundamental na recuperação da fertilidade do solo em áreas degradadas (MARTINS, 2005), na ciclagem de nutrientes (JUO; MANU, 1996; SZOTT; PALM; BURESH, 1999) e na proteção do solo contra erosão e lixiviação, contribuindo para a regulação dos ciclos hidrológicos (KLEMICK, 2011). Além disso, as florestas secundárias possibilitam a conectividade entre os remanescentes florestais (MESQUITA; DELAMONICA; LAURANCE, 1999), permitindo o deslocamento e a sobrevivência da fauna (BARLOW et al., 2007b), ajudando na remoção do carbono atmosférico, fixando-o como biomassa durante o crescimento da vegetação e atenuando a emissão de gases do efeito estufa (NOBRE; NOBRE, 2002).

As florestas secundárias também têm papel fundamental nos sistemas agrícolas, por constituírem uma etapa da agricultura itinerante (MASSOCA et al., 2012), recuperando o solo para que um novo sistema de cultivo seja implantado na área. Isso evita que áreas de floresta primária sejam desmatadas, uma vez que a degradação do solo por sistemas de cultivo são uma das causas de

abandono da área (BRIENZA JUNIOR, 2012) e o conseqüente desmatamento. Assim, à medida que aumenta o desmatamento de áreas naturais, a importância das florestas secundárias aumenta (CHAZDON et al., 2009). Dessa forma, estabelecer novas florestas secundárias em áreas improdutivas significa preservar as florestas já existentes, primárias e secundárias, protegendo e permitindo que elas alcancem estágios de sucessão avançados, respectivamente.

O histórico de uso da paisagem pode influenciar o processo de regeneração das florestas secundárias (HOLZ; PLACCI; QUINTANA, 2009; MASSOCA et al., 2012), em alguns casos retardando o processo de sucessão (TABARELLI et al., 2012) ou tornando a regeneração com baixa diversidade (CHAZDON, 2012; MASSOCA et al., 2012). Dessa forma, o manejo das florestas secundárias é uma solução rápida e efetiva da recuperação da biodiversidade em áreas degradadas (CHAZDON, 2012). Medidas de conservação estão implantando sistemas de pagamento por serviços ambientais, no intuito de estimular proprietários rurais na recuperação, na proteção e no manejo de florestas (BRANCALION et al., 2012; CHAZDON, 2012). No entanto, as necessidades específicas e as oportunidades geradas por florestas secundárias em paisagens antropizadas não têm sido devidamente consideradas nas políticas públicas em curso no Brasil (BRANCALION et al., 2012). Nesse sentido, estudos sobre as florestas secundárias em sua estrutura conceitual, ecológica e espacial em paisagens modificadas podem ajudar a compreender e a maximizar a conservação dos serviços prestados por este hábitat (TABARELLI et al., 2012).

A Amazônia abriga cerca de 40% das florestas tropicais remanescentes (KIRBY et al., 2006) e constitui-se de um mosaico de diferentes tipos de uso da paisagem (ESPINDOLA et al., 2012; MENDONÇA; LOUREIRO; SACHSIDA, 2012). Almeida et al. (2010) verificaram que, dos 680.312 km² de área desmatada na Amazônia, cerca de 20% se encontravam em processo de

regeneração, sendo que áreas com presença de floresta secundária têm relação negativa com o índice de desmatamento. Embora as taxas de desmatamento na Amazônia tenham diminuído (SOUZA; MIZIARA; MARCO JUNIOR, 2013), as espécies que habitam áreas desmatadas que não sofreram processo de regeneração podem entrar em extinção, ao longo de mais três décadas após o fim do desmatamento (WEARN; REUMAN; EWERS, 2012), o que irá aumentar ainda mais o valor de conservação das florestas secundárias.

Em termos de biodiversidade, apesar da recente atenção dada ao valor de conservação da floresta secundária dentro das paisagens modificadas (GILLESPIE et al., 2012; BARLOW et al., 2007a, 2007b, 2010), não há um consenso sobre o mesmo. Assim este trabalho foi realizado com o objetivo de ampliar os estudos sobre o valor de conservação da biodiversidade em florestas secundárias e posicionar o valor de conservação destas florestas mediante o valor de conservação da floresta primária com e sem perturbação e sistemas de usos não florestais, utilizando formigas como modelo para testar as seguintes hipóteses:

H1: O valor de conservação (definido como a proporção de espécies de floresta primária presente num determinado sistema modificado) de florestas secundárias é maior que o valor de conservação de sistemas não florestais.

H2: A remoção de espécies ocasionais (definidas como as espécies que ocorreram em uma ou duas amostras) leva à redução do valor de conservação dos sistemas modificados.

H3: A maior parte da assembleia de formigas presente nos sistemas modificados é composta por espécies características de floresta primária.

H4: A riqueza de formigas na paisagem é influenciada positivamente

pela quantidade de floresta na paisagem e pela riqueza de formigas da floresta primária.

H5: A riqueza de formigas na paisagem é influenciada negativamente pela frequência de degradação da paisagem, a quantidade de área degradada e o índice de intensidade do uso da paisagem.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O presente trabalho contempla a amostragem da diversidade de formigas na região de Santarém como parte integrante do projeto Rede Amazônia Sustentável (RAS) (GARDNER et al., 2013).

Sete sistemas de uso da paisagem foram amostrados: agricultura (14 transectos), pastagem (24 transectos), floresta secundária (30 transectos), floresta primária (74 transectos), reflorestamento (cinco transectos), fruticultura (três transectos) e pequenos agricultores (três transectos). O sistema de agricultura foi caracterizado por áreas de agricultura mecanizada de produção de soja, feijão, milho ou arroz. Já o sistema de pastagem consiste em áreas muito heterogêneas, variando de pastos de cultura intensiva, caracterizados por áreas grandes e ‘limpas’, a pastos abandonados, com presença de vegetação arbustiva. O sistema de floresta secundária caracteriza-se por áreas de regeneração natural de floresta que anteriormente foram utilizadas para outros fins, enquanto a floresta primária consiste de áreas de florestas que não sofreram desmatamento, mesmo tendo sido alvo de algum tipo de impacto. A floresta primária foi dividida em quatro classes quanto ao tipo de impacto: floresta com corte seletivo (25 transectos), floresta queimada (13 transectos), floresta com corte seletivo e queimada (24 transectos) e floresta intacta (12 transectos). O sistema de

reflorestamento caracteriza-se por áreas abandonadas com plantação de espécies nativas ou com a espécie *Tectona grandis*, que tem alto valor comercial. O sistema de fruticultura consiste em plantações de banana, laranja e consórcio de laranja, limão e mexerica, enquanto o sistema de pequenos agricultores caracteriza-se por plantações de vegetais e mandiocas.

Daqui por diante, será utilizado o termo floresta primária referindo-se a todas as florestas primária em conjunto; floresta primária com perturbação para todas as florestas primárias que sofreram algum tipo de impacto; floresta primária intacta para a floresta primária sem perturbação, e usos modificados para todos os demais sistemas de uso da paisagem, com exceção da floresta primária.

2.2 Desenho amostral

O desenho amostral é baseado em uma amostra de 18 bacias hidrográficas de terceira ou quarta ordem (ca 5000 ha). Em cada microbacia foram distribuídos transectos de 300 m de extensão. Os transectos foram distribuídos utilizando-se um desenho amostral estratificado aleatório, em que a densidade padrão de transectos (um por 400 ha) foi distribuída em toda a bacia, na proporção da porcentagem de cobertura total de floresta e áreas de produção (Figura 1). Dessa forma, se metade da paisagem estava coberta por floresta, metade dos transectos foi alocada para a floresta. Em bacias hidrográficas com níveis muito baixos de cobertura florestal foram amostrados transectos florestais adicionais, para assegurar uma amostra mínima de três transectos florestais em todas as bacias. Dentro de cada uma destas duas categorias de uso da paisagem (floresta e não floresta), transectos foram distribuídos aleatoriamente, com uma distância mínima de 1.500 m entre eles, para minimizar a dependência espacial (GARDNER et al., 2013).

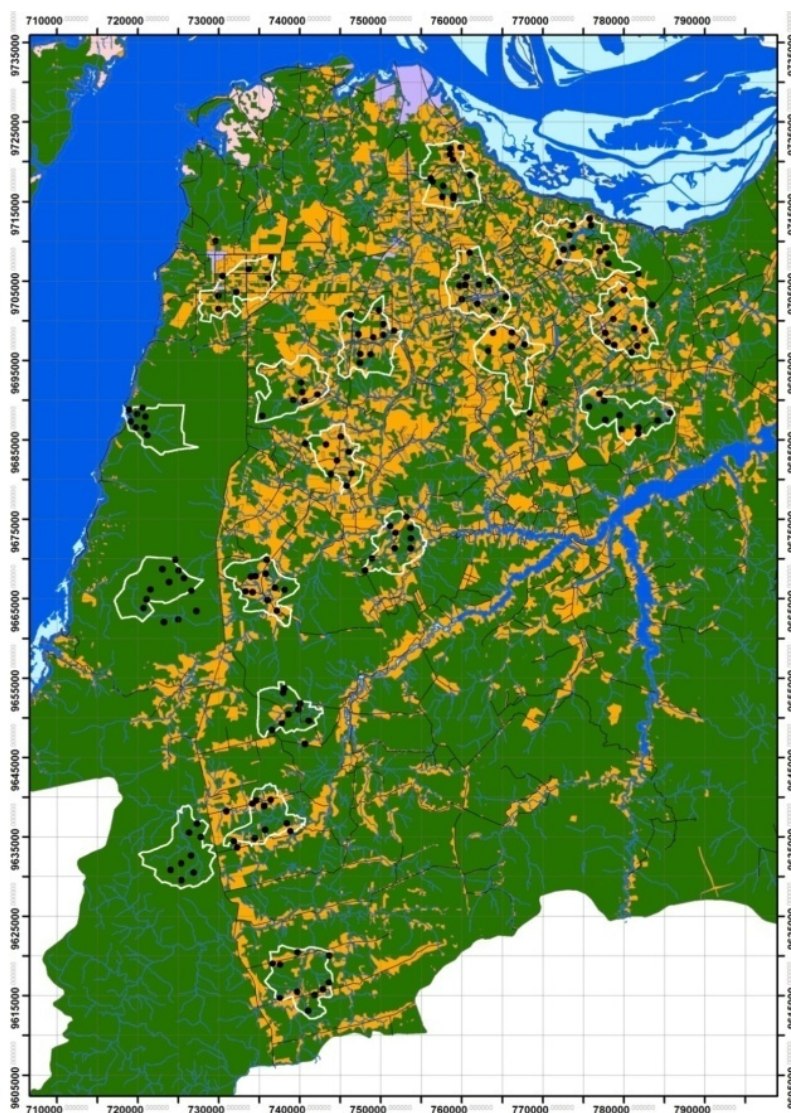


Figura 1. Município de Santarém com as 18 microbacias (delimitadas por linhas brancas) e seus respectivos transectos (pontos pretos). Área verde representa áreas florestais, enquanto a área amarela compreende todos os usos não florestais. Cursos d'água são representados por áreas azuis e rodovias, por linhas pretas.

2.3 Amostragem da diversidade de formigas

Para cada transecto, a comunidade de formigas foi amostrada por meio de armadilhas de queda do tipo pitfall. Foram distribuídas 10 armadilhas por transecto, nas distâncias de 50 m, 60 m, 70 m, 80 m, 90 m, 200 m, 210 m, 220 m, 230 e 240 m, a partir do início do transecto.

Os pitfalls consistiam de potes plásticos de um litro, com abertura de 10 cm de diâmetro, preenchidos com 300 ml de solução de captura (água, detergente neutro 5% e sal 0,9%).

As armadilhas permaneceram no campo por 48 horas e, após esse período, as amostras foram retiradas do campo. O material foi levado ao Laboratório de Ecologia de Formigas da Universidade Federal de Lavras (UFLA), onde foi realizada a triagem do material. As formigas foram montadas e identificadas até o gênero, com base em Bolton (1994) e Palacio e Fernández (2003) e, então, separadas em morfoespécies.

2.4 Análises estatísticas

2.4.1 Valor de conservação e Índice de singularidade

Os valores de conservação dos sistemas de uso da paisagem foram calculados com o auxílio do pacote *Shared-S* do software R (FRAZÃO et al., 2011). Esta análise parte do pressuposto de que quanto maior o número de espécies que os sistemas modificados compartilham com o seu hábitat original (sistema referência) maior será o seu valor de conservação, e quanto maior o número de espécies exclusivas do hábitat original, maior sua singularidade

(índice de singularidade). O valor de conservação e o índice de singularidade são obtidos ao final de três passos. Primeiro, é realizada uma randomização com as duas matrizes de presença-ausência (uma do sistema referência e uma do uso modificado) que criará 1.000 novas matrizes aleatoriamente, cada uma constituída de linhas (que representam os transectos) que são retiradas da matriz original, utilizando-se o método Bootstrap. O segundo passo é a remoção de espécies ocasionais, considerando que isso irá definir limites dentro dos quais o valor de conservação ou o índice de singularidade podem variar. As espécies ocasionais foram consideradas como as espécies que ocorreram uma (*singletons*) ou duas vezes (*doubletons*) em cada sistema de uso da paisagem. A remoção de espécies ocasionais foi realizada de duas formas, que são:

- 1) apenas no sistema modificado, o que representa uma abordagem mais conservadora, por manter as espécies ocasionais no sistema referência. A sua utilização baseia-se na justificativa de que o sistema referência, por ser mais conservado, tende a apresentar mais espécies naturalmente raras. Dessa forma, esta regra de remoção pode supervalorizar o índice de singularidade do sistema referência (ou desvalorizar o valor de conservação do sistema modificado) por manter também as espécies que realmente forem espécies ocasionais no sistema referência;
- 2) em ambos os sistemas, o que representa uma abordagem menos conservadora. A sua utilização baseia-se na justificativa de que não existe conhecimento suficiente sobre as espécies para determinar quais são, de fato, ocasionais e quais são naturalmente raras, considerando todas as espécies com baixa frequência como espécies ocasionais. Esta abordagem pode desvalorizar o índice de singularidade do sistema referência (ou supervalorizar o valor de

conservação do sistema modificado), por excluir as espécies que forem realmente raras no sistema referência.

O terceiro e último passo é calcular as métricas:

I) valor de conservação do sistema modificado - proporção de espécies compartilhadas entre o sistema de uso modificado e o sistema referência em relação ao número total de espécies destes sistemas;

II) índice de singularidade do sistema referência - proporção de todas as espécies que são exclusivas ao sistema referência.

Estas métricas são calculadas aos pares de matrizes. Assim, se 1.000 randomizações foram utilizadas, cada métrica será calculada 1.000 vezes, usando uma das matrizes aleatórias do sistema modificado e uma do sistema referência de cada vez, o que resultará em 1.000 valores. A distribuição desses valores é, então, ordenada e, como resultados, são obtidos a média e os limites de 2,5% de cada extremidade da distribuição.

Para estas análises não foram consideradas os sistemas de reflorestamento, fruticultura e pequenos agricultores, devido ao baixo número de amostras desses sistemas.

Estas análises foram realizadas duas vezes. A primeira, utilizando a floresta primária como sistema referência e os sistemas de pastagem, agricultura mecanizada e floresta secundária como sistema modificado. A segunda, utilizando a floresta intacta como sistema referência e os sistemas de pastagem, agricultura mecanizada, floresta secundária e os sistemas de florestas primárias com perturbação como sistema modificado.

2.4.2 Riqueza de espécies

Para testar a hipótese de que a maior parte da assembleia de formigas dos usos modificados é composta por espécies características da floresta primária, utilizou-se a porcentagem de espécies compartilhadas entre os sistemas de uso modificados com a floresta primária. O mesmo foi feito para as espécies compartilhadas entre a floresta secundária e os demais sistemas modificados. Obtiveram-se a riqueza total, por meio do número total de espécies de formigas amostrada em cada sistema de uso da paisagem avaliada e a riqueza média de cada sistema, por meio do número total de formigas do sistema dividido pelo número de transectos amostrados para cada sistema.

Para testar a hipótese de que a riqueza de formigas na paisagem é influenciada pela riqueza de formigas da floresta primária, a frequência de degradação, a quantidade de floresta, a quantidade de área degradada e o índice de intensidade de uso da paisagem (tempo médio desde o desmatamento) foi realizada uma análise de regressão, por meio do programa R 2.14.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011), utilizando a microbacia como unidade amostral. A riqueza total de formigas da microbacia foi utilizada como variável resposta e a riqueza total de formigas da floresta primária (a), a frequência de degradação (b), a quantidade de floresta (c), a quantidade de área degradada e o índice de intensidade de uso da paisagem (tempo médio desde o desmatamento) (e), dentro de cada microbacia foram utilizados como variáveis explicativas.

3 RESULTADOS

3.1 Valor de conservação e Índice de singularidade

Valor de conservação dos usos modificados em relação à floresta primária

Analisando-se o valor de conservação dos usos modificados utilizando a floresta primária como sistema referência, constata-se que a agricultura mecanizada apresentou o menor valor de conservação, seguida pela pastagem e pela floresta secundária (Figura 2). Os valores de conservação destes sistemas não diferiram quando a remoção de espécies ocasionais foi realizada apenas no sistema modificado (Figura 2A) ou em ambos os sistemas (Figura 2B). A remoção de espécies ocasionais não influenciou o valor de conservação para a agricultura mecanizada

Já para os sistemas de pastagem e floresta secundária, a remoção dos *doubletons* ocasionou uma diminuição no valor de conservação (Figura 2).

Valor de conservação dos usos modificados em relação à floresta primária intacta

A agricultura mecanizada e a pastagem apresentaram os menores valores de conservação (Figura 3) e não diferiram entre si e nem quanto ao valor de conservação, com a remoção das espécies ocasionais apenas nos sistemas modificados (Figura 3A) ou em ambos os sistemas (Figura 3B). As florestas primárias com perturbação e a floresta secundária também não diferiram entre si, quanto aos valores de conservação (Figura 3). Este resultado foi encontrado tanto para a remoção de espécies ocasionais nos sistemas modificados (Figura 3A) quanto para a remoção de espécies ocasionais em ambos os sistemas (Figura 3B).

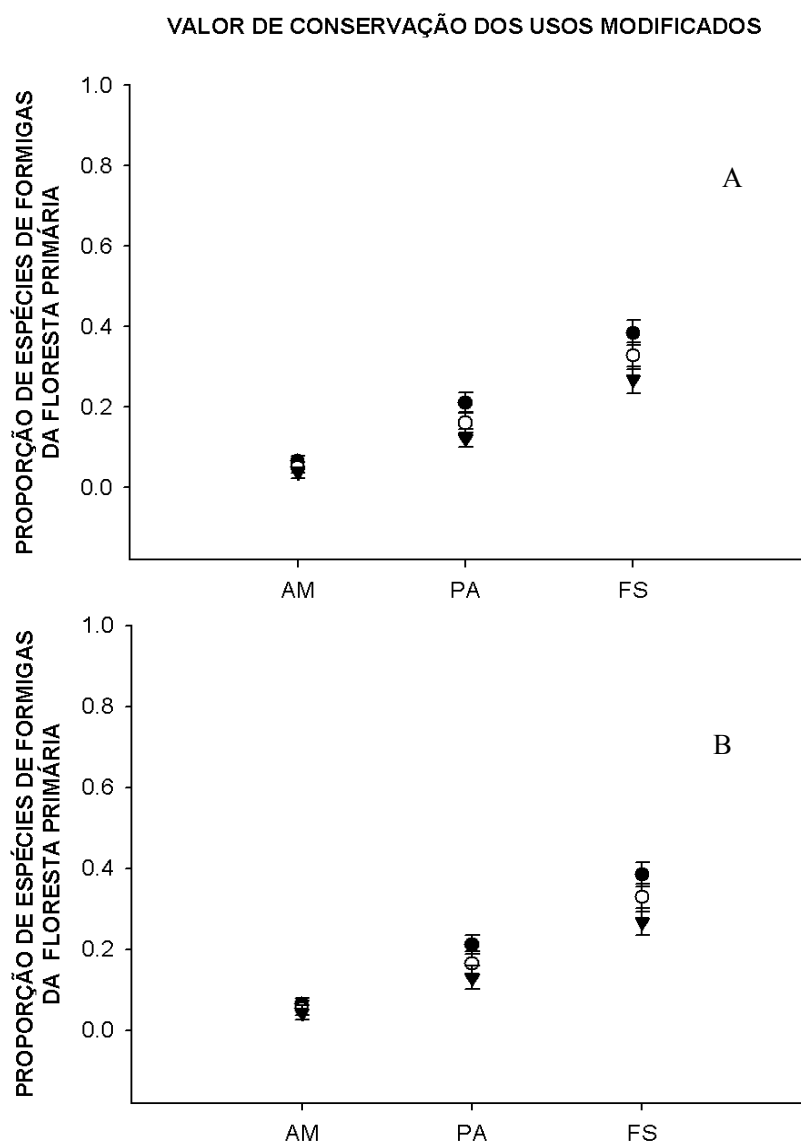


Figura 2. Valor de conservação dos sistemas de agricultura mecanizada (AM), pastagem (PA) e floresta secundária (FS) em relação à floresta primária, com as espécies ocasionais removidas apenas dos sistemas modificados (A) e removidas de todos os sistemas (B). (●) = valor de conservação sem remoção de espécies, (○) = remoção de *singletons* e (▼) = remoção de *doubletons*.

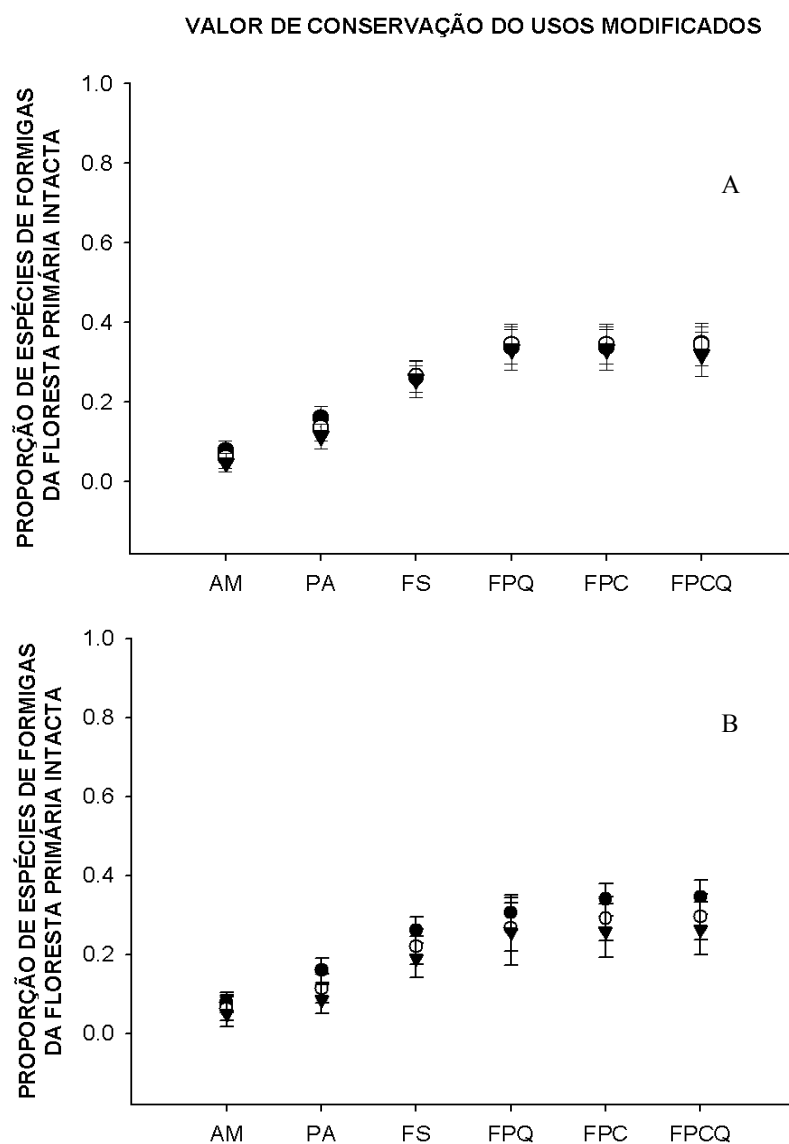


Figura 3. Valor de conservação dos sistemas de mecanizada (AM), pastagem (PA), floresta secundária (FS), floresta primária queimada (FPQ), floresta primária com corte seletivo (FPC) e floresta primária queimada com corte seletivo (FPCQ), em relação à floresta primária intacta, com as espécies ocasionais removidas apenas do sistema modificado (A) e espécies ocasionais removidas de ambos os sistemas (B). (●) = valor

de conservação sem remoção de espécies, (○) = remoção de *singletons* e (▼) = remoção de *doubletons*.

Índice de singularidade da floresta primária

A floresta primária apresentou os maiores índices de singularidade, quando comparada com a agricultura mecanizada, seguida pela pastagem e a floresta secundária, do que quando analisada com todos os sistemas modificados juntos (Figura 4). O índice de singularidade da floresta primária aumentou quando as espécies ocasionais foram removidas dos sistemas modificados, e a remoção dos *singletons* não teve efeito quando o índice de singularidade foi realizado com a agricultura mecanizada (Figura 4A). Contudo, o índice de singularidade da floresta primária não apresentou nenhuma variação, quando a remoção de espécies ocasionais foi realizada em ambos os sistemas (Figura 4B).

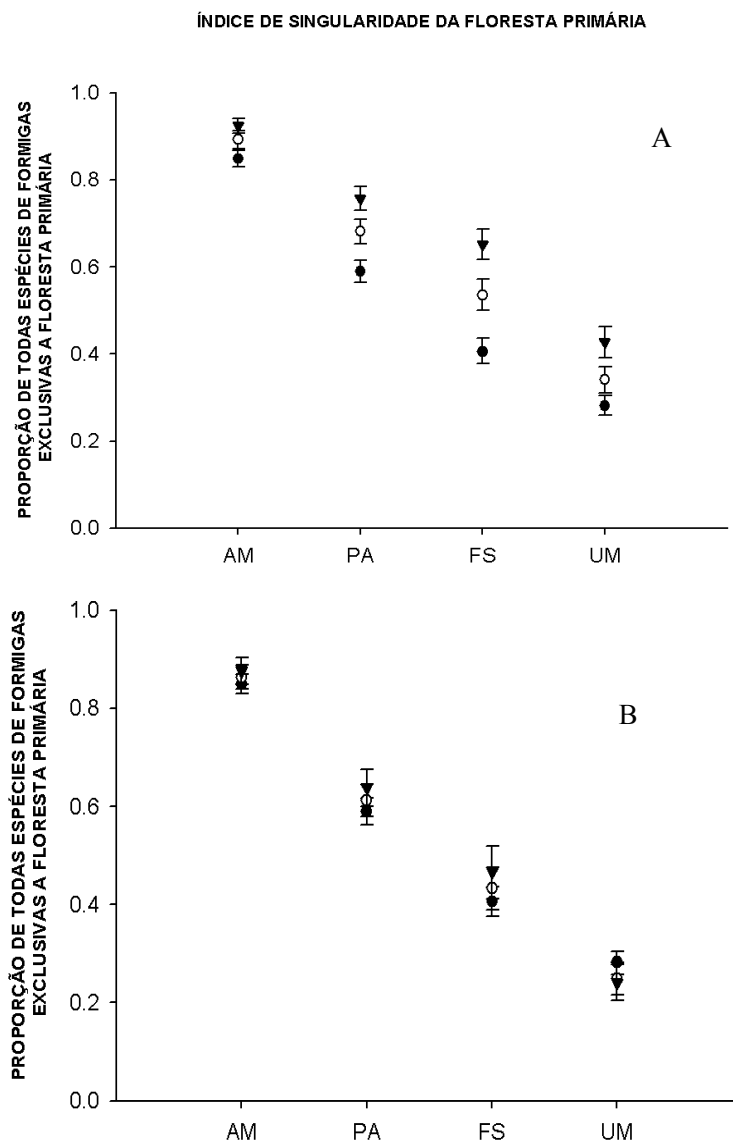


Figura 4. Índice de singularidade da floresta primária em relação aos sistemas de agricultura mecanizada (AM), pastagem (PA) e floresta secundária (FS), e em relação às espécies de todos os sistemas modificados juntos (pastagem, floresta secundária e agricultura mecanizada) (UM), com a proporção de todas as espécies que são exclusivas da floresta primária. (●) = índice de singularidade sem remoção de espécies, (○) = remoção de *singletons* e (▼) = remoção de *doubletons*.

Índice de singularidade da floresta primária intacta

O índice de singularidade da floresta primária intacta apresentou quatro grupos. O primeiro grupo, em ordem decrescente do índice de singularidade, foi obtido quando comparado com a agricultura mecanizada (Figura 5). O segundo grupo foi formado pela comparação da floresta primária intacta com os sistemas de pastagem e de floresta primária queimada. O terceiro grupo formou-se pela comparação com cada um dos sistemas de floresta perturbada e com a floresta secundária (Figura 5) e o quarto grupo, constituindo o menor índice de singularidade da floresta primária intacta, foi obtido por meio da comparação com todos os sistemas de floresta primária com perturbação em conjunto e com todos os sistemas de uso modificados em conjunto.

A remoção de espécies ocasionais apenas nos sistemas modificados aumentou o índice de singularidade da floresta primária intacta, tendo, para a análise com FPP e UM, somente a remoção dos *doubletons* apresentado efeito (Figura 5A). O índice de singularidade da floresta primária intacta não variou quando a remoção foi realizada em ambos os sistemas (Figura 5B).

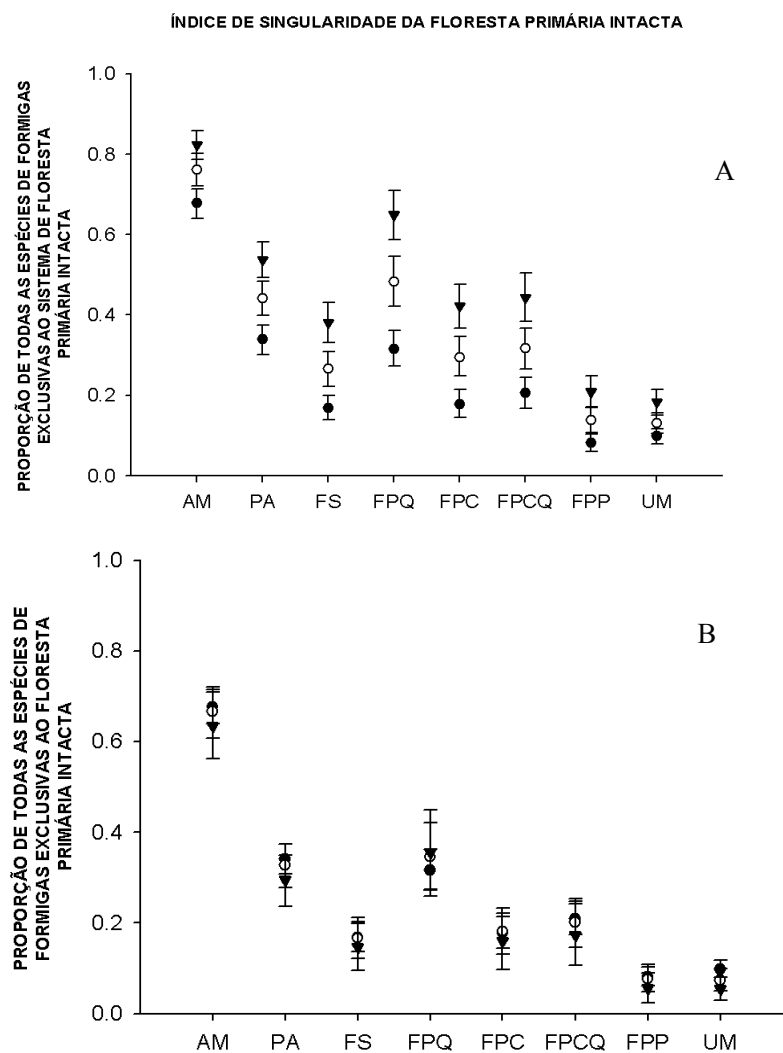


Figura 5. Índice de singularidade da floresta primária intacta, em relação aos sistemas de agricultura mecanizada (AM), pastagem (PA), floresta secundária (FS), floresta primária queimada (FPQ), floresta primária com corte seletivo (FPC), floresta primária queimada com corte seletivo (FPCQ), todos os sistemas de floresta primária com perturbação (FPP), todos os sistemas de uso modificado (agricultura mecanizada, pastagem, floresta secundária) (UM), com a proporção de todas as espécies que são exclusivas à floresta primária intacta. As espécies ocasionais foram removidas apenas do sistema modificado. (●) = índice de singularidade sem remoção de espécies, (○) = remoção de *singletons* e (▼) = remoção de *doubletons*.

3.2 Riqueza de espécies

Foi encontrado um total de 419 espécies de formigas, distribuídos em 10 subfamílias e 57 gêneros. A agricultura mecanizada foi o sistema com a menor riqueza total e riqueza média de formigas (Tabela 1). Apesar da grande variação na riqueza total de formigas entre os demais sistemas, a riqueza média não apresentou grande variação (Tabela 1). Ao todo, 195 espécies de formigas foram exclusivas a um único sistema e somente 11 espécies foram comuns aos sete sistemas de uso, considerando a floresta primária como um todo (Tabela 2). Das 126 espécies que foram exclusivas do sistema de floresta primária, 33 foram exclusivas da floresta primária com corte seletivo, 22 da floresta primária queimada, 18 da floresta primária com corte seletivo e queimada, 16 da floresta primária intacta e 37 espécies estavam presentes em dois ou mais sistemas de floresta primária (Tabela 1). A floresta secundária apresentou o segundo maior valor de espécies exclusivas. Os demais sistemas de uso modificado apresentaram baixo número de espécies exclusivas, exceto a pastagem, que apresentou o mesmo número da floresta primária com corte seletivo e queimada e número de espécies superior ao da floresta primária intacta (Tabela 1). Todos os sistemas de uso modificado apresentaram maior porcentagem de espécies compartilhadas com a floresta secundária do que com a floresta primária (Tabela 1).

Tabela 1. Riqueza total (total) e riqueza média (média) de espécies de formigas amostradas em cada sistema de uso da paisagem. Erro padrão (erro); número de espécies de formigas exclusivas de cada sistema de uso da paisagem (Sps exc), porcentagem de espécies de cada sistema em relação ao número total de espécies (%total), porcentagem de espécies de formigas compartilhadas com a floresta primária (%Sps PF) e porcentagem de formigas compartilhadas com a floresta secundária (%SF). FR = fruticultura, AM = agricultura mecanizada, PA = pastagem, RE = reflorestamento, PAG = pequenos agricultores, FS = floresta secundária, FP = floresta primária.

Sistemas de uso da paisagem							
Espécies	FR	AM	PA	RE	PAG	FS	FP
Total	60	52	154	87	55	229	300
média	24,75	10,84	23,58	22,6	24,66	24,1	22,41
erro	6,51	1,33	1,60	2,48	5,66	1,37	0,86
Sps exc	1	1	18	8	3	30	126
% total	14,31	12,41	36,75	20,76	13,12	54,65	71,59
%Sps PF	45%	46%	57,7%	66,6%	45,4%	66,3%	
%Sps SF	86,67%	88,46%	70,13%	79,31%	83,64%		

Floresta primária				
Espécies	Queimada	Corte seletivo	Corte seletivo + Queimada	Intacta
Total	139	192	170	124
média	21,76	23,4	22,25	21,41
erro	1,51	1,90	1,24	2,09
Sps exc	22	33	18	16
% total	33,17	45,82	40,57	29,59

Tabela 2. Número de espécies compartilhadas entre os sistemas de uso da paisagem.

número de espécies	número de sistemas que compartilham espécies *
195	um sistema (exclusivas)
90	dois sistemas
57	três sistemas
30	quatro sistemas
22	cinco sistemas
14	seis sistemas
11	sete sistemas

A riqueza total de formigas dentro de cada microbacia não apresentou correlação com a riqueza de formigas da floresta primária ($p = 0,48$, $Fx' = 0,50$), a frequência de degradação ($p = 0,85$, $Fx' = 0,03$), a quantidade de floresta ($p = 0,64$, $Fx' = 0,21$), a área degradada ($p = 0,69$, $Fx' = 0,16$) e o índice de intensidade do uso da paisagem ($p = 0,25$, $Fx' = 1,41$).

4 DISCUSSÃO

A floresta secundária apresentou valor de conservação maior que o de sistemas não florestais, enquanto a remoção de espécies ocasionais mostrou ser mais importante na determinação do índice de singularidade para os sistemas referências (floresta primária e floresta primária intacta) do que para o valor de conservação dos usos modificados em si. Embora a floresta primária compartilhe um número considerável de formigas com os sistemas modificados, esse número foi relativamente baixo. A riqueza de formigas não sofreu influência das variáveis que poderiam fornecer um indicio de conservação ou de intensidade do uso.

4.1 Valor de conservação e Índice de singularidade

Valor de conservação dos usos modificados

Os sistemas não florestais apresentaram os menores valores de conservação, independente de o sistema referência ser a floresta primária ou a floresta primária intacta, corroborando a hipótese de que sistemas não florestais têm baixo valor de conservação. Já a floresta secundária, além de apresentar valor de conservação maior que os sistemas não florestais, mostrou valor de conservação equivalente ao dos sistemas de floresta primária com perturbação. Contudo, não se pode dizer que as florestas secundárias estão no mesmo patamar, quanto à importância de conservação, que as florestas primárias com perturbação, uma vez que estas constituem sistemas originais da região e possuem, portanto, valor inestimável, devido à sua biodiversidade (BARLOW et al., 2007a, b, 2010; GIBSON et al., 2011). Além disso, as florestas primárias com perturbação poderiam ter sido avaliadas de acordo com a sua singularidade para comparação com a floresta primária intacta, uma vez que condições edáficas podem contribuir para que determinadas espécies ocorram em maior abundância em um sítio e sejam raras ou ausentes em outros sítios, dentro do mesmo tipo de habitat (BARLOW et al., 2007a).

Índice de singularidade

O índice de singularidade da floresta primária e da floresta primária intacta mostrou ser influenciado pelo sistema de uso em comparação. Para ambos os sistemas referência, o índice de singularidade foi maior quando comparado com a agricultura mecanizada. Para a floresta primária, este valor diminuiu no sentido pastagem, floresta secundária e todos os usos modificados, enquanto, para a floresta primária intacta, o valor de conservação não diferiu

entre alguns sistemas. Dessa forma, o índice de singularidade adotado mostrou ser influenciado não só pelo número de espécies exclusivas e compartilhadas, como também pela variedade de sistemas em comparação. Assim, sistemas mais degradados que compartilham menos espécies de formigas com a floresta primária, como a agricultura mecanizada, aumentam o número de espécies exclusivas da floresta primária e, conseqüentemente, o seu índice de singularidade. Por outro lado, quanto mais diversos forem os sistemas de uso em comparação, menor será a chance de espécies exclusivas da floresta primária e conseqüentemente menor será o seu índice de singularidade.

Barlow et al. (2010) situaram o valor de conservação da floresta primária (neste estudo definido como índice de singularidade) entre o valor de espécies exclusivas da floresta primária em relação ao número total de espécies amostradas (limite inferior) e espécies exclusivas em relação ao número de espécies da floresta primária (limite superior). No presente estudo, foi utilizado somente o limite inferior para avaliação do índice de singularidade da floresta primária, o que indica que a singularidade desta é ainda maior que a apresentada aqui.

Embora a avaliação da singularidade das florestas primárias perturbadas não tenha sido realizada, sabe-se que o número de espécies exclusivas da floresta primária intacta foi menor que o dos demais sistemas de floresta primária com perturbação. Contudo, qualquer afirmação sobre uma maior ou menor singularidade acerca das florestas primária com e sem perturbação seria dependente do conhecimento das espécies verdadeiramente raras e espécies que são, de fato, ocasionais.

Efeito da remoção das espécies ocasionais

O resultado de remoção das espécies ocasionais da pastagem e floresta secundária em relação à floresta primária como sistema referência é consequência do número de espécies ocasionais presente nos sistemas de uso modificado que são compartilhadas com a floresta primária e esta, por sua vez, apresenta um número relativamente baixo de espécies ocasionais compartilhadas. Dessa forma, quando as espécies ocasionais são removidas apenas dos sistemas de uso modificado, o seu valor de conservação diminui e nada ocorre quando as espécies ocasionais são removidas de ambos os sistemas. Neste estudo, somente a remoção de *doubetlons* ocasionou diminuição no valor de conservação, divergindo do estudo realizado com outros taxa, que encontraram a remoção de *singletons* como principal agente de alteração no valor de conservação (BARLOW et al., 2010).

Ao considerarmos a floresta primária intacta como sistema referência, o número de espécies ocasionais dos sistemas modificados compartilhadas com a floresta primária intacta diminui. Dessa forma, o número de espécies ocasionais da floresta primária intacta compartilhada com os sistemas de uso modificado passa a ser relativamente maior e, quando estas são excluídas, gera uma tendência de diminuição do valor de conservação dos usos modificados.

A singularidade de ambos os sistemas referência também aumentou com a remoção das espécies ocasionais, apenas do uso modificado. Ao contrário do encontrado para o valor de conservação, os *singletons* também tiveram efeito sobre o índice de singularidade porque, agora, não se está lidando apenas com os *singletons* e *doubletons* que foram compartilhados entre usos modificados e sistema referência. Neste caso, o aumento na singularidade do sistema referência, quando as espécies ocasionais são removidas apenas dos usos modificados, é decorrência da diminuição do número total de espécies dos sistemas em conjunto e das espécies compartilhadas que passaram a ser consideradas como espécies exclusivas do sistema referência. Contudo, com a

remoção de espécies ocasionais de ambos os sistemas, a remoção das espécies ocasionais que são exclusivas do sistema referência equilibra-se com as novas espécies que passaram a ser consideradas exclusivas deste sistema, fazendo com que o valor de conservação permaneça inalterado. Isso, provavelmente, ocorre devido ao alto número de espécies raras deste sistema.

Neste estudo, as espécies ocasionais foram consideradas como aquelas ocorrendo em um único transecto (*singletons*) e em dois transectos (*doubletons*), não se fazendo distinção entre espécies raras e espécies restritas a um ou dois transectos dos sistemas avaliados, embora esta última englobe a primeira. Dessa forma, não se pode afirmar se estas espécies ocasionais presentes nos sistemas modificados, que são compartilhadas com os sistemas de florestas primária, são espécies “turistas” em decorrência de *spillover*, ou se constituem populações viáveis (BARLOW et al., 2010) de espécies restritas a um ou dois fragmentos, em decorrência de fatores como a proximidade com a floresta primária, dentre outros.

Estudos que identifiquem quais são as espécies compartilhadas entre sistemas, as espécies exclusivas de cada sistema e a sua biologia irão contribuir para um manejo direcionado a cada sistema, possibilitando um maior compartilhamento de espécies destes sistemas com a floresta primária.

4.2 Riqueza de espécies

A floresta amazônica é um sistema heterogêneo, com diversos fatores e sistemas de uso da paisagem atuando sobre sua diversidade. Os sistemas de uso modificados contribuíram para 14% da diversidade de formigas amostradas neste estudo. Apesar do considerável número de formigas da floresta primária em todos os sistemas de uso da paisagem (a partir de 45% para todos os usos), esse número foi relativamente baixo, tendo em vista a hipótese levantada de que

a ausência de sistemas naturais abertos representativos no contexto da paisagem e a recente história de colonização acarretariam em um domínio da biota da floresta primária em sistemas de uso não florestais. Assim, provavelmente, as formigas destes sistemas não florestais são oriundas de outro tipo de vegetação, como o cerrado (VASCONCELOS; VILHENA, 2006), que é um sistema aberto e está inserido como manchas no meio da vegetação amazônica.

A floresta secundária apresentou maior compartilhamento de espécies com os sistemas de uso modificado em relação à floresta primária, o que pode estar relacionado ao histórico de perturbação da floresta secundária. Quando uma área com sistema de uso modificado é abandonada, inicia-se a sucessão e, à medida que esta avança, novas espécies de floresta são acrescidas, enquanto outras espécies de ambientes abertos são perdidas (RICKLEFS, 2009). Isso faz com que as florestas secundárias em estágios iniciais de sucessão tenham uma similaridade maior com a fauna de formigas presente no antigo sistema de uso da área e que florestas maduras apresentem uma fauna mais similar à da floresta primária (OSORIO-PÉREZ; BARBERENA-ARIAS; AIDE, 2007). Neste estudo, não se fez distinção entre florestas secundárias em diferentes estágios sucessionais e essa variabilidade acerca do estágio sucessional pode, juntamente com o número amostral, contribuir para o elevado número de espécies de formigas amostrado neste sistema.

A falta de relação entre a riqueza de formigas das microbacias e as variáveis de intensidade e conservação da paisagem reforça a ideia de que esta métrica não é adequada para a indicação de alterações no hábitat (RIBAS et al., 2012). A composição da fauna de formigas responde melhor à perturbação que a riqueza, o que é reforçado pelo grande número de espécies exclusivas encontradas neste estudo (46,5% de espécies exclusivas). Além disso, a diferença entre a riqueza média e a riqueza total de formigas entre os sistemas de uso indica que de um sítio a outro ocorre grande substituição de espécies.

5 CONCLUSÃO

A floresta secundária mostrou ter valor de conservação superior ao de sistemas não florestais e valor de conservação equivalente ao de florestas primárias com perturbação, por abrigar espécies da floresta primária. Isso é importante para ressaltar a importância das florestas secundárias em medidas protecionistas e manejo. Contudo, as florestas primárias, independente de terem sofrido perturbação, não podem ser colocadas no mesmo patamar das florestas secundárias, uma vez que têm valor inestimável, devido ao número de espécies exclusivas e raras (BARLOW et al., 2007a, b; GIBSON et al., 2011).

Embora perturbações, como o fogo e o corte seletivo de árvores em floresta primária, aparentemente influenciem de forma positiva sua biodiversidade, é necessário o conhecimento das espécies que poderiam contribuir para este aumento, para melhor validar os impactos dessas perturbações sobre a biodiversidade.

A alta diversidade de sistemas de uso da paisagem da Amazônia contribuiu para um ganho na diversidade de formigas. Contudo, não se sabe quantas espécies exclusivas da floresta primária já foram perdidas com o desmatamento, para determinar se este valor representa um ganho de espécies ou apenas serve para amenizar um saldo negativo.

6 REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, A. A. et al. Estimativa de área de vegetação secundária na Amazônia Legal Brasileira. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 40, n. 2, p. 289-302, 2010.
- BARLOW, J. et al. Measuring the conservation value of tropical primary forests: the effect of occasional species on estimates of biodiversity uniqueness. **PLoS ONE**, v. 5, n. 3, e9609, 2010.
- BARLOW, J. et al. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. **Proceedings of the National Academy of science of the United States of America - PNAS**, v. 104, n. 47, p. 18555-18560, 2007a.
- BARLOW, J. et al. The value of primary, secondary and plantation forests for fruit-feeding butterflies in the Brazilian Amazon. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 44, n. 5, p. 1001-1012, 2007b.
- BOLTON, B. **Identification guide to the ant genera of the world**. Cambridge: Harvard University, 1994.
- BRANCALION, P. H. S. et al. Estratégias para auxiliar na conservação de florestas tropicais secundárias inseridas em paisagens alteradas. **Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais**, Belém, v. 7, n. 3, p. 219-234, set./dez. 2012.
- BRIENZA JÚNIOR, S. Enriquecimento de florestas secundárias como tecnologia de produção sustentável para a agricultura familiar. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Série Ciências Naturais**, Belém, v. 7, n. 3, p. 231-237, 2012.

CHAZDON, R. L. et al. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. **Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences**, London, v. 362, n. 1478, p. 273-289, 2007.

CHAZDON, R. L. et al. The potential for species conservation in tropical secondary forests. **Conservation Biology**, Malden, v. 23, n. 6, p. 1406-1417, 2009.

CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Série Ciências Naturais**, Belém, v. 7, n. 3, p. 195-218, 2012.

ESPINDOLA, G. M. et al. Agricultural land use dynamics in the Brazilian Amazon based on remote sensing and census data. **Applied Geography**, Tubingen, v. 32, n. 2, p. 240-252, 2012.

FRAZÃO, F. et al. SharedS: a tool for estimating conservation value. In: R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Viena: R Foundation for Statistical Computing, 2011.

GARDNER, T. et al. A social and ecological assessment of tropical land-uses at multiple scales: the sustainable Amazon network. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, London, v. 368, n. 1619, p. 20120166, June 2013.

GIBSON, L. et al. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, London, v. 478, p. 378-383, Oct. 2011.

GILLESPIE, G. R. et al. Conservation of amphibians in Borneo: relative value of secondary tropical forest and non-forest habitats. **Biological Conservation**, Oxford, v. 152, p. 136-144, Aug. 2012.

HOLZ, S.; PLACCI, G.; QUINTANA, R. D. Effects of history of use on secondary forest regeneration in the Upper Parana Atlantic Forest (Misiones, Argentina). **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 258, n. 7, p. 1629-1642, 2009.

JUO, A. S. R.; MANU, A. Chemical dynamics in slash-and-burn agriculture. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 58, n. 1, p. 49-60, 1996.

KIRBY, K. R. et al. The future of deforestation in the Brazilian Amazon. **Futures**, Guildford, v. 38, n. 4, p. 432-453, 2006.

KLEMICK, H. Shifting cultivation, forest fallow, and externalities in ecosystem services: evidence from the Eastern Amazon. **Journal of Environmental Economics and Management**, New York, v. 61, n. 1, p. 95-106, 2011.

MARTINS, P. S. Evolutionary dynamic in Amazonian “Roça de caboclo”. **Estudos Avançados**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 53, p. 209-220, 2005.

MASSOCA, P. E. S. et al. Dinâmica e trajetórias da sucessão secundária na Amazônia Central. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Série Ciências Naturais**, Belém, v. 7, n. 3, p. 235-250, 2012.

MENDONÇA, M. J.; LOUREIRO, P. R. A.; SACHSIDA, A. The dynamics of land-use in Brazilian Amazon. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 84, p. 23-36, Dec. 2012.

MESQUITA, R. C. G.; DELAMONICA, P.; LAURANCE, W. F. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, Oxford, v. 91, n. 2/3, p. 129-134, 1999.

NOBRE, C.; NOBRE, A. D. O balanço de carbono na Amazônia Brasileira. **Estudos Avançados**, Rio de Janeiro, v. 16, n. 45, p. 81-90, 2002.

OSORIO-PÉREZ, K.; BARBERENA-ARIAS, M. F.; AIDE, T. M. Changes in ant species richness and composition during plant secondary succession in Puerto Rico. **Caribbean Journal of Science**, Mayaguez, v. 43, n. 2, p. 244-253, 2007.

PALACIO, E. E.; FERNÁNDEZ, F. Claves para las subfamilias y géneros. In: FERNÁNDEZ, F. (Ed.). **Introducción a las hormigas de la región Neotropical**. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humbolt, 2003. p. 233-260.

R DEVELOPMENT CORE TEAM R. **R**: a language and environment for statistical computing. Viena: R Foundation for Statistical Computing, 2011.

RIBAS, C. R. et al. Ants as indicators in Brasil: a review with suggestions to improve the use of ants in environmental monitoring programs. **Psyche**, Cambridge, v. 2012, p. 1-23, 2012.

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. 5. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2009.

SIMON, M. F.; GARAGORRY, F. L. The expansion of agriculture in the Brazilian Amazon. **Environmental Conservation**, Lausanne, v. 32, n. 3, p. 203-212, 2005.

SOUZA, R. A. de; MIZIARA, F.; MARCO JUNIOR, P. Spatial variation of deforestation rates in the Brazilian Amazon: a complex theater for agrarian technology, agrarian structure and governance by surveillance. **Land Use Policy**, Guildford, v. 30, n. 1, p. 915-924, 2013.

SZOTT, L. T.; PALM, C. A.; BURESH, R. J. Ecosystem fertility and fallow function in the humid and subhumid tropics. **Agroforestry Systems**, Dordrecht, v. 47, n. 1/3, p. 163-196, 1999.

TABARELLI, M. et al. Secondary forests as biodiversity repositories in human-modified landscapes: insights from the Neotropics. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Série Ciências Naturais**, Belém, v. 7, n. 3, p. 319-328, set./dez. 2012.

VASCONCELOS, H. L.; VILHENA, J. M. S. Species turnover and vertical partitioning of ant assemblages in the Brazilian Amazon: a comparison of forests and savannas. **Biotropica**, St. Louis, v. 38, n. 1, p. 100-106, 2006.

WEARN, O. R.; REUMAN, D. C.; EWERS, R. M. Extinction debt and windows of conservation opportunity in the Brazilian Amazon. **Science**, Washington, v. 337, n. 6091, p. 228-232, 2012.

CONCLUSÃO GERAL

A agricultura mecanizada apresentou menor riqueza de formigas que os demais sistemas, evidenciando que a intensificação agrícola pode ter drásticos efeitos sobre a biodiversidade desses organismos. Além disso, a composição de espécies mostrou ser a métrica mais consistente para verificar diferenças entre os sistemas de uso da paisagem.

Cada sistema de uso da paisagem tem uma comunidade de formigas distinta, embora a floresta secundária apresente grande variabilidade dentro dos seus pontos, o que, provavelmente, reflete a variabilidade quanto à história de uso e tempo de abandono. Contudo, a floresta secundária apresenta valor de conservação maior que o de sistemas não florestais, ressaltando a importância destas florestas em medidas protecionistas, em decorrência do seu valor para a conservação da diversidade, além de serem importantes para proteger os remanescentes de floresta primária, ajudando a amenizar ações antrópicas sobre estes.

A floresta primária, independente de ser perturbada ou não, tem uma fauna diferenciada dos demais sistemas, tendo um papel importante na manutenção da biodiversidade de formigas. Assim, recomenda-se a conservação dos remanescentes de florestas primárias, com e sem perturbação, da Amazônia que ainda não se encontrem dentro de unidades de conservação.

A alta diversidade de sistemas de uso da paisagem da Amazônia contribuiu para um ganho na diversidade de formigas. Contudo, não se sabe quantas espécies exclusivas da floresta primária já foram perdidas com o desmatamento, para saber se este valor representa um ganho de espécies ou apenas serve para amenizar um saldo negativo.