

A RIQUEZA E COMPOSIÇÃO DE FORMIGAS COMO INDICADORES DOS EFEITOS DO MANEJO FLORESTAL DE BAIXO IMPACTO EM FLORESTA TROPICAL NO ESTADO DO ACRE¹

Patricia Nakayama Miranda², Elder Ferreira Morato³, Marco Antonio Oliveira⁴ e Jacques Hubert Charles Delabie⁵

RESUMO – A sustentabilidade da extração madeireira seletiva depende de avaliações de impacto e monitoramento dos fatores abióticos, vegetação e fauna. Os objetivos deste trabalho foram estimar e comparar a riqueza e composição de formigas em área de manejo florestal sustentável de baixo impacto, no Projeto de Assentamento Chico Mendes, no Acre. As coletas foram realizadas com armadilhas pitfall e extrator de Winkler, em 30 parcelas de 10 x 10 m. As parcelas foram igualmente distribuídas em três tratamentos: (1) manejo - base de árvores exploradas em 2007; (2) queda natural - base de árvores caídas naturalmente em área não manejada; e (3) controle - parcela sem queda de árvore na mesma área não manejada. Para a caracterização da vegetação, foram tomadas medidas das variáveis: densidade arbórea e arbustiva, área basal arbórea e de árvores caídas, espessura de serapilheira e cobertura de dossel. A densidade arbórea foi significativamente maior no tratamento controle que no manejo. Diferenças significativas foram encontradas em cobertura de dossel entre os tratamentos controle e manejo e controle e queda natural. Foram coletadas 88 espécies de formigas, distribuídas em sete subfamílias. Não houve diferença na riqueza de espécies entre os tratamentos. Embora menor similaridade tenha sido encontrada entre os tratamentos manejo e controle, não foram observadas grandes diferenças na composição entre eles. Esses resultados indicaram que, nessa área, a atividade de extração madeireira de baixo impacto não afetou a assembleia de formigas, portanto, funcionalmente, essa forma de manejo não acarretou alterações no ecossistema em relação aos serviços associados às formigas.

Palavras-chave: Baixo impacto, Composição e conservação, Formigas e manejo florestal.

RICHNESS AND COMPOSITION OF ANTS AS INDICATORS OF THE REDUCED IMPACT LOGGING IN TROPICAL FOREST IN THE STATE OF ACRE

ABSTRACT – *The sustainability of selective logging depends on impact assessments and monitoring of abiotic factors, vegetation and fauna. In this study, the richness and composition of ants were estimated and compared in forest submitted to reduced-impact logging techniques in Acre, Brazil. Ants were collected with pitfall traps and Winkler extractor method, in 30 plots of 10 x 10 m. Plots were equally distributed in three treatments: (1) logged - base of trees explored in 2007, (2) natural fall - base of naturally fallen trees in unlogged forest (3) control - a plot without falling tree in the same unlogged forest. Variables such as shrub and tree density, basal area of trees and fallen trees, leaf litter thickness and canopy coverage were estimated to characterize the vegetation. Tree density was significantly higher in the control than in the logged treatments. Significant differences were found for canopy cover between control and logged treatments and control and natural fall treatments. A total of 88 ant species belonging to seven subfamilies were collected. Richness of ants did not differ among treatments. Although lower similarity was found between management and control treatments,*

¹ Recebido em 30-.04.2011 aceito para publicação em 20.12.2012

² Instituto Federal de Ciência e Tecnologia do Acre. Universidade Federal do Acre. E-mail: <tuti_isis@yahoo.com.br>.

³ Universidade Federal do Acre, Centro de Ciências Biológicas e da Natureza. E-mail: <elderfmorato@yahoo.com.br>.

⁴ Universidade Federal de Viçosa, Campus de Florestal, Brasil. E-mail: <marco.oliveira@ufv.br>.

⁵ Universidade Federal da Bahia, Brasil. E-mail: <jacques.delabie@gmail.com>.



there were no major differences in composition between them. These results indicate that for this area, the activity of low-impact logging did not affect the assembly of ants. Therefore, this type of management has not resulted in changes in the ecosystem in relation to services associated with ants.

Keywords: Ants and logging, Composition and conservation, Reduced-impact.

1. INTRODUÇÃO

O manejo florestal sustentável é prática que vem sendo cada vez mais utilizada com a finalidade de conservar os recursos naturais (SCHROTH et al., 2004). Johns (1997) relatou a utilização desse tipo de manejo com o objetivo de conciliar o uso de recursos naturais e a conservação das florestas tropicais.

O objetivo do manejo florestal sustentável é desenvolver técnicas de redução do impacto que consigam equivalência entre a extração da madeira e a dinâmica natural das florestas. A morte das grandes árvores de dossel ocorre naturalmente por senescência ou catástrofes ambientais (COLLINS et al., 1985), sendo estes padrões de mortalidade diretamente responsáveis pela composição e estrutura da floresta (RUNKLE, 1985).

As técnicas de redução de impacto, utilizadas no manejo florestal sustentável, diminuem até 50% os efeitos negativos da atividade de exploração (PUTZ, 2008). Essas técnicas vêm sendo discutidas há mais de 40 anos, desde a criação do Código Florestal Brasileiro em 1965 (BARRETO et al., 1998), e envolvem práticas como o corte de cipós, um ou dois anos antes da extração madeireira, a fim de evitar maiores danos às árvores interconectadas por estes à árvore explorada (VIDAL et al., 1997), o direcionamento da queda e inventários preliminares para reduzir a densidade de trilhas de arraste (FELTON et al., 2006).

Uma vez implantadas formas alternativas de manejo de florestas, são necessários o estudo e monitoramento da vegetação e também dos animais, a fim de determinar os níveis de impacto da atividade florestal no ambiente. Muitos trabalhos têm demonstrado ser fundamental a avaliação e monitoramento em longo prazo da vegetação, através dos estudos sobre estrutura, regeneração, fenologia, composição florística e autoecologia (PEREIRA et al., 2001; MARQUES; JOLY, 2000; MARTINS et al., 2003; OLIVEIRA et al., 2005; FELTON et al., 2006; PENÁ-CLAROS et al., 2008). Outros fatores ambientais e disponibilidade de recursos, como água, nutrientes, textura do solo, topografia e incidência luminosa (VAN DEN BERG; OLIVEIRA, 1999; CLARK et al., 1999; LLOYD

et al., 2002; GUNATILLEKE et al., 2006; KWON et al., 2007; ZUQUIM et al., 2007), devem ser considerados, uma vez que afetam direta e indiretamente os padrões populacionais de espécies de plantas e animais. A fauna, por sua vez, pode ser avaliada, através de estudos sobre abundância, riqueza, composição, padrão de atividade e dieta (JOHNS, 1991; VASCONCELOS, 2000; PINTO et al., 2003; AZEVEDO-RAMOS et al., 2006).

As formigas têm sido usualmente empregadas como bioindicadores, respondendo às alterações antrópicas como fragmentação florestal (CARVALHO; VASCONCELOS, 1999; VASCONCELOS et al., 2006; SOBRINHO; SCHOREDER, 2007), fogo (YORK, 2000; RATCHFORD, 2005; VASCONCELOS et al., 2008) e extração madeireira (VASCONCELOS et al., 2000; DUNN, 2004; AZEVEDO-RAMOS et al., 2006).

O uso do grupo como bioindicador intensifica-se devido ao fato de apresentarem taxonomia bem conhecida, facilidade de amostragem, ampla distribuição geográfica e grande riqueza local e regional (BROWN JR., 1989; OLIVEIRA; DELLA LUCIA, 1992; ALONSO; AGOSTI, 2000; AZEVEDO-RAMOS et al., 2005; OLIVEIRA et al., 2009), além de desempenharem importantes funções nos ecossistemas florestais (BROWN JR., 1989; AGOSTI et al., 2000). Esses insetos, por exemplo, participaram da pedogênese, contribuindo com o enriquecimento e aeração do solo (FARJI-BRENER; ILLES, 2000). São predadores de vários artrópodes (YAMAGUCHI; HASEGAWA, 1996), constituem o item alimentar mais importante da dieta de vários animais (BELTZER, 1987) e, ainda, podem influenciar diretamente na distribuição de sementes no solo (PIZO et al., 2005).

Em áreas de manejo florestal, o estudo de formigas tem se mostrado ferramenta promissora no processo de avaliação de impactos ambientais (VASCONCELOS et al., 2000; DUNN, 2004; AZEVEDO-RAMOS et al., 2006; DELABIE et al., 2006). Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi avaliar a riqueza e composição da fauna de formigas em clareiras naturais e provocadas pela remoção de árvores em uma área de manejo florestal de baixo impacto na Amazônia brasileira.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O trabalho foi realizado no Projeto de Assentamento Agroextrativista (PAE) Chico Mendes, Município de Xapuri, Sudeste do Estado do Acre, região ocidental da Amazônia brasileira. A principal base econômica do PAE Chico Mendes é a exploração agroextrativista, sendo os principais recursos do extrativismo a castanha (*Bertholletia excelsa*), o látex (*Hevea brasiliensis*) e a madeira através do manejo florestal de baixo impacto (ACRE, 2006).

O PAE tem aproximadamente 90% de sua área coberta por florestas (COOPEAGRO, 2001), constituídas pelas seguintes tipologias: (1) Floresta aberta dominada por bambus; (2) Floresta aberta com palmeiras; e (3) Floresta densa (ACRE, 2006). O clima da região é o equatorial quente e úmido caracterizado por altas temperaturas (média de 24 °C e máxima em torno de 32 °C), elevados índices de precipitação e alta umidade relativa do ar (ACRE, 2006).

2.2. Amostragem e coleta dos dados

As coletas de formigas foram realizadas em 2009, em duas áreas do PAE Chico Mendes, uma área de manejo florestal de baixo impacto, explorada em 2007 com intensidade de 5,7 m³/ha (10°53'S 68°21'W), e uma área com floresta nativa sem nenhuma interferência antrópica (10°54'S 68°22'W). Também, foram realizadas amostragens de variáveis da estrutura da floresta, com o objetivo de investigar os efeitos do manejo florestal sobre parâmetros fitossociológicos (MARTINS et al., 2003).

Para a coleta das formigas e amostragem da estrutura da vegetação, estabeleceram-se 30 parcelas de 10 x 10 m (100 m²). Dessas, 10 foram instaladas na base de árvores exploradas em 2007, por meio de técnicas de redução de impacto, 10 na base de árvores que sofreram queda natural em uma área não manejada e as outras 10 no sub-bosque (área sem queda de árvore) da mesma área não manejada. Para garantir a independência das amostras para a coleta de formigas e considerando que as unidades amostrais não foram equidistantes, foi respeitado um intervalo mínimo de 40 m entre parcelas.

Estrutura da vegetação – As amostragens da estrutura da vegetação foram realizadas em cada uma das parcelas de 100 m². Em todas as árvores com

CAP \geq 10 cm, foram tomados dados de circunferência a 1,30 m do solo para posterior cálculo da área basal. Todos os troncos caídos com DAP \geq 10 cm tiveram seus DAPs mensurados para posterior cálculo da área da seção transversal. Foram tomadas 20 medidas de espessura (cm) de serapilheira, em intervalos de 0,5 m, transversalmente à queda das árvores. A partir dessas medidas, foi calculada a média da espessura de serapilheira na parcela. Também foram tomadas cinco medidas de cobertura de dossel, com o auxílio de densiômetro esférico de copa, para a estimativa da porcentagem média de cobertura. No centro de cada parcela foi estabelecida uma subparcela de 1 x 5 m, e todas as plantas entre 0,50 e 2,0 m de altura foram contadas.

Coleta de formigas – As coletas de formigas foram realizadas com armadilhas de queda do tipo pitfall (LOPES; VASCONCELOS, 2008; OLIVEIRA et al., 2011) e com o extrator de Winkler (BESTELMEYER et al., 2000; FISHER et al., 2000). No centro de cada parcela de 10 x 10 m (100 m²), colocou-se uma armadilha pitfall, e efetuou-se a coleta de 1 m² de serapilheira. As formigas coletadas foram triadas, morfotipadas e identificadas em nível de espécie, quando possível, com o auxílio de chave taxonômica (HÖLLDOBLER; WILSON, 1990; FERNÁNDEZ, 2003; WILSON, 2003) e de uma coleção de referência baseada em estudo anterior (OLIVEIRA et al., 2009).

2.3. Análise dos dados

As comparações das variáveis da estrutura da vegetação considerando os três tratamentos (manejo, queda natural e controle) foram realizadas pelo teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (SIEGEL; CASTELLAN, 1988).

Todas as análises envolvendo formigas contemplaram os dois métodos de coleta conjuntamente. Para comparação da riqueza entre os tratamentos, também foi utilizado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (SIEGEL; CASTELLAN, 1988). A frequência de ocorrência das espécies foi adotada, tanto para os cálculos de abundância quanto para o do índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') (MAGURRAN, 2004).

A similaridade entre os tratamentos em relação à composição de formigas foi calculada pelo índice de similaridade de Bray-Curtis (LUDWIG; REYNOLDS, 1988). Posteriormente, os tratamentos foram comparados visualmente sob a forma de um dendrograma obtido

pelo método UPGMA. A similaridade entre as 10 parcelas dentro de cada tratamento foi calculada pelo índice de similaridade de Jaccard (MAGURRAN, 2004).

Todas as variáveis adotadas para caracterização da vegetação em cada parcela foram correlacionadas com a respectiva riqueza de formigas, através do coeficiente de correlação de Pearson. Para a realização das análises, foram empregados os programas BioEstat 5.0 e BioDiversity Professional 2.0.

3. RESULTADOS

A densidade arbórea foi significativamente maior no tratamento-controle que no tratamento manejo (Kruskal-Wallis; $H = 7,42$; g.l. = 2; $p = 0,0245$). Diferenças significativas também foram encontradas para cobertura de dossel (Kruskal-Wallis; $H = 132,93$; g.l. = 2; $p = 0,0013$), com o tratamento-controle apresentando maior porcentagem média ($82,5\% \pm 3,2$), quando comparado com queda natural ($71,7\% \pm 7,6$) e manejo ($76,6\% \pm 5,8$). Não foram obtidas diferenças significativas de densidade arbustiva (Kruskal-Wallis; $H = 4,99$; g.l. = 2; $p = 0,827$), área basal arbórea (Kruskal-Wallis; $H = 14,35$; g.l. = 2; $p = 0,488$), área da secção transversal de árvore caída (Kruskal-Wallis; $H = 31,78$; g.l. = 2; $p = 0,2042$) e espessura da serapilheira (Kruskal-Wallis; $H = 0,74$; g.l. = 2; $p = 0,6908$).

No total foram coletadas 2.573 formigas, distribuídas em 88 espécies e sete subfamílias (Tabela 1). Nas coletas com pitfall foram coletadas 572 formigas, 50 espécies e sete subfamílias: Myrmicinae (50% das espécies); Ponerinae (18%); Formicinae (16%); Ectatomminae (6%); Dolichoderinae (4%); Pseudomyrmecinae (4%); e Ecitoninae (2%). Pelo método de extrator de Winkler, foram coletadas 2.001 formigas, distribuídas em 68 espécies pertencentes a sete subfamílias, sendo elas: Myrmicinae (63,2%), Ponerinae (11,8%), Formicinae (8,8%), Ectatomminae (8,8%), Dolichoderinae (1,5%), Pseudomyrmecinae (1,5%) e Ecitoninae (1,5%).

Em todos os tratamentos, a riqueza foi igual a 56 espécies. Mesmo quando as comparações foram realizadas em nível de subfamílias, não se observaram diferenças significativas (Figura 1): (1) Myrmicinae, $H = 1,14$; g.l. = 2; $p = 0,5644$; (2) Formicinae, $H = 1,21$; g.l. = 2; $p = 0,5466$; (3) Dolichoderinae, $H = 0,19$; g.l. = 2; $p = 0,9067$; (4) Ectatomminae, $H = 1,61$; g.l. = 2; $p = 0,6944$; (5) Ponerinae, $H = 0,29$; g.l. = 2; $p = 0,8668$; (6) Ecitoninae, $H = 0,19$; g.l. = 2; $p = 0,9078$; (7)

Pseudomyrmecinae, $H = 0,19$; g.l. = 2; e $p = 0,9074$). Os índices de Shannon-Wiener calculados indicaram que também não existe diferença entre os tratamentos, no que diz respeito à diversidade: (1) manejo $H' = 3,79$; e (2) queda natural $H' = 3,74$ e controle $H' = 3,76$).

A partir dos índices de similaridade de Bray-Curtis foi possível verificar que os tratamentos queda natural e manejo são mais similares em relação à composição de formigas (% de similaridade = 69,5), que queda natural e controle (% de similaridade = 63,0) e manejo e controle (% de similaridade = 60,3) (Figura 2). De acordo com o índice de Jaccard, o tratamento manejo apresentou menor similaridade entre suas parcelas ($16,4 \pm 6,6$) que os tratamentos queda natural ($22,5 \pm 4,9$) e controle ($23,9 \pm 7,4$).

Das variáveis utilizadas para avaliar a estrutura da vegetação, apenas a serapilheira apresentou correlação com a riqueza de formigas (r Pearson = 0,38; g.l. = 28; $p = 0,03$) (Tabela 2 e Figura 3), sendo esta variável ambiental preditora da riqueza ($y = 1,4x + 10,7$; $F = 4,72$; g.l. = 29; $r^2 = 0,14$; e $p = 0,0362$).

4. DISCUSSÃO

Das variáveis ambientais avaliadas, apenas densidade arbórea e cobertura de dossel apresentaram alterações significativas entre os tratamentos. Diminuição na densidade arbórea decorrente de atividades de manejo florestal de baixo impacto também foi encontrada por Felton et al. (2006), em estudo realizado na Amazônia boliviana. No Pará, menor porcentagem de cobertura de dossel foi encontrada em áreas de extração madeireira convencional, em comparação com áreas de manejo florestal de baixo impacto (PEREIRA et al., 2001). Souza et al. (2005), estudando danos no dossel decorrentes de atividades madeireiras no Mato Grosso, encontraram diferenças significativas de cobertura de dossel entre áreas de floresta intacta e de extração madeireira convencional. Porém, não foram encontradas diferenças nessa variável entre floresta intacta e áreas de manejo florestal de baixo impacto. Cabe ressaltar ainda que, no caso deste trabalho, a porcentagem de cobertura de dossel foi maior no tratamento manejo que no tratamento queda natural, indicando que as técnicas de redução do impacto adotadas, a exemplo do direcionamento da queda e do planejamento do arraste para diminuição da densidade de trilhas, devem estar resultando em alteração menor do dossel da floresta que a própria dinâmica de queda das árvores.

Tabela 1 – Frequência relativa (% das parcelas de amostragem) das espécies de formigas nos tratamentos: Queda Natural (A), Manejo (B) e Controle (C).**Table 1** – Frequency of the ants (% of sample plots) in natural fall (QN), logged (M) and control (C). Frequency values represent the percentage of plots where species were recorded.

Subfamília	Espécie	QN	M	C
	<i>Apterostigma acre</i> Lattke, 1997	10	0	20
	<i>Apterostigma</i> sp.1	10	0	0
	<i>Carebara urichi</i> (Wheeler, 1922)	0	20	40
	<i>Cephalotes maculatus</i> (Fr. Smith, 1876)	0	10	0
	<i>Cyphomyrmex major</i> Fore, 1901	60	50	40
	<i>Cyphomyrmex peltatus</i> Kempf, 1966	10	0	10
	<i>Cyphomyrmex transversus</i> Emery, 1894	20	40	20
	<i>Cyphomyrmex</i> sp. 1	10	0	0
	<i>Crematogaster crinosa</i> Mayr, 1862	40	50	40
	<i>Crematogaster limata</i> Fr. Smith, 1858	0	30	80
	<i>Crematogaster rochai</i> Forel, 1903	40	30	10
	<i>Crematogaster tenuicula</i> Forel, 1904	0	10	10
	<i>Hylomyrma balzani</i> (Emery, 1894)	10	10	50
	<i>Monomorium</i> sp. 1	20	20	10
	<i>Mycocepurus smithii</i> (Forel, 1893)	0	0	10
	<i>Myrmicocrypta</i> sp. 1	10	0	10
	<i>Ochetomyrmex semipolitus</i> Mayr, 1878	0	0	10
	<i>Octostruma iheringi</i> Emery, 1888	10	0	10
	<i>Octostruma</i> pr. <i>iheringi</i>	0	10	0
	<i>Oxyepoecus</i> sp. 1	10	10	0
	<i>Pheidole aciculata</i> Wilson, 2003	30	30	20
	<i>Pheidole bufo</i> Wilson, 2003	10	0	0
	<i>Pheidole bruesi</i> Wheeler, 1911	30	30	20
	<i>Pheidole capillata</i> Emery, 1906	10	10	20
Myrmicinae	<i>Pheidole deima</i> Wilson, 2003	20	0	10
	<i>Pheidole fimbriata</i> Roger, 1863	60	50	30
	<i>Pheidole leptina</i> Wilson, 2003	10	0	0
	<i>Pheidole</i> sp. 1	20	50	30
	<i>Pheidole</i> sp. 2	0	20	0
	<i>Pheidole</i> sp. 3	40	20	50
	<i>Pheidole</i> (gr. Diligens) sp. A	0	20	0
	<i>Pheidole</i> (gr. Diligens) sp. B	0	10	20
	<i>Pheidole</i> (gr. Diligens) sp. C	50	30	40
	<i>Pogonomyrmex abdominalis</i> Santschi, 1929	0	0	30
	<i>Pyramica</i> sp. 1	60	50	90
	<i>Pyramica</i> sp. 2	0	0	10
	<i>Pyramica</i> sp. 3	0	0	10
	<i>Pyramica</i> sp. 4	0	0	10
	<i>Sericomyrmex</i> sp. 1	10	10	0
	<i>Sericomyrmex</i> sp. 2	10	0	10
	<i>Solenopsis geminata</i> (Fabricius, 1804)	10	0	10
	<i>Solenopsis invicta</i> Buren, 1972	30	10	0
	<i>Solenopsis</i> sp. 1	20	10	0
	<i>Solenopsis</i> sp. 2	10	10	20
	<i>Solenopsis</i> sp. 3	0	10	0
	<i>Solenopsis</i> sp. 4	90	90	90
	<i>Strumigenys</i> sp. 5	0	10	0
	<i>Trachymyrmex cornetzi</i> (Forel, 1912)	30	10	20
	<i>Trachymyrmex farinosus</i> (Emery, 1894)	0	10	0
	<i>Trachymyrmex opulentus</i> (Mann, 1922)	10	0	0
	<i>Wasmannia auropuctata</i> (Roger, 1863)	70	40	40

Continua ...
Continued ...

Tabela 1 – Cont.

Table 1 – Cont.

Subfamília	Espécie	QN	M	C
Formicinae	<i>Brachymyrmex gaucho</i> Santschi, 1917	50	50	40
	<i>Brachymyrmex heeri</i> Forel, 1874	10	10	0
	<i>Brachymyrmex</i> sp. 1	0	0	10
	<i>Camponotus atriceps</i> (Fr. Smith, 1858)	30	40	0
	<i>Camponotus fastigatus</i> (Roger, 1863)	0	20	0
	<i>Camponotus latangulus</i> Roger, 1863	10	0	0
	<i>Camponotus novogranadensis</i> Mayr, 1870	10	40	20
	<i>Camponotus</i> sp. 1	10	0	0
	<i>Gigantiops destructor</i> (Fabricius, 1804)	10	10	0
	<i>Paratrechina fulva</i> (Mayr, 1862)	10	0	0
	<i>Paratrechina guatemalensis</i> (Forel, 1885)	60	80	80
	<i>Paratrechina</i> sp. 1	10	0	10
Dolichoderinae	<i>Dolichoderus diversus</i> Emery, 1894	20	20	20
	<i>Dolichoderus</i> sp. 1	0	10	0
Ectatomminae	<i>Ectatomma brunneum</i> Fr. Smith, 1858	0	0	20
	<i>Ectatomma permagnum</i> Forel, 1908	10	20	40
	<i>Ectatomma tuberculatum</i> (Oliver, 1792)	0	0	10
	<i>Gnamptogenys acuminata</i> (Emery, 1896)	20	20	30
	<i>Gnamptogenys horni</i> (Santschi, 1929)	10	0	0
	<i>Gnamptogenys mediatrix</i> Brow, 1958)	0	0	10
Ponerinae	<i>Gnamptogenys sulcata</i> (Fr. Smith, 1858)	0	20	0
	<i>Hypoponera</i> sp. 1	90	50	40
	<i>Hypoponera</i> sp. 2	60	20	60
	<i>Hypoponera</i> sp. 3	0	10	0
	<i>Odontomachus bauri</i> Emery, 1892	20	0	10
	<i>Odontomachus haematodus</i> (Linnaeus, 1758)	20	10	0
	<i>Odontomachus meinerti</i> Forel, 1905	10	10	0
	<i>Pachycondyla apicalis</i> (Latreille, 1802)	0	0	30
	<i>Pachycondyla constricta</i> (Mayr, 1884)	0	0	10
	<i>Pachycondyla crassinoda</i> (Latreille, 1802)	40	40	0
	<i>Pachycondyla laevigata</i> (Fr. Smith, 1858)	10	10	10
	<i>Pachycondyla verena</i> (Forel, 1922)	0	0	10
	<i>Pachycondyla</i> sp. 1	0	20	10
	<i>Pachycondyla</i> sp. 2	0	20	0
Ecitoninae	<i>Labidus</i> sp.1	0	0	10
Pseudomyrmecinae	<i>Pseudomyrmex ferrugineus</i> Smith, 1877	20	20	20
	<i>Pseudomyrmex</i> sp. 1	0	10	0

As atividades de extração madeireira no PAE Chico Mendes não estão alterando significativamente a riqueza de formigas. Esse resultado corrobora os de estudos anteriores realizados na Amazônia brasileira, que não encontraram alterações significativas no número de espécies após o manejo da floresta (VASCONCELOS et al., 2000; KALIF et al., 2001). Azevedo-Ramos et al. (2006), no entanto, detectaram aumento na riqueza de formigas após o manejo florestal de baixo impacto

em Paragominas (Pará), porém a intensidade de extração nas áreas estudadas por esses autores foi bem maior (19 m³/ha), se comparada com a deste estudo (5,7 m³/ha), e o tempo pós-exploração menor (seis meses) que o deste trabalho (2 anos). Esse fato demonstra a necessidade de ampliar os estudos, visando avaliar o impacto do volume de madeira explorado em florestas manejadas e sua influência, a curto e longo prazo, sobre a fauna de formigas (VASCONCELOS et al., 2006).

A grande variação na riqueza de formigas considerando as subfamílias registradas pode ser explicada, em grande parte, pela biologia e comportamento das espécies (FOWLER et al., 1991). Porém, considerando que o método de coleta utilizado neste trabalho (armadilha

pitfall e extrator de Winkler) é direcionado a espécies de serapilheira, a baixa riqueza e abundância de algumas subfamílias como Pseudomyrmecinae pode ser explicada pelo fato de as espécies dessa subfamília nidificarem quase que exclusivamente em árvores, forrageando esporádica ou temporariamente na serapilheira (FOWLER et al., 1991).

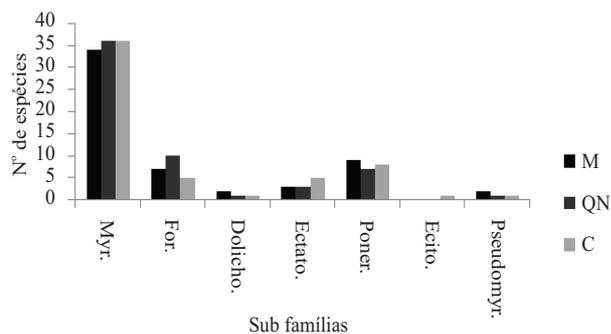


Figura 1 – Riqueza de espécies de formiga por subfamília nos tratamentos: Queda Natural (QN), Manejo (M) e Controle (C).

Figure 1 – Species richness of ant per subfamilies in the experimental treatments: natural fall (QN), logged (M) and control (C).

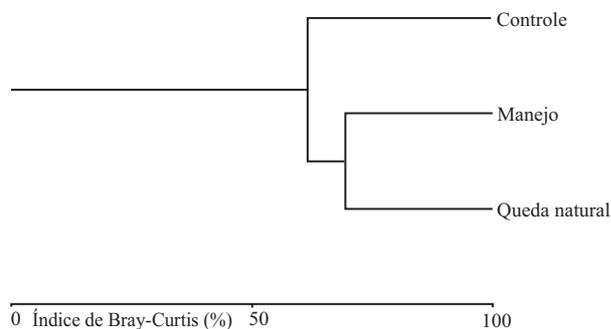


Figura 2 – Dendrograma de similaridade comparando os tratamentos manejo, queda natural e controle (índice de Bray-Curtis).

Figure 2 – Dendrogram of similarity comparing the logged treatments, natural fall and control (Bray-Curtis index).

Não foi constatada diferença em relação ao índice de diversidade entre todos os tratamentos, sendo os valores obtidos quase idênticos. Isso indica que, entre os tratamentos, além de não existirem diferenças em termos de riqueza, não houve diferenças na uniformidade e forma de distribuição dos indivíduos entre as espécies (MAGURRAN, 2004). Portanto, esses resultados sugerem que os tamanhos relativos das populações nos ambientes não estão sendo alterados pelas práticas do manejo florestal de baixo impacto.

A menor similaridade média entre as parcelas do tratamento manejo em relação à composição de formigas deve estar relacionada ao aumento da heterogeneidade estrutural promovido, possivelmente, pela extração madeireira. A heterogeneidade estrutural está relacionada a uma variação horizontal (VAN EMDEN; WILLIAMS, 1974; PALMER, 1994), que pode influenciar a diversidade de formigas de solo. De acordo com Kolasa e Rollo (1991) e Huston (1994), alta heterogeneidade espacial pode resultar em alta diversidade de espécies, redução na competição, aumento na estabilidade da população e manutenção da variabilidade genética elevada nas populações.

Neste trabalho, somente foi encontrada correlação positiva entre a riqueza de formigas com a espessura da camada de serapilheira. Maior espessura deve estar proporcionando maior proteção em relação à chuva ou inimigos naturais. Contudo, outras variáveis que compõem a estrutura da vegetação de uma floresta podem ser preditoras da riqueza de formigas. Por exemplo, Oliveira et al. (2011), estudando a diversidade de formigas

Tabela 2 – Correlação linear simples de Pearson comparando a riqueza de formigas e variáveis da estrutura da vegetação.
Table 2 – Simple linear correlation of Pearson comparing ant richness and variables representing different types of vegetation structure.

Variáveis	Área basal arbórea	Área basal árvore caída	Densidade arbórea	Densidade arbustiva	Densidade árvore caída	Cobertura de dossel	Serapilheira
r	- 0,09	- 0,12	- 0,11	0,19	- 0,05	- 0,06	0,38
p	0,9184	0,51	0,55	0,31	0,77	0,72	0,03

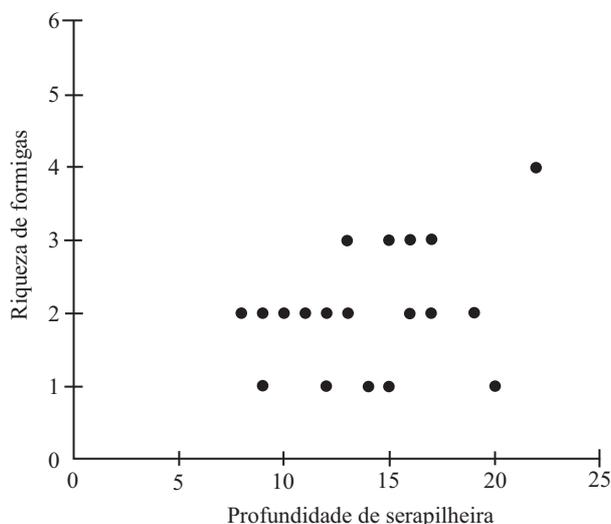


Figura 3 – Relação entre espessura da serapilheira e riqueza de formigas das parcelas amostrais 2009.

Figure 3 – Relationship between thickness litter accumulation and richness of ants of the sample plots 2009.

em uma floresta com áreas em diferentes estágios sucessionais em outra localidade do Estado do Acre, encontraram correlação da riqueza com altura e densidade de árvores, área basal, cobertura de dossel e densidade de arbustos.

Embora os grandes empresários sejam os principais responsáveis pela extração madeireira predatória, colonos também utilizam dessa prática para obtenção de recursos financeiros essenciais à manutenção de seus lotes (ESPÍRITO-SANTO et al., 2004). Dessa forma, estimular e aprimorar técnicas de redução de impacto tanto em áreas de exploração madeireira de grandes empresários quanto de pequenos produtores podem contribuir, sobremaneira, para a conservação das florestas. Haja vista que neste trabalho não foram encontradas diferenças significativas para riqueza e composição de formigas entre as áreas manejadas e não exploradas.

5. CONCLUSÕES

O período de dois anos pós-exploração foi fator relevante para a recomposição tanto da assembleia de formigas quanto da maioria das condições estruturais e funcionais originais da floresta. Nas escalas espacial e temporal consideradas, observou-se que o manejo florestal de baixo impacto não afetou a riqueza, diversidade e composição de formigas. A ausência de

diferenças significativas dessas variáveis entre os tratamentos possivelmente ocorreu devido à utilização de técnicas de redução de impacto, como o direcionamento da queda e o planejamento das trilhas de arraste, que minimizaram os danos à floresta, mas acima de tudo a baixa intensidade de extração. Ambos os procedimentos constituem importantes ferramentas para a convivência e adequação de atividades produtivas florestais e de conservação. Esses resultados indicaram que a atividade de extração madeireira de baixo impacto no PAE Chico Mendes não afetou a assembleia de formigas e, portanto, funcionalmente, essa forma de manejo não acarretou alterações no ecossistema florestal, em relação aos serviços associados às formigas.

6. AGRADECIMENTOS

Aos moradores do PAE Chico Mendes, por permitirem o uso de suas áreas; aos bolsistas do Laboratório de Entomologia da UFAC, pelo auxílio técnico; ao CNPq, pela concessão de bolsa de estudo (PNM) e de pesquisa (JHCD); ao Fundo de Apoio à pesquisa (FDCT)/Fundação de Tecnologia do Estado do Acre (FUNTAC) e aos professores do curso de Mestrado em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais, pelos ensinamentos e apoio.

7. REFERÊNCIAS

- ACRE. Governo do Estado do Acre. Programa Estadual de Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Acre. **Zoneamento Ecológico-Econômico do Acre Fase II: documento Síntese-escala 1: 250.000**. Rio Branco: SEMA, 2006. 356p.
- AGOSTI, D. et al. **Standard methods for measuring and monitoring biodiversity**. Washington: Smithsonian Institution Press, 2000.
- ALONSO, L. E.; AGOSTI, D. Biodiversity studies, monitoring, and ants: an overview. In: AGOSTI, E. et al. (Ed.). **Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity**. Washington: Smithsonian Institution Press, 2000. p.1-8. 280p.
- AZEVEDO-RAMOS, C.; CARVALHO JR, O.; NASI, R. **Animais como indicadores**. Uma ferramenta para acessar a integridade biológica após a exploração madeireira em florestas tropicais? Brasília: IPAM, 2005. 68p.

- AZEVEDO-RAMOS, C.; CARVALHO Jr, O.; AMARAL, B. D. Short-term effects of reduced-impact logging on eastern Amazon fauna. **Forest Ecology and Management**, v.232, n.1, p.26-35, 2006.
- BARRETO, P. et al. Costs and benefits of forest management for timber production in eastern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v.108, n.1, p.9-26, 1998.
- BELTZER, A. H. Ecologia alimentar do batora grande, Taraba major (Aves: Formicariidae) em El Valle aluvial Del Rio Parana medio, Argentina. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v.22, n.1, p.137-144, 1987.
- BESTELMEYER, B. T. et al. Field techniques for the study of ground-dwelling ants: na overview, description, and evaluation. In: AGOSTI, D. et al. (Ed.). **Ants: standart methods for measuring and monitoring biodiversity**. Washington D.C.: Smithsonian Institution Press, 2000. p.122-144.
- BROWN Jr., K. S. Conservation of neotropical environments: insects as indicators. In: COLLINS, N. M.; THOMAS, J. A. (Ed.). **The conservation of insects and their habitats**. San Diego: Academic Press, 1989. p.350-404. 450p.
- CARVALHO, K. S.; VASCONCELOS, H. L. Forest fragmentation in central Amazonia and its effects on litter-dwellings ants. **Biological Conservation**, v. 91, n.2, p. 151-157, 1999.
- CLARK, D. B.; PALMER, M. W.; CLARK, D. A. Edaphic factors and the landscap escale distributions of tropical rain forest trees. **Ecology**, v.80, n.8, p.2662-2675, 1999.
- COLLINS, B. S.; DUNNE, K. P.; PICKETT, T. A. Responses of Forest Herbs to Canopy Gaps (p. 217-234). In: PICKETT, S. T. A.; WHITE, P. S. **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. San Diego: Academic Press, 1985. 472p.
- COOPEAGRO. **Plano de Desenvolvimento Sustentável do Projeto de Assentamento Chico Mendes, Município de Epitaciolândia, Estado do Acre**. Epitaciolândia, Acre: Coopeagro, 2001.
- DELABIE, J. H. C. et al. As formigas como indicadores biológicos do impacto humano em manguezais da costa sudeste da Bahia. **Neotropical Entomology**, v.35, n.5, p.602-615, 2006.
- DUNN, R. R. Managing the tropical landscape: a comparison of the effects of logging and forest conversion to agriculture on ants, birds, and lepidoptera. **Forest Ecology and Management**, v.191, n.1-3, p.215-224, 2004.
- ESPÍRITO-SANTO, F. D. B.; SANTOS, J. R.; SILVA, P. G. Técnicas de processamento de imagens e de análise espacial para estudo de áreas florestais sob a exploração madeireira. **Revista Árvore**, v.28, n.5, p.699-706, 2004.
- FARJI-BRENER, A. G.; ILLES, A. E. Do leaf-cutting ant nests make “bottom-up” gaps in neotropical rain forests?: a critical review of the evidence. **Ecology Letters**, v.3, n.3, p.219-227, 2000.
- FELTON, A. et al. Vegetation structure, phenology, and regeneration in the natural and anthropogenic tree-fall gaps of a reduced-impact logged subtropical Bolivian forest. **Forest Ecology and management**, v.235, n.1-3, p.186-193, 2006.
- FERNÁNDEZ, F. Subfamília Formicinae. In: FERNÁNDEZ, F.(Ed.) **Introduccion a las hormigas de la región Neotropical**. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humbolt, 2003.p.299-306.
- FISHER, B. L. et al. Applying the all protocol: selected case studies. In: AGOSTI, D. et al. (Ed.). **Ants: standart methods for measuring and monitoring biodiversity**. Washington D.C.: Smithsonian Institution Press, 2000. p. 207-214.
- FOWLER, H. G. et al. Ecologia nutricional de formigas. In: PAIZZI, A. R.; PARRA, J. R. P. (Ed.). **Ecologia nutricional de insetos e suas implicações no manejo de pragas**. Rio de Janeiro: Manole/CNPq, 1991. p.131-209.
- GUNATILLEKE, C. V. S. et al. Species-habitat associations in a Sri Lankan dipterocarp forest. **Journal of Tropical Ecology**, v.22, n.4, p.371-384, 2006.

- HÖLLDOBLER, B.; WILSON, E. O. **The ants**. Cambridge: Belknap, 1990. 732p.
- HUSTON, M. A. **Biological diversity: the coexistence of species on changing landscapes**. Cambridge, Cambridge University Press, 1994. 681p.
- JOHNS, A. D. Responses of Amazonian rain-forest birds to habitat modification. **Journal of Tropical Ecology**, v.7, n.4, p.417-437, 1991.
- JOHNS, A. D. **Timber production and biodiversity conservation in tropical rain forests**. Cambridge: Cambridge University Press, 1997. 225p.
- KALIF, K. A. B. et al. The Effect of Logging on the Ground-Foraging Ant Community in Eastern Amazonia. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v.36, n.1, p.1-5, 2001.
- KOLASA, J.; ROLLO, C. D. Introduction: the heterogeneity of heterogeneity: a glossary. In: KOLASA J.; PICKETT, S. T. A. (Eds.) **Ecological heterogeneity**. New York: Springer-Verlag, 1991. p. 2-23.332p.
- KWON, G. J. et al. The relationship of vegetation to environmental factors in Wangsuk stream and Gwarim reservoir in Korea: II. Soil environments Ecological. **Ecological Research**, v.22, n.1, p.75-86, 2007.
- LLOYD, K.; LEE, W.; WILSON, J. Competitive abilities of rare and common plants: comparisons using *Acaena* (Rosaceae) and *Chionochloa* (Poaceae) from New Zealand. **Conservation Biology**, v.16, n.4, p.975-985, 2002.
- LOPES, C. T.; VASCONCELOS, H. L. Evaluation of three methods for sampling ground-dwelling ants in the Brazilian cerrado. **Neotropical Entomology**, v.37, n.4, p.399-405, 2008.
- LUDWIG, J. A.; REYNOLDS, J. F. **Statistical ecology: a primer on methods and computing**. New York, John Wiley & Sons, 1988. 337p.
- MAGURRAN, A. **Mensuring biological diversity**. Oxford: Blackwell, 2004. 264p.
- MARQUES, M. C. M.; JOLY, C. A. Estrutura e dinâmica de uma população de *Calophyllum brasiliense* Camb, em floresta higrófila do sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v.23, n.1, p.107-112, 2000.
- MARTINS, S. S. et al. Efeito da exploração florestal seletiva em uma floresta estacional semidecidual. **Revista Árvore**, v.27, n.1, p.65-70, 2003.
- OLIVEIRA, M. A.; DELLALUCIA, T. M. C. Levantamento de Formicidae de chão em áreas mineradas sob recuperação florestal de Porto Trombetas, Pará. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, v.8, p.375-384, 1992.
- OLIVEIRA, L. C. et al. Efeito da exploração de madeira e tratamentos silviculturais na composição florística e diversidade de espécies em uma área de 136 ha na Floresta Nacional do Tapajós, Belterra, Pará. **Scientia Forestalis**, n.69, p.62-76, 2005.
- OLIVEIRA, M. A. et al. Ant diversity in an area of the amazon forest in Acre, Brazil. **Sociobiology**, v.54, n.1, p.243-268, 2009.
- OLIVEIRA, M. A. et al. Vegetation structure and richness: effects on ant fauna of the Amazon – Acre, Brazil (Hymenoptera:Formicidae). **Sociobiology**, v.57, n.2, p. 471-486, 2011.
- PALMER, M. W. Variation in species richness: towards a unification of hypotheses. **Folia Geobotanica et Phytotaxonomica**, v.29, n.4, p.511-530, 1994.
- PENÃ-CLAROS, M. et al. Regeneration of commercial tree species following silvicultural treatments in a moist tropical forest. **Forest Ecology and Management**, v.255, n.3-4, p.1283-1293, 2008.
- PEREIRA Jr., R. et al. Forest canopy damage and recovery in reduced-impact and conventional selective logging in eastern Para, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v.5778, n.1, p.1-13, 2001.
- PINTO, A. C. B.; AZEVEDO-RAMOS, C.; CARVALHO Jr., O. Activity patterns and diet of the howler monkey *Alouatta belzebul* in ares of logged and unlogged Forest in eastern Amazônia. **Animal Biodiversity Conservation**, v.26, n.1, p.39-49, 2003.

- PIZO, M. A.; PASSOS, L.; OLIVEIRA, P. S. Ants as secondary seed dispersers of vertebrate-dispersed diaspores in Brazilian Atlantic forests. In: FORGET, P. M. et al. (Ed) **Seed fates: predation, dispersal and seedling establishment**. Wallingford: CABI Publishing, 2005.
- PUTZ, F. E. et al. Improved tropical forest management form carbon retention. **PLOS Biology**, v.6, n.7, p.1368-1369, 2008.
- RATCHFORD, J. S. et al. The effects of fire, local environment and time on assemblages in fens and forests. **Diversity and Distributions**, v. 11, n.6, p. 487-497, 2005.
- RUNKLE, J. R. Disturbance regimes in temperate forests. In: PICKETT, S. T. A.; WHITE, P. S. **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. San Diego: Academic Press, 1985. p.17-33.
- SCHROTH, G. et al. **Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes**. Washington, DC: Island Press, 2004. 523p.
- SIEGEL, S.; CASTELLAN Jr., N. J. **Nonparametric statistics for the behavioral sciences**. 2.ed. New York: McGraw Hill, 1988. 399p.
- SOBRINHO, T.; SCHOEREDER, J. H. Edge and shape effects on ant (Hymenoptera: Formicidae) species richness and composition in forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, v.16, n.5, p.1459-1470, 2007.
- SOUZA, C. M.; ROBERTS Jr., D. A.; COCHRANE, M. A. Combining spectral and spatial information to map canopy damages from selective logging and forest fires. **Remote Sensing of Environment**, v.98, n.2, p.329-343, 2005.
- van den BERG, E.; OLIVEIRA FILHO, A. T. Spatial partitioning among tree species within an area of tropical montane gallery forest in south-eastern Brazil. **Flora**, v.194,p.249-246, 1999.
- van EMDEN, H. F.; WILLIAMS, G. F. Insect stability and diversity in agro-ecosystems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.19, p.455-475, 1974.
- 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**, v.37, n.1, p.1-8, 2000.
- VASCONCELLOS, H. L.; VILHENA, J. M. S. Species turnover and vertical partitioning of ant assemblages in the Brazilian Amazon. A comparison of forest and savannas. **Biotropica**, v.38, p.100-106, 2006.
- VASCONCELOS, H. L. et al. Long-term effects of forest fragmentation on Amazonian ant communities. **Journal of Biogeography**, v.33, n.8, p.1348-1356, 2006.
- VASCONCELOS, H. L. et al. Ant diversity in an Amazonian savanna: Relationship with vegetation structure, disturbance by fire, and dominant ants. **Austral Ecology**, v.33, n.2, p.221-231, 2008.
- VIDAL, E. et al. Vine management for reduced-impact logging in eastern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v.98, n.2, p.105-114, 1997.
- WILSON, E. O. **Pheidole in the new world: a dominant, hyperdiverse ant genus**. Cambridge: Havard University Press, 2003. p.794. CD ROM.
- YAMAGUCHI, E. O.; HASEGAWA, M. An experiment on ant predation in soil using a new bait trap method. **Ecological Research**, v.11, n.1, p.11-16, 1996.
- YORK, A. Long-term effects of frequent low-intensity burning on ant communities in coastal blackbutt forest of southeastern Australia. **Austral Ecology**, v.25, n.1, p.83-98, 2000.
- ZUQUIM, G.; COSTA, F. R. C.; PRADO, J. Fatores que determinam a distribuição de espécies de pteridófitas da Amazônia Central. **Revista Brasileira de Biociências**, v.5, supl.2, p.360-362, 2007.

