GUILDAS TRÓFICAS DE FORMIGAS COMO INDICADORAS BIOLÓGICAS DA QUALIDADE AMBIENTAL EM ÁREAS DE RECOMPOSIÇÃO FLORESTAL NA AMAZÔNIA

E.H.F. Matias[1,2]; K.L.S. Reis[1,2]; C.M. Knoechelmann.[1,2] ; F.F.S. Siqueira[1,2]

[1]Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará (Unifesspa), Instituto de Estudos em Saúde e Biológicas (IESB), Faculdade de Ciências Biológicas (FACBIO), Laboratório de Botânica e Ecologia (BotEco), CEP:68500-000, Marabá – PA, Brasil.

[2]ECoA (Grupo: Ecologia e Conservação da Amazônia - CNPq), Marabá – PA, Brasil

*E-mail: felipe.siqueira@unifesspa.edu.br

Resumo

O presente estudo examinou a qualidade de áreas de recomposição florestal com predominância de *Bertholletia excelsa*, usando a comunidade de formigas como modelo de avaliação. Destacando o uso de formigas e guildas tróficas como bioindicadores das condições ambientais destes ambientes. Foram amostradas 4.643 formigas, distribuídas em 7 subfamílias. As formigas foram classificadas em 8 guildas tróficas. A riqueza e a abundância de guildas tróficas foram influenciadas pela idade de abandono das áreas, presumindo que a paisagem das áreas de recomposição apresenta um cenário de vegetação homogêneo, o que resulta em uma baixa diversidade de recursos alimentares, favorecendo a ocorrência de guildas generalistas. Assim, nossos resultados indicam que idade de abandono das áreas (dois e um ano) não foi suficiente para alcançar o equilíbrio ambiental, visto que o tempo ideal abordados em estudos é 10 a 50 anos para as áreas se aproximarem ao equilíbrio ambiental em florestas tropicais úmidas. Por fim, o uso de guildas tróficas em conjunto com aspectos biológicos das formigas e a estrutura do habitat permitem identificar padrões de manutenção e funcionamento dessas comunidades em relação a sucessão florestal, desconsiderando os limites biogeográficos e possíveis barreiras de dispersão se levarmos em consideração apenas as espécies.

Palavras chaves: Bioindicadores; Mirmecofauna; Perturbações antrópicas; Recomposição florestal; Monitoramento ambiental.

TROPHIC GUILDS OF ANTS AS BIOLOGICAL INDICATORS OF ENVIRONMENTAL QUALITY IN FOREST RECOVERY AREAS IN THE AMAZON

Abstract

The present study examined the quality of forest restoration areas with a predominance of Bertholletia excelsa, using the ant community as an evaluation model. Highlighting the use of ants and trophic guilds as bioindicators of the environmental conditions of these environments. 4,643 ants were sampled, distributed across 7 subfamilies. Ants were classified into 8 trophic guilds. The richness and abundance of trophic guilds were influenced by the age of abandonment of the areas, assuming that the landscape of the restoration areas presents a homogeneous vegetation scenario, which results in a low diversity of food resources, favoring the occurrence of generalist guilds. Thus, our results indicate that the age of abandonment of areas (two and one year) was not enough to reach

environmental balance, since the ideal time covered in studies is 10 to 50 years for areas to approach environmental balance in tropical forests moist. Finally, the use of trophic guilds in conjunction with biological aspects of ants and the structure of the habitat allows us to identify patterns of maintenance and functioning of these communities in relation to forest succession, disregarding biogeographical limits and possible dispersal barriers if we only consider the species.

Keywords: Bioindicators, Trophic guilds, Anthropic disorders, Forest recomposition, Environmental monitoring.

INTRODUÇÃO

O progresso da humanidade se baseou por muitos anos na utilização dos recursos naturais para manutenção econômica, porém este uso desenfreado ocasionou mudanças na biota global (FAO, 2010). Essa relação homem-natureza de exploração dos recursos naturais vem consolidando a cultura humana moderna. Por este motivo, a sociedade contemporânea tem sofrido os efeitos causados pela exploração massiva do meio ambiente, que denominamos perturbação antrópica (BALIM; MOTA; SILVA, 2014). As perturbações antrópicas agudas, podem causar mudanças permanentes na paisagem florestal, por atividades como: desmatamento, expansão agropecuária, construção ou expansão de estradas e incêndio florestal (RIBEIRO, 2011). Os efeitos dessas perturbações antrópicas, cada vez mais intensas, sobre a biodiversidade e serviços ecossistêmicos tem sido o foco de estudos há décadas. (SANTOS, 2018). De maneira geral, tem causado efeitos negativos no equilíbrio ecológico de comunidades de flora e fauna, pois além de alterarem a regulação do clima de maneira global, causam graves reduções na riqueza e abundância de plantas e animais, perda da diversidade funcional e filogenética, alteração da frequência de espécies arbóreas, proliferação de espécies patogênicas e generalistas, e homogeneização da biota (GIRÃO et al., 2007; RIBEIRO, 2013).

Devido as alterações de paisagens naturais causadas pelas atividades antrópicas, se faz necessário elaborar projetos nos quais recuperem a qualidade ambiental de regiões degradadas. A recomposição florestal, consiste em realizar o plantio de espécies arbóreas adequadas para região, como plantas nativas com intuito de restaurar a produtividades de florestas e preservar a biodiversidade (FERRAZ; VETTORAZZI, 2003). A recomposição florestal pode ser realizada baseada em modelos como: distribuição aleatória de espécies nativas (NOGUEIRA, 1977); combinar diferentes espécies de diversos grupos ecológicos (*k* e *r* estrategistas) para realizar a sucessão ecológica (KAGEYAMA et al.,1986); realizar levantamento fito-sociológico de florestas antigas da região para criar um banco de conhecimento para atuar na recomposição (JOLY, 1987).

O plantio de espécies nativas para recomposição florestal tem se mostrado bastante eficiente (FERRAZ; VETTORAZZI, 2003). A utilização de Castanheiras (*Bertholletia excelsa* – Lecythidaceae), em sistemas de reflorestamento na Amazônia, é considerado de extrema importância para o sócio-ambiente, pois apesar de serem protegidas por lei, diversos castanhais antigos têm perdido sua produtividade devido ao aumento dos fragmentos florestais diminuindo as condições favoráveis para polinização da espécie e dispersão de suas sementes. Desta forma, o plantio de castanheiras em projetos de recomposição florestal

vem sendo incentivado, com o intuito de retomar a qualidade produtiva de áreas impactadas pela ação humana (ALBUQUERQUE et al.; 2015).

Por tanto, identificar as relações ecológicas de uma determinada área, é uma estratégia essencial para a criação de métodos de conservação ou restauração de áreas degradadas. Porém, técnicas que demandem menos tempo, recurso financeiro, e poucos conhecimentos específicos taxonômicos são necessárias para desenvolver medidas mais simples que auxiliem na eficiência de projetos de monitoramento e conservação ambiental (RIGUEIRA e NETO, 2013). O uso de indicadores biológicos, nos quais possuem características que refletem fenômenos ambientais de determinada área tem se tornado um método eficiente (PRADO, 2009). As formigas possuem características (e.g. abundantes, fácil amostragem e identificação) que as tornam um bom grupo para testar modelos e hipóteses ecológicas e uso no monitoramento ambiental, a fim de descrever os fatores ecológicos responsáveis pelos padrões de diversidade e dinâmica de comunidades terrestres, de escala local à global. Pelo fato de muitas espécies de formigas apresentarem tolerância estreita a diversos fatores bióticos e abióticos, e algumas espécies são sensíveis a mudanças ambientais (ANDERSEN, 2000; KASPARI e MAJER, 2000).

Diante do exposto, o enfoque deste trabalho é ampliar o conhecimento sobre as respostas de comunidades biológicas de formigas em áreas de recomposição florestal oriundas de eventos de perturbações antrópicas (e.g. desmatamento e pecuária). Mais especificamente, analisamos os efeitos da recomposição florestal sobre a riqueza, abundância e composição de guildas tróficas de formigas. Para entender como a recomposição florestal influência na biota iremos verificar o efeito da estrutura da vegetação e a idade de abandono das áreas sobre as guildas tróficas de formigas. Para com isso, obtermos informações sobre possíveis alterações na composição da comunidade destes insetos, e assim, validar nossos resultados para o uso de formigas e suas respectivas guildas tróficas para o monitoramento de áreas de recomposição. Através do conhecimento de quais espécies da mirmecofauna estão presentes, bem como verificar quais espécies e guildas tróficas são indicadoras de ambientes ecologicamente equilibrados ou antrópicos. Fornecerá subsídios para conservação e práticas de recuperação ambiental desenvolvidas na região Norte do Brasil, especificamente em áreas de floresta tropical úmida, ou seja, Floresta amazônica.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

As coletas foram realizadas na Floresta Nacional Tapirapé-Aquiri – FLONATA (5°49'13.9"S e 50°34'15.0"W) e em áreas de recomposição com predominância de castanheiras (*Bertholletia excelsa*) na circunvizinhança da FLONATA. A FLONATA (daqui em diante, área controle), está situada na região Norte do Brasil, especificamente no Estado do Pará. Abrangendo uma área de aproximadamente 196.503,94 hectares. O clima é tropical chuvoso – Awi (classificação de Köppen). A precipitação anual varia de 1.900 e 2.000 mm com a temperatura média de 25 °C a 26 °C. A principal cobertura vegetal da região é a Floresta Ombrófila Aberta, com variações locais, a maioria associada a mudanças no relevo (IBAMA, 2006).

Os locais de recomposição florestal, utilizados no presente estudo localizam-se no território da Fazenda Santa Rita da União, situada no município de Canaã dos Carajás – PA

(06°28'40,2" S / 050°18'40,5" W). A região escolhida para análise da qualidade ambiental corresponde a dois blocos de recomposição florestal (B2 e B3) que estão em uma distância média da FLONATA de 2,47 km. O Bloco 2 iniciou o projeto de recomposição no ano de 2017 englobando 115 hectares e o Bloco 3 com 100 hectares foi implementado no ano de 2018. Nos Blocos as mudas de castanheiras seguiram o padrão de 69 mudas/ha, no Bloco 2 (daqui em diante, área de dois anos de abandono) o total de mudas plantas foram de 7.935 mudas de castanheiras, já no Bloco 3 (daqui em diante, área com um ano de abandono) o total foi de 6.900 mudas de castanheiras plantadas, com altura média de 80 cm e idade de 12 meses para plantio no campo (SALOMÃO et al., 2016).

Caracterização da paisagem

Para caracterizar a estrutura da vegetação nas diferentes áreas de estudo, utilizamos parâmetros vegetacionais que retratam como a vegetação está estruturada e assim entender como eles influenciam na montagem das comunidades de guildas tróficas de formigas. Foram no total 4 parâmetros: LaIe (*efecctive leaf area index*) que representa o total de área foliar por área de superfície de terreno, corrigida pelo *Clumping index*; Cobertura do dossel (*Canopy cover*) responsável por apresentar a porcentagem (fração) da área do solo coberta pela projeção vertical do dossel; *Crown porosity*, corresponde a porcentagem de lacunas do dossel, sendo relacionado a projeção de luz no solo por meio do dossel; *Clumping index*, que apresenta o grau de aleatorização da distribuição de folhas no dossel, demonstrando a proporção real de plantas em relação ao LaIe. Valores iguais a 1, correspondem a uma distribuição aleatória da folhagem no dossel (distribuição heterogênea). Para realizar a estimação dos parâmetros vegetacionais foi usado o aplicativo VitiCanopy oriundo da University of Aldelaide (LOBET, 2017), que avalia as fotografias feitas usando a limiar de fração de 75% (para florestas tropicais). Para as fotografias utilizamos uma Câmera de 1.2 MP com Retina Flash, abertura de f/2.4, controle de exposição, Auto HDR, a posição da lente estava virada para o dossel há uma distância aproximada de 1 metro ao lado direito do *pitfall*. No total foram tiradas 19 fotografias por área de coleta.

As idades de abandono de cada área amostrada, foram obtidas por meio de cálculos onde subtraímos o período em que área sofreu pela última vez algum tipo de impacto antrópico, pelo ano em que realizamos as coletas no local. Na área controle constatamos que o último impacto que ocorreu na unidade de conservação foi no ano de 1989, quando foi decretada a criação da Floresta Nacional Tapirapé-Aquiri, resultando em 29 anos até o ano em que realizamos a coleta (2018). Nas áreas de recomposição florestal; o Bloco 2 foi implantado em 2017, realizamos as coletas no ano de 2019, resultando em dois anos de abandono; a última coleta também realizada no ano de 2019, foi no Bloco 3 implantado no ano de 2018, resultado em área com um ano de abandono.

Amostragem

A coleta foi realizada utilizando o protocolo ALL - *Ants of the Leaf Litter* (AGOSTI e ALONSO, 2000) por ser considerado em diversos estudos, o método que melhor maximiza a coleta de formigas em áreas de floresta tropical úmida (SPOLIDORO, 2009). Para cada área de estudo foi montado um transecto de 200 m, fracionado em 20 pontos amostrais, separados por 10 m de distância. Em cada ponto amostral foi montado uma armadilha do tipo *pitfall*,

na qual consistia em um pote plástico de 500 ml no solo, contendo 200 ml de uma solução composta por água, álcool 70 % e detergente neutro. Posteriormente, ao lado de cada ponto amostral, aproximadamente 1 metro de distância, foi retirado 1 m^2 de serapilheira, que foram adicionadas no extrator mini-*Winkler*, para realizar a extração dos invertebrados. A coleta usando mini – *Winkler* e *pitfall* foi repetida em cada um dos 20 pontos. Ao término de 48 horas, os *pitfalls* foram recolhidos do solo, e a serapilheira foi retirada dos mini– *Winkler*. Todas as amostras foram acondicionadas em frascos compostos por álcool 80%, e devidamente etiquetadas. As formigas foram identificadas ao menor nível taxonômico possível utilizando a chave "GUIA PARA GÊNEROS DE FORMIGAS DO BRASIL" (BACCARO et al., 2015) e BOLTON (2014).

Análise de guildas tróficas

As formigas foram classificadas em guildas de acordo com os respectivos hábitos alimentares. A classificação das guildas tróficas baseou-se na classificação de Ahuatzin et al., (2018). Com as seguintes guildas tróficas: Onívoras generalistas - que se alimentam de diversas fontes nutritivas; Onívoras arbóreas e Onívoras terrestres (diferenciadas a partir das características biológicas da espécies) - que refere-se ao habitat na qual elas vivem predominantemente; Predadoras especialistas terrestres - que alimentam-se de organismos específicos; Predadoras generalistas terrestres - que se alimentam de diversos tipos de organismos; Predadoras invasoras - são tipos de formigas que invadem outros ninhos de formigas o grupo de Atíneos criptobióticos - são as chamadas formigas agricultoras, que se nutrem por meio de fungo simbionte; e as Atíneos cortadores de folhas - que são as formigas que usam apenas material vegetal fresco como substrato para cultivar o fungo.

Análise de guildas tróficas bioindicadoras

Para classificar as guildas com potencial bioindicador, analisamos aspectos ecológicos das comunidades de formigas presentes nas áreas de estudo. Os fatores que utilizamos para elencar as guildas tróficas foram: diversidade de espécies que compõe cada guilda, abundância, características biológicas e comportamentais das espécies. Essa classificação baseou-se em estudos realizados por Silvestre; Silva (2000); Andersen (1997).

Análise estatística

Para verificar diferenças significativas na riqueza e abundância relativa de guildas tróficas de formigas nas áreas de recomposição florestal e na área controle foi utilizado a Análise de Variância (ANOVA) juntamente ao Teste de Tukey para comparações múltiplas entre as áreas de estudadas. A frequência de ocorrência de guildas tróficas em todas as áreas foi realizada a partir de teste χ-quadrado com tabelas de contingência e distribuição de erro tipo Poisson. Ambos os testes foram realizados no *software* R versão 1.4.116. Para testar o efeito dos parâmetros vegetacionais e a idade das áreas amostradas sobre a composição de guildas tróficas foi utilizado o teste de Correspondência Canônica (CCA). Também foi aplicada uma Análise de Similaridade para verificar as possíveis diferenças na composição de guildas tróficas, comparando os conjuntos de amostras usando a variável abundância por meio do índice de Morisita. Estas

análises foram realizadas com o programa Past3 versão 1.0.

RESULTADOS

No total foram coletadas 4.643 espécimes de formigas, 168 espécies pertencentes a 7 subfamílias, sendo Myrmicinae com a maior riqueza de espécies (108), seguida de Ponerinae (21), Formicinae (17), Ectatomminae e Dolichoderinae compostas por (8 espécies cada) e Pseudomyrmecinae e Dorylinae (3 espécies cada). A área controle, constituiu uma abundância de formigas (1.974), já na área com um ano de abandono (2.078), e a área com dois anos apresentou a menor abundância (591). Das 168 espécies, 78 ocorreram apenas na área controle e 6 espécies ocorreram somente nas áreas de recomposição. O estudo revelou também que na área controle duas espécies se destacam por conter maior abundância, que foram elas *Pheidole pedana* (369) e *Pheidole cf. biconstricta* (142 indivíduos). Nos blocos, especificamente na área de dois anos as espécies mais abundantes foram: *Solenopsis* sp.2 (92) e *Dorymyrmex* sp.1 (54); enquanto na área com um ano destacaram-se as espécies *Wasmannia* sp.1 (650) e *Dorymyrmex* sp.2 (444) (REIS, et al., em preparação) (Tabela 1).

Tabela 1. Lista de espécies e respectivas guildas tróficas de formigas registradas nas áreas amostradas: Floresta Nacional do Tapirapé-Aquiri (área controle - FLONATA) e áreas de recomposição florestal com 2 e 1 ano de abandono na região Sudeste do Pará, Brasil. As espécies foram distribuídas entre as subfamílias e categorizadas em guildas tróficas: (AC) Atíneos Criptobióticas, (OG) Onívoras Generalistas, (OA) Onívoras Arbóreas, (OT) Onívoras Terrestres, (PET) Predadoras Especialistas Terrestres, (PGT) Predadoras Generalistas Terrestres e (PI) Predadoras Invasoras.

.

Subfamília/Espécie		**Áreas**			
Subfamília Dolichoderinae	**Guildas Tróficas**	**FLONATA**	**2 ANOS**	**1 ANO**	**Abundância total**
Dolichoderus decollatus (Smith, F. 1858)	OA	2			2
Dolichoderus sp. 2	OA	1			1
Dolichoderus sp. 3	OA	11			11
Dorymyrmex sp. 1	PGT		54		54
Dorymyrmex sp. 2	PGT		8	444	452
Dorymyrmex sp. 3	PGT		48		48
Tapinoma sp. 2	OG	1			1
Tapinoma sp. 4	OG			1	1
Subfamília Dorylinae					
Acanthostichus sp. 1	PGT			1	1
Eciton rapax (Smith, F., 1855)	PI	40			40
Neivamyrmex sp. 1	PET			10	10
Subfamília Ectatomminae					0
Ectatomma edentatum (Roger, 1863)	OG	2			2
Ectatomma permagnum (Forel, 1908)	OG	7	49	40	96
Ectatomma tuberculatum (Olivier, 1792)	OG	1			1

Ectatomma sp. 2	OG			1	1
Ectatomma sp. 4	OG		3		3
Gnamptogenys horni (Santschi, 1929)	PGT	3			3
Gnamptogenys sp. 1	PGT	5			5
Gnamptogenys sp. 3	PGT		2		2
Subfamília Formicinae					
Brachymyrmex sp. 1	OG	1			1
Brachymyrmex sp. 2	OG	1			1
Brachymyrmex sp. 3	OG			2	2
Brachymyrmex sp. 4	OG			7	7
Camponotus femoratus (Fabricius, 1804)	OG	73			73
Camponotus sp. 1	OG	1			1
Camponotus sp. 3	OG	9			9
Camponotus sp. 5	OG	1			1
Camponotus sp. 9	OG		4	1	5
Camponotus sp. 10	OG		2	2	4
Camponotus sp. 11	OG			1	1
Formicinae sp. 1	OG	1			1
Nylanderia sp. 1	OG	49	4		53
Nylanderia sp. 2	OG	175		6	181
Nylanderia sp. 3	OG	6	4	9	19
Nylanderia sp. 5	OG		35	36	71
Nylanderia sp. 6	OG		8	4	12
Subfamília Myrmicinae					
Atta sp. 1	AC		2		2
Basiceros militaris (Weber, 1950)	PGT	1			1
Basiceros sp. 1	PGT	2			2
Cardiocondyla sp. 2	OT	7			7
Cardiocondyla sp. 7	OT	3			3
Cardiocondyla sp. 9	OT		1	6	7
Carebara brevipilosa (Fernández, 2004)	OT	32			32
Carebara sp. 1	OT	1			1
Carebara sp. 4	OT			1	1
Cephalotes oculatus (Spinola, 1851)	OA	2			2
Cephalotes sp. 3	OA		1		1
Cephalotes sp. 4	OA			1	1
Crematogaster flavosensitiva (Longino, 2003)	OG	40	1		41
Crematogaster limata (Smith, F., 1858)	OG	86	33		119
Crematogaster sp. 3	OG	1			1
Crematogaster sp. 4	OG	1			1
Crematogaster sp. 6	OG		50		50
Crematogaster sp. 7	OG			59	59
Crematogaster sp. 8	OG			2	2
Cyphomyrmex sp. 1	AC	1		15	16

Cyphomyrmex leavigatus (Weber, 1938)	AC	4			4
Cyphomyrmex minutus (Mayr, 1862)	AC	18			18
Megalomyrmex cuatiara (Brandão, 1990)	OT	2			2
Megalomyrmex sp. 1	OT	1		22	23
Megalomyrmex sp. 2	OT	3		4	7
Megalomyrmex sp. 3	OT			2	2
Monomorium sp. 1	OT	6			6
Mycetoritis sp. 2	AC	1			1
Mycetomoellerius sp. 1	AC	4			4
Mycocepurus smithii (Forel, 1893)	AC	2			2
Mycocepurus sp. 1	AC	11		14	25
Myrmicinae sp. 1	OG	1			1
Myrmicinae sp. 5	OG	1			1
Myrmicinae sp. 9	OG			14	14
Myrmicinae sp. 10	OG			14	14
Myrmicinae sp. 11	OG			3	3
Myrmicocrypta sp. 1	AC			2	2
Nesomyrmex brasiliensis (Kempf, 1958)	OG	1			1
Ochetomyrmex neopolitus (Fernández, 2003)	PGT	77			77
Octostruma betschi (Perrault, 1988)	PGT	45			45
Octostruma sp. 1	PGT	1			1
Octostruma sp. 2	PGT			4	4
Octostruma sp. 6	PGT	1			1
Paratrachymyrmex bugnioni (Forel, 1912)	OG	29			29
Pheidole astur (Wilson, 2003)	OG	48			48
Pheidole bufo (Wilson, 2003)	OG	1			1
Pheidole cataractae (Wheeler, WM, 1916)	OG	13			13
Pheidole cf. Biconstricta (Mayr, 1870)	OG	142			142
Pheidole cf. sculptior (Forel, 1893)	OG	43			43
Pheidole midas (Wilson, 2003)	OG	16			16
Pheidole pedana (Wilson, 2003)	OG	357			357
Pheidole radoszkowskii (Mayr, 1884)	OG	25			25
Pheidole subarmata (Mayr, 1884)	OG	17			17
Pheidole susannae (Forel, 1886)	OG	21	9		30
Pheidole zeteki (Smith, MR, 1947)	OG	40			40
Pheidole sp. 1	OG	7	8		15
Pheidole sp. 3	OG	18			18
Pheidole sp. 4	OG	10			10
Pheidole sp. 6	OG	17			17
Pheidole sp. 7	OG	4			4
Pheidole sp. 9	OG	1			1
Pheidole sp. 10	OG	1			1

Pheidole sp. 11	OG	9			9
Pheidole sp. 12	OG	11			11
Pheidole sp. 19	OG	1			1
Pheidole sp. 22	OG	3			3
Pheidole sp. 28	OG			3	3
Pheidole sp. 36	OG		1	16	17
Pheidole sp. 37	OG			3	3
Pheidole sp. 39	OG			1	1
Pheidole sp. 40	OG			19	19
Pheidole sp. 41	OG			7	7
Pheidole sp. 42	OG			25	25
Pheidole sp. 43	OG			138	138
Rogeria prominula (Kugler, C., 1994)	OT	7			7
Rogeria subarmata (Kempf, 1961)	OT	1			1
Rogeria sp. 1	OT			50	50
Rogeria sp. 2	OT			1	1
Sericomyrmex mayri (Forel, 1912)	OT	14			14
Solenopsis virulens (Smith, F., 1858)	OT	3	33		36
Solenopsis sp. 1	OT	20	1	21	42
Solenopsis sp. 2	OT	60	92		152
Solenopsis sp. 3	OT	4			4
Solenopsis sp. 4	OT	11	1	20	32
Solenopsis sp. 5	OT	3	9	5	17
Solenopsis sp. 8	OT			2	2
Solenopsis sp. 10	OT		23		23
Solenopsis sp. 11	OT			83	83
Solenopsis sp. 12	OT			10	10
Solenopsis sp. 13	OT			22	22
Solenopsis sp. 14	OT			6	6
Solenopsis sp. 15	OT			8	8
Solenopsis sp. 16	OT			1	1
Solenopsis sp. 17	OT			1	1
Solenopsis sp. 18	OT			5	5
Solenopsis sp. 19	OT			3	3
Solenopsis sp. 20	OT			1	1
Solenopsis sp. 21	OT			20	20
Strumigenys denticulata (Mayr, 1887)	PGT	74	48	11	133
Strumigenys elongata (Roger, 1863)	PGT	1			1
Strumigenys subedentata (Mayr, 1887)	PGT	26			26
Strumigenys sp. 1	PGT			2	2
Strumigenys sp. 2	PGT	1		50	51
Strumigenys sp. 5	PGT			60	60
Strumigenys sp. 7	PGT			43	43
Wasmannia auropunctata (Roger, 1863)	OG	5			5
Wasmannia scrobifera (Kempf, 1961)	OG	4			4
Wasmannia sp. 1	OG			650	650

Subfamília Ponerinae					
Anochetus bispinosus (Smith, F., 1858)	PGT	9			9
Anochetus horridus (Kempf, 1964)	PGT	1			1
Anochetus neglectus (Emery, 1894)	PGT	1			1
Hypoponera sp. 1	PGT	42		18	60
Hypoponera sp. 2	PGT	1	1		2
Hypoponera sp. 3	PGT	4		10	14
Hypoponera sp. 4	PGT	1			1
Hypoponera sp. 5	PGT	5		10	15
Hypoponera sp. 6	PGT	26		6	32
Leptogenys sp. 1	PI	1		1	2
Mayaponera constricta (Mayr, 1884)	PGT	7			7
Neoponera apicalis (Latreille, 1802)	PET	27	12		39
Neoponera magnifica (Borgmeier, 1929)	PET	1			1
Odontomachus bauri (Emery, 1892)	PGT	7			7
Odontomachus meinerti (Forel, 1905)	PGT	7			7
Odontomachus sp. 1	PGT			7	7
Pachycondyla crassinoda (Latreille, 1802)	PGT	9			9
Pachycondyla harpax (Fabricius, 1804)	PGT	8	2	7	17
Pachycondyla sp. 1	PGT			1	1
Rasopone ferrugínea (Smith, F., 1858)	OG	1			1
Rasopone sp. 1	OG	1			1
Subfamília Pseudomyrmecinae					
Pseudomyrmex tenuis (Fabricius, 1804)	OA	1			1
Pseudomyrmex sp. 1	OA		42		42
Pseudomyrmex sp. 2	OA			3	3

No total encontramos 8 tipos de guildas tróficas, na qual Onívoras Generalistas foi a guilda mais abundante (2.759), Predadoras Generalistas Terrestres em segundo (1.202), Onívoras Terrestres em terceiro (632), Atíneos Criptobióticos (74), Onívoras arbóreas (64), Predadoras Especialistas Terrestres (50) Predadoras invasoras (42) e Atíneos Cortadoras de Folhas com a menor abundância de indivíduos (2) (Tabela 1).

A área com um ano de abandono apresentou uma riqueza média de guildas tróficas de 4,21 (± 1,03, desvio padrão) não ocorrendo diferença (Tabela 2) com a área controle com a riqueza de 4,11 (± 0,83) e a área de dois anos de abandono teve a menor média de riqueza com 3,58 (± 0, 67) em relação as demais áreas (Figura 1; Tabela 2). O mesmo padrão encontramos para os valores de abundância relativa, onde a área com um ano de abandono apresentou média de 0,56 (± 0,86), a área controle apresentou média de 0,53 (± 0,97), área com dois anos de abandono com menor média de abundância 0,21 (± 0,39).

Variável resposta		GL	Soma dos Quadrados	Média do Quadrados	F	P
Riqueza	Área	2	21.5	10.7	15.7	<0.001
	Resíduo	223	152.8	0.69		
Abundância Relativa	Área	2	5.36	26.8	4.26	0.015
	Resíduo	223	140.3	0.62		

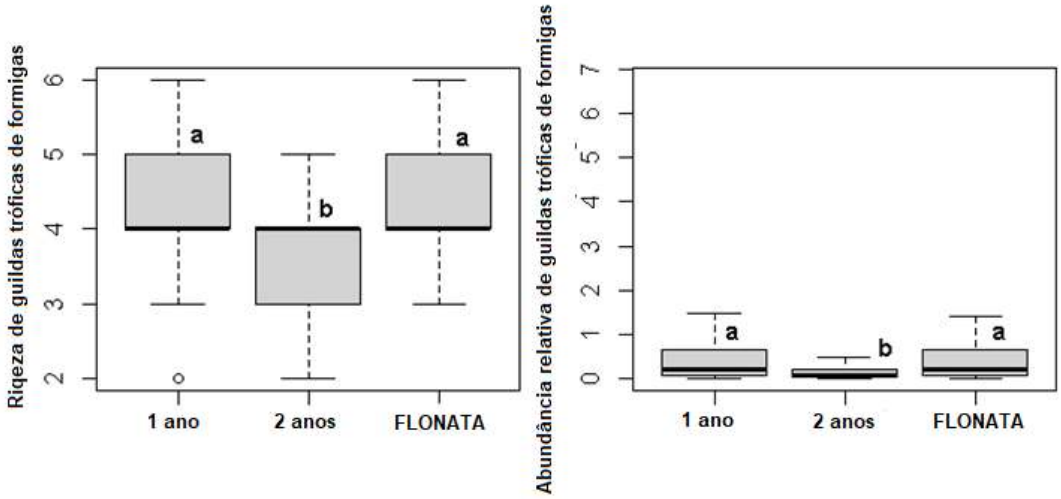


Tabela 2. Tabela da Análise de Variância (ANOVA), representando os valores estatísticos das áreas amostradas: Floresta Nacional do Tapirapé-Aquiri (área controle - FLONATA) e áreas de recomposição florestal com 2 e 1 ano de abandono na região Sudeste do Pará, Brasil.

Figura 1. Riqueza (a) e abundância relativa(b) de guildas tróficas de formigas nas áreas amostradas: Floresta Nacional do Tapirapé-Aquiri (área controle - FLONATA) e áreas de recomposição florestal com 2 e 1 ano de abandono na região Sudeste do Pará, Brasil. Diferentes letras corresponde a diferenças pelo teste Tukey ($p < 0,05$) após a realização da ANOVA.

Porém, quando analisamos a frequência de ocorrência das guildas comparando os valores observados com os esperados (e.g. análise de qui-quadrado de proporções esperadas iguais). Na área controle, as Onívoras Generalistas (OG) apresentaram a maior frequência de ocorrência (28,09%), Predadoras Generalistas terrestres (PGT) com a segunda maior frequência (7,86%), Onívoras Terrestres (OT) a terceira de maior frequência (3,83%), Atíneos criptobióticos (AC) e Predadoras Invasoras (PI) apresentaram as mesmas frequências de ocorrência (0,88%), Predadoras Especialistas Terrestres (PET) (0,60%), seguida de Onívoras Arbóreas (OA) (0,37%) e não

foi encontrado Atíneos Cortadoras de folhas (ACF) nesta área (Fig. 2, Tabela 3). Na área de dois anos ocorreu o mesmo padrão nas três primeiras colocações (OG, PGT e OT) em relação a área controle, entretanto o padrão muda nas posições em diante seguidas das guildas OA (0,93 %), PET (0,26 %), AC e ACF (0,04% ambas) e não ocorreu a guilda PI (Fig. 2, Tabela 3). Em relação à área de um ano o padrão de ocorrência das guildas foi similar com a área controle com exceção apenas da guilda PI (0,02 %) que ocorreu na última posição (Figura 2, Tabela 3).

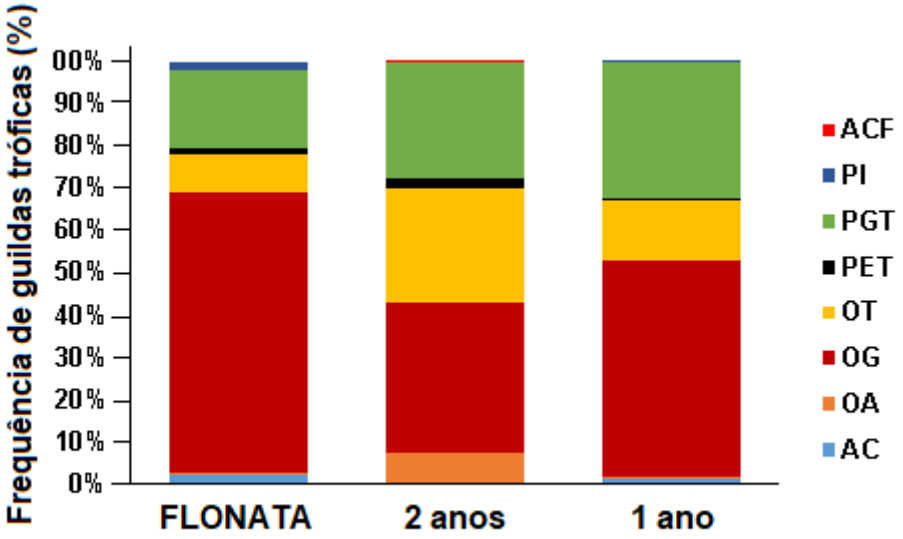


Figura 2. Frequência de ocorrência de guildas tróficas de formigas encontradas, das três áreas amostradas: FLONA Tapirapé-Aquiri, e áreas de recomposição com 2 anos e 1 ano de abandono, situadas na região sudeste do Pará, Brasil. Onde: (AC) Atíneos Criptobióticas, (OG) Onívoras Generalistas, (OA) Onívoras Arbóreas, (OT) Onívoras Terrestres, (PET) Predadoras Especialistas Terrestres, (PGT) Predadoras Generalistas Terrestres e (PI) Predadoras Invasoras.

Tabela 3. Resultados das análises de χ-quadrado para as frequências de ocorrência de guildas tróficas nas três áreas amostradas: FLONA Tapirapé-Aquiri, e áreas de recomposição com 2 anos e 1 ano de abandono, situadas na região sudeste do Pará, Brasil.

Áreas amostradas	GL	χ2	P
FLONATA	6	341.6	0.0005
2 anos	6	217.4	0.0005
1 ano	6	775.9	0.0005

Em relação à similaridade das guildas tróficas (Índice de Morisita), encontramos que a área com um ano é que mais se aproxima da área controle com aproximadamente 40 % de similaridade. Enquanto a área de dois anos apresenta aproximadamente 30 % de similaridade com as demais áreas. De maneira geral ambas as áreas de recomposição apresentam baixa similaridade em comparação a área controle (Figura 3).

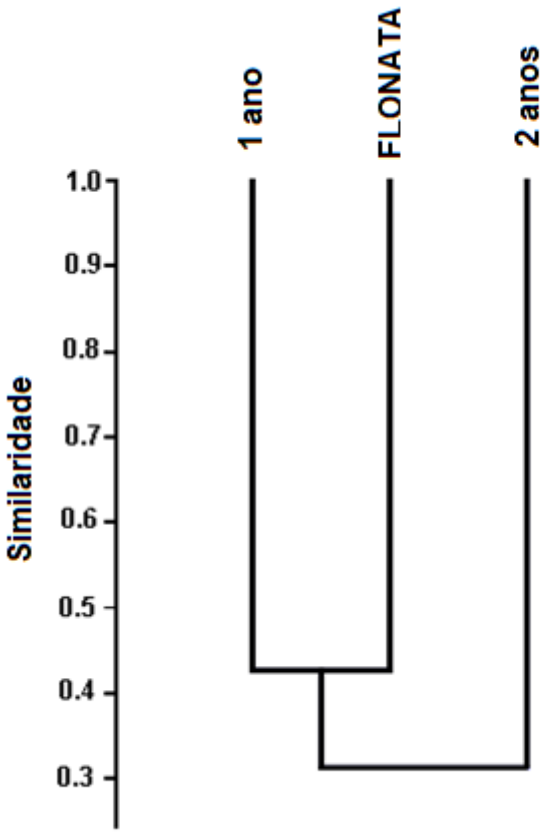


Figura 3. Diagrama gerado a partir do índice de similaridade de Morisita, entre as guildas tróficas de formigas das três áreas amostradas: Floresta Nacional do Tapirapé-Aquiri (área controle – FLONATA), e áreas de recomposição com 2 anos e 1 ano de abandono, situadas na região sudeste do Pará, Brasil.

Encontramos que a área controle, apresentou 34 gêneros e 77 espécies exclusivas no total. Especificamente, o gênero *Dolichoderus* (3 espécies), bem como espécies do gênero *Basiceros* (2), *Cyphomyrmex* (2), *Anochetus* (3). Nesta área encontrou-se também duas espécies exclusivas a nível de gênero e as espécies *Eciton rapax* (40 abundância) e *Sericomyrmex mayri* (14). Nas áreas de recomposição florestal as espécies exclusivas que merecem destaque foram: *Dorymyrmex* sp.1 (54), sp. 2(452) sp.3 (48), *Wasmannia* sp.1 (650), e uma espécie do gênero *Atta* (2 indivíduos) também foram exclusivas.

De acordo com a análise de similaridade, espécies exclusivas e aspectos biológicos e ecológicos das formigas indicamos as seguintes espécies e guildas tróficas como indicadoras ambientais: *Dolichoderus decollatus* (SMITH, 1858), *Basiceros militaris* (Weber 1950), *Anochetus bispinosus* (SMITH, 1858), *Cyphomyrmex minutus* (Mayr 1862), *Anochetus bispinosus* (SMITH, 1858) para áreas de floresta tropical úmida que estejam no clímax ou com baixo nível de perturbações antrópicas. *Dorymyrmex* sp.2, *Wasmannia* sp.1 e *Atta* sp.1 para as áreas de recomposição florestal. Dentre as guildas evidenciamos as: Onívoras Arbóreas, Atíneos criptobióticas, Predadoras Invasoras e Attineos cortadores de folhas como

bioindicadoras de fatores ambientais: área clímax e avanço da sucessão, áreas de alta produtividade vegetal (e.g. serapilheira), áreas próxima ao clímax, e áreas antrópicas respectivamente.

Análise de correspondência canônica (i. e. CCA) teve o intuito de identificar quais parâmetros (LAIe, cobertura do dossel, *Crown porosity* e *Clumping index*), bem como a idade de abandono de cada área têm efeito na montagem das comunidades de guildas tróficas de formigas. Os eixos 1 (98,4%) e 2 (1,6%) explicaram 100% da variação de composição de guildas. A idade de abandono foi a variável que mais teve efeito na montagem das comunidades das guildas tróficas de formigas, estando associada com o eixo 1 (Figura 4)

.

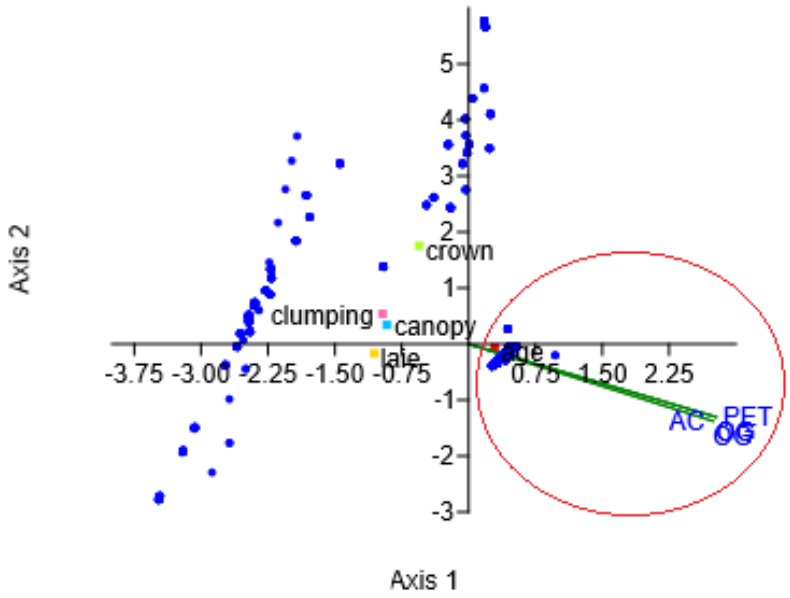


Figura 4. Análise de correspondência canônica, verificando a forma como guildas de formigas se relacionam com os parâmetros de vegetação e idade de abandono das três áreas amostradas: Floresta Nacional do Tapirapé-Aquiri (área controle – FLONATA), e áreas de recomposição com 2 anos e 1 ano de abandono, situadas na região sudeste do Pará, Brasil.

DISCUSSÃO

Neste estudo examinamos a qualidade ambiental de áreas de recomposição florestal de *Bertholletia excelsa* em relação a comunidade de formigas. Evidenciando o uso de formigas e guildas tróficas como bioindicadoras das condições ambientais das áreas amostradas. Com base nos nossos resultados observamos que o tempo de abandono de 1 e 2 anos não é suficiente para as áreas estudadas alcançar as condições ambientais da área controle. Para áreas de floresta tropical úmida a maioria dos estudos apontam uma faixa entre 0 a 5 anos para o extrato herbáceo, 5 a 10 anos para o extrato arbustivo e 10 a 50 anos para o estrato arbóreo, para a regeneração se aproximar de áreas clímax (CHAZDON, 2008b; CHAZDON, 2012). Isso reflete na montagem das comunidades de guildas tróficas de formigas, onde o principal fator determinante para comunidade foi a idade de abandono. De maneira geral a

distribuição de guildas está uniforme entre as áreas, sendo as guildas Onívoras generalistas, Predadoras generalistas terrestres e Onívoras terrestres com maior representatividade. Apesar dessas três guildas predominarem entre as áreas encontramos uma baixa similaridade das guildas tróficas entre a área controle e áreas de recomposição florestal, sendo a área de um ano de abandono a que mais se aproxima da área clímax. Esses resultados podem ser explicados por: 1) as áreas de recomposição estão inseridas em diferentes matrizes ambientais e/ou provavelmente em diferentes histórico de uso da terra o que leva a diferente "fontes" de espécies e guildas de formigas para este ambientes; 2) provavelmente não está ocorrendo um contínuo *turnover* e os tamanhos populacionais não estão atingindo um equilíbrio e deixando estas áreas de recomposição distantes (e.g. por diferenças nas taxas de emigração e taxas de extinção) (GOTELLI, 2001) em termos de funções ecológicas realizadas pelas formigas; e 3) as áreas de recomposição por estarem no início da sucessão não apresentam condições ambientais favoráveis para a manutenção de diferentes espécies de formigas oriundas da área controle ou de outra mancha fonte de espécies, porém as espécies que sobrevivem estão mantendo as funções tróficas. Neste contexto, caso seja necessário o uso de formigas no planejamento de estratégias de conservação, recuperação de área degradas e no monitoramento ambiental de áreas de Floresta tropical úmida, deve-se considerar a identidade das espécies, das guildas tróficas e a estrutura do habitat ao invés de considerar somente o número de espécies na comunidade.

Encontramos que a área com um ano de abandono apresentou valores de riqueza e abundância de guildas semelhantes a área controle, enquanto a área com dois anos de abandono apresentou menores valores de riqueza e abundância. De forma geral as repostas da riqueza e abundância de formigas em gradientes de sucessão ambiental apresentam poucas evidência nos trabalhos acadêmicos (para mais detalhes ver: OTTONETTI et al., 2006; SCHIMDT et al., 2007) basicamente porque abundância pode ser constante entre as áreas devido a ocorrência de espécies dominantes e para a riqueza tem que levar em consideração não apenas a idade de regeneração, como também, aspectos da matriz, distância para área fonte e em qual mancha está inserida "fonte" ou "sumidouro" (SCHIMIDT et al., 2007). Se levarmos em consideração o padrão encontrado neste estudo para riqueza e abundância de guildas tróficas de formigas em áreas de Floresta tropical úmida desmatada com um ano de abandono já seria suficiente para que ocorra equilíbrio ambiental em relação a áreas clímax. Este resultado é controverso e alarmante para o desenvolvimento de estratégias de conservação. Sabendo que para Florestas tropicais úmidas são necessário entre 10 a 50 anos de abandono para se aproximar das áreas clímax não apenas em termos de riqueza e abundância, como também, funções ecológicas realizadas pelos organismos das comunidades biológicas (CHAZDON, 2012). Levando em considerações esses fatores, diversos autores (OTTONETTI et al., 2006; SCHIMDT et al., 2007; SILVA et al., 2007) recomendam a utilização de outros métodos da ecologia de comunidades para verificar as respostas biológicas em relação a sucessão, como: composição de espécies, diversidade funcional e filogenética, grupos funcionais e a ocorrência de guildas tróficas. Diante disso, foi o que encontramos em parte quando analisamos as frequências de ocorrência das guildas tróficas para cada área.

As guildas tróficas de maior ocorrência neste estudo foram as onívoras generalistas e as predadoras generalistas terrestres, esse padrão

seguiu em todas as três áreas de estudo (independentemente da idade), porém as espécies representativas dessas guildas diferem entre as áreas. Na área controle onívoras generalistas é representada por espécies de *Pheidole* e *Nylanderia* sp. 2 já as espécies predadoras generalistas terrestres são: *Hipoponera* sp. 1 e *Ochetomyrmex neopolitus*. Na área com dois anos de abandono as espécies *Crematogaster* sp. 6 e *Ectatomma* sp. 4 representam as onívoras geralistas desta área, e as predadoras generalistas terrestres são: *Dorymyrmex* sp. 3 e *Gnamptogenys* sp. 3. As onívoras generalistas da área com um ano de abandono é representada pelas espécies *Crematogaster* sp. 7 e *Pheidole* sp. 43, e as espécies de *Strumigenys* sp. 5 e *Acanthostichus* sp. 1 são representantes da guilda predadoras generalistas. Apesar da semelhança na ocorrência de guildas, os resultados demonstram que cada ambiente contribui com diferentes espécies para manter a ocorrência das mesmas guildas tróficas entre as áreas. A diversidade de ocorrência de guildas entre as áreas de estudo está relacionada com diferenças na estrutura da vegetação de cada área que está relacionado com a idade de abandono. Tais diferenças resultam em uma ampla diversidade de fatores bióticos e abióticos locais que estão influenciando nos nichos ecológicos das formigas e consequentemente na ocorrência das guildas tróficas nas escalas locais e regionais. (GARCÍA-MARTÍNEZ, 2015). A maior ocorrência de guildas pode indicar uma maior diversidade de nichos ecológicos, que contribuem para a conservação de espécies sensíveis a modificações ambientais (LOPES et al., 2010).

Apesar das áreas de recomposição florestal está no estágio inicial da sucessão em relação a área controle, nossos resultados de riqueza, abundância e guildas tróficas sugerem que pode estar ocorrendo uma grande redundância trófica, tanto na escala do transecto (i.e. área amostrada) como da comunidade entre as áreas, já que a riqueza, abundância e ocorrência de guildas permaneceu inalterada entre às áreas de um ano e controle. Porém, vale ressaltar com diferentes espécies representando as mesmas guildas. A redundância trófica ocorre quando várias espécies são morfologicamente (e/ou ecologicamente) semelhantes e provavelmente desempenham funções semelhantes. Esta redundância pode garantir as funções tróficas mesmo em áreas no início da sucessão (ROSENFELD, 2002; MOUILLOT et al., 2014). Por outro lado, este resultado aponta que apesar da proximidade das áreas de recomposição florestal com a área controle, observamos que à área de um ano está em uma matriz diferente (com o entorno florestal) da área de dois anos, porém a matriz é semelhante com a área controle. O que resultaria em similaridades entre estas áreas em termos de paisagem.

Contudo, encontramos que as áreas de recomposição florestal apresentam baixa similaridade na composição das guildas tróficas em relação a área controle. O que indica que é necessário um avanço da sucessão na escala temporal (i.e. uma maior idade de abandono das áreas) para que as áreas de recomposição florestal possam alcançar a similaridade da área controle. Diversas espécies de formigas (*Leptogenys* sp. 1, *Cyphomyrmex minutus*, *Gnamptogenys horni*) enfrentam limitações para ocupar ambientes que estão no início da recomposição florestal, devido a competitividade por recursos, falta de ambientes ideais para nidificação, e especificidades alimentares (ANDERSEN, 2000; PEREIRA, et al., 2007). Em áreas de floresta tropical úmida são necessários entre 10 a 50 anos para alcançar o equilíbrio ambiental (CHAZDON, 2008b; CHAZDON, 2012). Porém, para alcançar valores de biodiversidade (e.g. riqueza e composição das espécies) semelhantes

aos valores pré-distúrbio são necessários de 100 a 200 anos para a comunidade de plantas, aproximadamente 50 anos para a comunidade de mamíferos (DENT; WRIGHT, 2009) e 14 a 19 anos para a comunidade de aves (BARLOW et al., 2007b).

Os dados de guildas se analisarmos em conjunto com os dados de espécies indicadoras e complexidade do habitat nos permite fazer inferências ecológicas sobre a dinâmica da sucessão ecológica. Onde, elencamos os seguintes gêneros e provavelmente a maioria das espécies que os compões como bioindicadoras ambientais de áreas de floresta tropical úmida e áreas de recomposição. Gêneros indicadores de floresta tropical úmida: *Dolichoderus*, *Basiceros*, *Cyphomyrmex* e *Anochetus*. O gênero *Dolichoderus* (Dolichoderinae) é característico de florestas tropicais e são predominantemente arborícolas, e dominantes, realizando suas atividades de forrageamento e nidificação na vegetação. A riqueza desse gênero pode estar relacionada diretamente a ambientes com alta diversidade de espécies vegetais. A espécie representante em nosso estudo é a *Dolichoderus decollatus* (SMITH, F., 1858) (BRANDÃO; SILVA; DELABIE, 2009). Sua dieta é baseada no consumo de pulgões (Hemíptera) e algumas espécies podem ser necrófagas. Em geral formigas do gênero Dolichoderine são generalistas e frequentemente encontradas associadas a insetos trofobiontes produtores de *honeydew*, como afídeos e coccídeos (Hemiptera) (SHATTUCK; MARSDEN, 2013; BACCARO, 2015). O gênero *Basiceros* (Myrmicinae) apresentam espécies características de florestas tropicais e neotropicais, da América Central e do Sul, estudos evidenciam ainda que algumas espécies desse gênero (e.g. *Basiceros militares*, *B. scambognathus*, *B. singularis*) são recorrentes na região norte da floresta Amazônica (PROBST, 2019). Essas formigas são amplas predadoras e alimentam-se de cupins (Blattodea), larvas de besouros escarabeídeos (Coleoptera), larvas de Diptera, Lepidoptera e Miriapoda (BRANDÃO; SILVA; DELABIE, 2019). *B. militaris* (Weber, 1950) representa nossa espécie bioindicadora deste gênero. Dentro do gênero *Cyphomyrmex* (Myrmicinae), a espécie *Cyphomyrmex minutus* (MAYR, 1862) tem como característica principal, ser cultivador de fungos, podendo estar presente em todos os ambientes que ofereçam folhas, frutos e restos de insetos mortos para o cultivo do fungo que vive na forma de levedura (LEAL; OLIVEIRA, 1998). *Anochetus* spp (Ponerinae) são espécies predadoras, ocupam a serapilheira e sua diversidade está ligada a disponibilidade de recursos florestais, por isso *Anochetus bispinosus* (SMITH, F., 1858) foi classificada como espécie bioindicadora (SILVESTRE e SILVA, 2001).

Em contrapartida os gêneros (provavelmente as espécies que os compõe) que podem ser utilizados como bioindicadores de áreas de recomposição florestal são: *Dorymyrmex* e *Wasmania*. O gênero *Dorymyrmex* (Dolichoderinae) comumente encontrado em ambientes antrópicos, preferem áreas com pouca cobertura vegetal para fazer seus ninhos e apresentam comportamento oportunista (CUEZZO; GUERRERO, 2012). Espécies desse gênero se alimentam de insetos hemípteros vivos, consomem fungos e *honeydew* de outras espécies (e.g. *Dorymyrmex mayr*). Em relação a *Wasmannia* (Myrmicinae), as espécies desse gênero possuem comportamento agressivo, capazes de dominar o ambiente onde vivem ocupando espaço de espécies nativas e são amplamente tolerantes as mudanças ambientais (BACCARO et al., 2015), contendo espécies características de áreas florestais e espécies adaptadas a ambientes antrópicos (WAY; BOLTON, 1997). Apresenta dieta e nidificação

generalistas, envolvendo o consumo de uma gama de recursos vegetais e insetos, facilitando assim adaptação e dispersão destas espécies nos ambientes. Por exemplo, *Wasmannia* sp. 1 foi uma espécie extremamente abundante na área de recomposição com 1 ano de abandono. O que possivelmente indica que essa espécies é dominante nesta área (SILVESTRE; SILVA, 2001). A presença da espécie *Atta* sp. 1, indica que a indícios de perturbação antrópica no local. As saúvas (*Atta* e *Acromyrmex*) são cultivadoras de fungo, no entanto, utilizam apenas extratos vegetais para cultivo do fungo simbionte de preferência de plantas que são vencedoras em áreas antrópicas (URBAS et al., 2007). Devido a isso, sabe-se que formigas cortadeiras são um dos poucos grupos de organismos que se beneficiam do processo de perda e fragmentação de habitat em florestas úmidas e secas, savanas e campos agrícolas (SILVA et al., 2009; DOHM et al., 2011; SIQUEIRA et al., 2017).

Desta forma, os dados sobre guildas devem ser utilizados em associação com outros componentes das comunidades de formigas. Por exemplo, os nossos resultados apontam que a complexidade estrutural do ambiente associado aos anos de abandono influenciam na montagem das comunidades de guildas tróficas. A idade de abandono das áreas determina quais guildas tróficas de formigas irão ocorrer em cada área. Nas áreas de recomposição de maneira geral apresentaram a ocorrência de todas os tipos de guildas tróficas, porém com poucos representantes em termos de espécies e abundância. O que indica que o pool de espécies que migram da área fonte (i.e. FLONATA) ao chegar nas áreas de recomposição a maioria destas espécies não encontram condições adequadas de sobrevivência (e.g. estrutura da vegetação diferente devido à idade do abondo) (ARMBRECHT et al., 2004). Contudo, as espécies que são adaptadas a essas novas condições ambientais das áreas de recomposição estão mantendo as funções tróficas.

Diante do exposto, sugerimos o uso de guildas tróficas como bioindicadoras em acordo com as condições ambientais das áreas. Por exemplo, a presença da guilda onívoras arbóreas (OA), pode indicar uma área no estágio final de sucessão e ao mesmo tempo uma área aberta que está ocorrendo a presença de pequenos arbustos (MORAIS; BERSON, 1988; GOMES; INUZZI; LEAL, 2010; APOLINÁRIO et al., 2019). Assim, de acordo com os valores de ocorrência da OA em conjunto com alguma métrica da estrutura da vegetação podemos inferir em qual estágio de sucessão uma determinada área se encontra. A guilda dos Atíneos criptobioticos (AC) podem ser utilizadas como bioindicadoras de áreas com alta diversidade e biomassa de serapilheira o que reflete a florestas com alta produtividade vegetal (SCHOEREDER, 1998; ADAMS et al., 2000a). Enquanto as predadoras invasoras (PI), podem ser indicadoras de ambientes que estão próximo e/ou no clímax da sucessão, pois são espécies que precisão de grandes áreas de forrageamento e uma camada de serapilheira inteiramente estruturadas para o forrageamento e nidificação (ANDERSEN, 1995; LAURENCE et al., 2011). Em contrapartida a guildas dos Attineos cortadores de folhas (são representadas pelos gêneros *Atta* e *Acromyrmex*) são representativas de áreas em estágios iniciais de sucessão (SILVA et al., 2009) e áreas antrópicas (MEYER; LEAL; WIRTH, 2009). Apesar de encontrarmos apenas duas espécies dessa guilda no presente estudo. Contudo, o método de coleta por *pitfall* e *Winkler* não são adequados para a coleta de espécies de *Atta* e *Acromyrmex*.

De maneira geral, os resultados obtidos indicam que as áreas de recomposição florestal ainda estão em fase inicial de regeneração, sendo

necessário um maior período sem atividades antrópicas para que elas alcancem o equilíbrio ambiental. A riqueza, abundância e ocorrência de guildas tróficas são influenciadas pela idade de abandono das áreas. Principalmente quando observamos o padrão de ocorrências das guildas entre as áreas, quais espécies estão contribuindo para manutenção das guildas tróficas e a baixa similaridade. Assim, supomos que possíveis alterações nos padrões das comunidades de guildas tróficas de formigas poderão vir a ser observadas em uma maior escala de tempo. Dessa forma, o presente estudo fornece subsídios para trabalhos de recomposição ambiental para região Norte em áreas de floresta Amazônica, por apresentar respostas positivas na avaliação da qualidade ambiental em áreas de recomposição florestal. Quanto ao tempo ideal de abondo para que área de recomposição alcance o equilíbrio ecológico, elencamos que 24 meses é relativamente curto, para conclusões definitivas. Sugerimos que em estudos futuros devam demonstrar quais mecanismos e interações biológicas são responsáveis pela mudança na composição das espécies de formigas e do ponto de vista da conservação estudos mais aprofundados sobre o histórico de uso do solo e das áreas de recomposição florestal. Sugerimos ainda a avaliação da comunidade formigas arbóreas e suas respectivas guildas tróficas, para melhor inferir sobre a sua dominância, como também, em como são afetadas pela recomposição florestal. Assim, o uso de guildas tróficas de formigas em conjunto com aspectos biológicos das formigas e a estrutura do habitat permitem identificar padrões da estrutura dessas comunidades em relação a sucessão florestal, desconsiderando os limites biogeográficos e possíveis barreiras de dispersão se levarmos em consideração apenas as espécies.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade pela assistência, financiamento e colaboração para realização das coletas de dados. Agradecemos a Isabela Costa, Tiago Freitas e aos demais colegas que nos auxiliaram durante as coletas. Ao Dr. Prof. Danilo Elias Oliveira pela parceria com o presente projeto.

REFERÊNCIAS

AHUATZIN, D. A. et al. Forest cover drives leaf litter ant diversity in primary rainforest remnants within human-modified tropical landscapes. **Biodiversity and Conservation**, v. 28, p. 1091 – 1107, 2019.

ADAMS, R. M. M; MUELLER, U. G.; GREEN, A. M.; NAROZNIAK, J. M. Garden sharing and garden stealing in fungus-growing ants. **Die Naturwissenschaften**, v. 87, p. 491 – 493, 2000.

ARMBRECHT, I.; PERFECTO, I.; VANDEMEER, J. Enigmatic biodivercity correlations: ant diversity responds to diverce resources. **Science**, v. 304, p. 284 – 286, 2004.

ANDERSEN, A. N. **A global ecology of rainforest ants: functional groups is relation to environmental stress and disturbance**. In: AGOSTI, D. et al. (Org). Ants standard methods for measuring and monitoring biodiversity. Washington: Smithsonian Institution Press. 2000.

APOLINÁRIO, L. C. M. H. et al. Diversity and Guilds of Ants in Different Land-Use Systems in Rio de Janeiro State, Brazil. Floresta e Ambiente. https://doi.org/10.1590/2179-8087.115217. 2019.

BRANDÃO, C. R. F.; DELABIE, J. H. C.; SILVA, R. R. **Formigas (Hymenoptera)**. (ed) In Panizzi, A.R.;

PARRA, J. R. P. Biotecnologia e Nutrição de insetos. 2ª ed. Brasilia – DF. pp 325-356, 2009.

BACCARO, F. B.; et al. **Guia para os gêneros de formigas do Brasil**. Editora INPA. 2015.

BARLOW, J. L.; MESTRE, A. M.; GARDNER, T. A.; PERES, C. A. The value of .primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. **Biological Conservation**, v. 136, p. 212 – 231, 2007.

BALIM, A. P.; MOTA, C.; SOLVA, M. B. Complexidade Ambiental: O Repensar Da Relação Homem-Natureza E Seus Desafios Na Sociedade Contemporânea. **Veredas do Direito**, v. 11, n. 1, 2014.

BOLTON, B. An online catalog of the ants of the world. Available from http://antcat.org, 2014.

CASTRO, A. S.; ANDRADE, D. C. **O custo econômico do desmatamento da Floresta Amazônica brasileira (1988-2014)**. Perspectiva Econômica. Disponível em: http://revistas.unisinos.br. Acessado em: 09 de abril de 2019. 2016.

CUEZZO, F.; GUERRERO, R. J. The Ant Genus *Dorymyrmex* Mayr (Hymenoptera: Formicidae: Dolichoderinae) in Colombia. **Psyche: A Journal of Entomology**. https://doi.org/ 10.1155/2012/516058. 2012.

DIEHL-FLEIG, E. **Formigas: Organização Social E Ecologia Comportamental**. Editora Unisinos. São Leopoldo - RS.1995.

FERRAZ, S. F. B.; VETTORAZZI, C. A. Identificação de áreas para recomposição florestal com base em princípios de ecologia de paisagem. **Revista Árvore**, v. 27, p. 575 – 583, 2003.

GUARATINI, M. T. G. et al. **Biodiversidade**. Caderno de Educação Ambiental Secretaria de Meio Ambiente. Instituto de Botânica. São Paulo, p. 112, 2010.

CHAZDON, R.; REDONDO, B.A.; VILCHEZ, A. B. Effects of climate and stand age on annual tree dynamics in tropical second-growth rain forests. **Ecology**, v. 86, p. 1808 – 1815, 2005.

CHAZDON, R. L. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, v. 7, n. 3, 2012

CHAZDON, R. L. **Chance and determinism in tropical forest succession**. In: CARSON W, SCHNITZER S A (Eds.): Tropical forest community ecology, 2008.

DENT, D. H.; WRIGHT, S. J. The future of tropical species in secondary forests: a quantitative review. **Biological Conservation**, v. 142, p. 2833 – 28443, 2009.

DOHM, C. et al. Leafcutting ants proliferate in the Amazon: an expected response to forest edge? **Journal of Tropical Ecology**. https://doi.org/10.1017/S0266467411000447. 2011

FERNÁNDEZ-MARIN, H.; ZIMMERMAN, J.; WCISLO, T. W. *Acanthopria* and *Mimopriella* parasitoid wasps (Diapriidae) attack *Cyphomyrmex* fungus-growing ants (Formicidae, Attini). **Naturwissenschaften**, https://doi.org/ 10.1007/s00114-005-0048-z. 2006.

FELDPAUSCH, T. R. et al. Carbon and nutrient accumulation in secondary forests regenerating on pastures in central Amazonia. **Ecological Applications**. https://doi.org/10.1890/01-6015. 2004.

GARCÍA-MARTÍNEZ, M. A.; MARTÍNEZ-TLAPA, D. L.; PÉREZ-TOLEDO, G. R. Taxonomic, species and functional group diversity of ants in a tropical anthropogenic landscape. **Tropical Conservation Science**, v. 4, p. 1017-1032. https://doi.org/10.1177/194008291500800412. 2015.

GLASER, S. M. et al. Tandem communication improves ant foraging success in a highly competitive tropical habitat. **Insectes Sociaux**, v. 68, p. 161 – 172, 2021.

GOMES, J. P.; IANUZZI, L.; LEAL, I. R. Resposta da Comunidade de Formigas aos Atributos dos Fragmentos e da Vegetação em uma Paisagem da Floresta Atlântica Nordestina. **Neotropical Entomology**, v. 6, p. 898-905, 2010

GIRÃO, L. C. et al. Changes in Tree Reproductive Traits Reduce Functional Diversity in a Fragmented Atlantic Forest Landscape. **PLOS ONE**, https://doi.org/10.1371/journal.pone.0000908. 2007.

GOTELLI, N. J. **A Primer of Ecology**. Sinauer Associates, Massachusetts. 2001.

IBAMA. **Plano De Manejo Para Uso Múltiplo Da Floresta Nacional Do Tapirapé-Aquiri**. Aspectos Gerais. https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/amazonia/lista-de-ucs/flona-do-tapirape-aquiri/arquivos/flona_tapirape-aquiri.pdf. 2006.

JOLY, C.A. Projeto de recomposição de mata ciliar do Rio Jacaré -Pipira - Mirim no município. 1987.

LAUFER, J. Efeitos do corte seletivo sobre a fauna em florestas tropicais**.** Tese: Universidade Federal do Amapá. 2015

LEAL, I. R.; OLIVEIRA, O. S. Interactions betwen fungus-growing ants (Attini) fruits ans seeds in cerrado vegetation in Southeast Brazil. **Biotropica**, v. 30, p. 170 – 178, 1995.

LEAL, I. R. et al. Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, p. 1687 – 1701, 2012.

KAGEYAMA, P. Y. **Recomposição da vegetação com espécies arbóreas nativas em reservatórios de usinas hidrelétricas da CESP**. Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais – IPEF. 1992.

KAGEYAMA, P. Y. **Conservação "in situ" de recursos genéticos de plantas**. Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais. 1987.

KASPARI, M.; MAJER, J. D. **Using ants to monitor environmental change**. In: AGOSTI, D.; MAJER, J.D.; ALONSO, L. E.; SCHULTZ, T. R. Ants standard methods for measuring and monitoring biodiversity. Washington and London: Smithsonian Inst. 2000.

KRIMMEL, B. A. **Omnivorous Insects: Evolution and Ecology in Natural and Agricultural Ecosystems**. Nature Education Knowledge. https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/omnivorous-insects-evolution-and-ecology-in-natural-23864519/. Acessado em: 01 de abril de 2021. 2011.

MARTINS, L.; ALMEIDA, F. S.; MAYHÉ-NUNES, A. J.; VARGAS, B. Efeito da complexidade estrutural do ambiente sobre as comunidades de formigas (Hymenoptera: Formicidae) no município de Resende, RJ, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 9, p. 174-179, 2011.

MACARTHUR, R. M.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. Princeton University Press. 1967.

MOUILLOT, D. et al. Rare species support vulnerable functions in high-diversity ecosystems. **Plos Biology**. https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001569. 2013.

MENEZES, T. G. C. **O papel da limitação de recrutamento na regeneração natural de uma paisagem fragmentada**. Dissertação: Universidade Federal do Pernambuco. 2014.

NOGUEIRA, J. O. B. **Reflorestamento heterogêneo com essências indígenas. Boletim técnico**. Instituto Florestal São Paulo. 1977.

OTTONETTI, L.; TUCCI, L.; SANTINI, G. Recolonization patterns of ants in a rehabilited lignite mine in central Italy: potential for the use of Mediterranean ants as indicators of restoretions processes. **Restoration Ecolody**. https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00105.x. 2006.

PEREIRA, M. P. S. et al. Fauna de formigas como ferramenta para monitoramento de áreas de mineração reabilitada na Ilha da Madeira, Itaguaí, Rio de Janeiro. **Ciência Florestal**, v. 17, p. 197 – 204, 2007.

PRADO, U. M. **Artrópodes como indicadores biológicos de perturbação antrópica**. Tese: Instituto de Biologia. Universidade Estadual de Campinas. 2009.

PERES, C. A.; BARLOW, J.; LAURANCE, W. F. Detecting anthropogenic disturbance in tropical forests. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 21, p. 227 – 229, 2006.

OLIVEIRA, F. M. P. **Influência de perturbações antrópicas sobre a composição de espécies e de grupos funcionais de formigas (Hymenoptera: Formicidae) na Caatinga**. Dissertação: Universidade Federal de Pernambuco. 2011.

RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. **Fragmentação de ecossistemas**. Ministério do Meio Ambiente (MMA). 2003.

RIBEIRO-NETO, J. D. Efeito de perturbações antrópicas sobre comunidades de plantas lenhosas e formigas na caatinga**.** Tese: Universidade Federal de Pernambuco. 2013.

RIQUEIRA, D. M. G.; NETO, E. M. Monitoramento: uma proposta integrada para avaliação do sucesso em projetos de restauração ecológica em áreas florestais brasileiras. **Revista Catitu**. DOI: 10.7724/caititu.2013.v1.n1.d06 . 2013.

ROSENFELD, J. S. Functional redundancy in ecology and conservation. **Oikos**. https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.980116.x. 2002.

SANTOS-SILVA, E. E.; et al. The nature of seedling assemblages in a fragmented tropical landscape: implications for forest regeneration. **Biotropica**. https://doi.org/ 0.1111/btp.12013. 2012.

SANTOS, E. W. M. **Formigas como biondicadoras em diferentes habitas**. Dissertação: Universidade Federal do Tocantins. 2014.

SIQUEIRA, F. F. S. **Influência de perturbações antrópicas crônicas sobre as interações entre plantas e formigas cortadeiras na caatinga**. Tese: Universidade Federal de Pernamburco. 2017.

SILVESTRE, R. SILVA, R. R. Guia de guildas da estação ecológica Jataí, Luiz Antônio – SP – sugestões para aplicação do modelo de guildas como

bioindicadores. **Biotemas**, v. 14, n. 1, 2000.

SILVA, R. R.; FEITOSA, R. S. M.; EBERHARDT, F. Reduced ant diversity along habitat regeneration gradiente in the Southern Brazilian Atlantic Florest. **Forest Ecology and Management**, v. 240, p. 61 – 69, 2007.

SILVA, P. S. D.; WIRH, R.; TABARELLI, M.; LEAL, I. R. Decreasing abundence of leaf-cutting ants across a chronosequence of advancing Atlantic florest regeneration. **Journal of Tropical Ecology**, v. 25, p. 223 – 227, 2009.

SPOLIDORO, M. V. **Levantamento da mirmecofauna de solo (Hymenoptera, Formicidae em cultivo orgânico de café (*Coffea arabica)***. Dissertação: Universidade de São Paulo. 2009.

SCHIMDT, F. A.; et al. A resposta da riqueza de espécies de formigas a um gradiente de sucessão. **Biológico**, v. 69, p. 271 – 274, 2007.

SCHORN, L. A.; GALVÃO, F. Dinâmica da regeneração natural em três estágios sucessionais de uma floresta ombrófila densa em Blumenau – SC. **Revista Floresta,** v. 36, n. 1, 2006.

URBAS, P.; ARAUJO, M. V.; LEAL, I. R.; WIRTH, R. Cutting more from cut forests: edge effects on foraging and herbivory of leaf-cutting cutting ants in Brazil. **Biotropica**. https://doi.org/ 10.1111 / j.1744-7429.2007.00285.x. 2007.

WAY, M. J. BOLTON, B. Competition betwen ants in pest-maganement. Annual Review Entomology. 1992.