



OLÍVIA CAROLINA TONUSSI DA SILVA

**VARIÁVEIS LOCAIS E DA PAISAGEM INFLUENCIANDO A
COMUNIDADE DE FORMIGAS EM ÁREAS ANTROPIZADAS
EM REGIÃO DE TRANSIÇÃO DOS BIOMAS MATA
ATLÂNTICA-CERRADO**

LAVRAS-MG

2020

OLÍVIA CAROLINA TONUSSI DA SILVA

**VARIÁVEIS LOCAIS E DA PAISAGEM INFLUENCIANDO A COMUNIDADE DE
FORMIGAS EM ÁREAS ANTROPIZADAS EM REGIÃO DE TRANSIÇÃO DOS
BIOMAS MATA ATLÂNTICA-CERRADO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração Ecologia e monitoramento de Ecossistemas sob interferência antrópica, para obtenção do título de Mestre.

Prof. Dr. Ronald Zanetti Bonetti Filho

Orientador

LAVRAS-MG

2020

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da
Biblioteca Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a)
autor(a).**

Silva, Olívia Carolina Tonussi da.

Variáveis locais e da paisagem influenciando a comunidade de formigas em áreas antropizadas em região de transição dos biomas Mata Atlântica-Cerrado / Olívia Carolina Tonussi da Silva. - 2020.

60 p. : il.

Orientador(a): Ronald Zanetti.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Lavras, 2020.

Bibliografia.

1. Bioindicadores Conservação. 2. Formicidae. 3. Fragmentação Eucaliptais. I. Zanetti, Ronald. II. Título.

OLÍVIA CAROLINA TONUSSI DA SILVA

**VARIÁVEIS LOCAIS E DA PAISAGEM INFLUENCIANDO A COMUNIDADE DE
FORMIGAS EM ÁREAS ANTROPIZADAS EM REGIÃO DE TRANSIÇÃO DOS
BIOMAS MATA ATLÂNTICA-CERRADO**

**LOCAL AND LANDSCAPE VARIABLES INFLUENCING ANT COMMUNITY IN
ANTHROPIZED AREAS IN TRANSITION REGION OF ATLANTIC FOREST-
CERRADO BIOMES**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração Ecologia e monitoramento de Ecossistemas sob interferência antrópica, para obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 28 de Fevereiro de 2020.

Dr. Lucas Del Bianco Faria UFLA

Dra. Vanesca Korasaki UEMG

Prof. Dr. Ronald Zanetti Bonetti Filho

Orientador

LAVRAS-MG

2020

**Dedico aos meus maiores exemplos de vida,
meus avós Hélio, Maria Carmem
e Maria José.**

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente aos meus pais Elizabeth Tonussi e Júlio César da Silva pelo amor, apoio e incentivo durante toda a minha vida e trajetória acadêmica. Amo vocês!

À minha irmã Aline por todo carinho, amizade e por sempre estar ao meu lado para tudo.

Obrigada por toda força, incentivo e por ser meu maior exemplo de esforço e dedicação.

Ao meu orientador Ronald Zanetti, por todo auxílio, trocas de conhecimento, contribuições, paciência, sugestões fundamentais para o desenvolvimento desta pesquisa e principalmente por ser uma excelente pessoa sendo acima de tudo amigo de todos que fazem parte de seu laboratório. Obrigada por tudo!

Ao meu namorado Luciano por sempre compreender as ausências, me incentivar a realizar meus sonhos, me ajudando nas coletas de campo e cuidando do Epaminondas e do Sloan para que pudesse concluir esta etapa sabendo que estaria tudo bem quando eu voltasse. Amo você!
Aos meus queridos amigos que mesmo distantes sempre se preocupam em estarem presentes de alguma maneira torcendo por cada conquista.

À Eliane Andrade por toda ajuda, atenção e carinho durante estes anos de laboratório.

A toda equipe do Laboratório de Entomologia Florestal, que estão sempre ali para nos apoiar em qualquer momento, seja para tomar um café, te ajudar com alguma dúvida ou em momentos de descontração. Vocês serão sempre especiais em minha vida!

Agradeço a todos os amigos encontrados na Ecologia Aplicada em especial minhas “bests” Ana Teresa e Paula, que estiveram todo o tempo ao meu lado e sempre foram meu “yin e yang” para levarmos com mais equilíbrio, alegria e menos desespero os momentos de dificuldade.

Em especial Kênia, Bruno, Luciano, João Pedro, Matheus e Jéssica que foram essenciais auxiliando em alguma fase na execução deste trabalho. Sem vocês não seria possível,
Obrigada!

Ao professor Dr. Jacques Delabie, pelo auxílio com a identificação das formigas.

À AGROTORA Reflorestamento e Pecuária por disponibilizar as áreas para desenvolver as pesquisas e o apoio pessoal do Adriano.

A Eliane proprietária da pousada dos Querubins e aos produtores Rovani, Adriano, José Nogueira por terem nos recebido e acreditado a importância do nosso trabalho disponibilizando suas áreas para a coleta.

Ao Programa em Ecologia Aplicada pela oportunidade, aos professores pelos conhecimentos transmitidos e a Ellen por toda ajuda.

À UFLA por ter sido minha casa nestes últimos anos e ter me proporcionado conhecer pessoas tão incríveis.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) *pela concessão da bolsa de estudos.*

“O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001”

A todos que de alguma forma contribuíram para minha formação profissional e me incentivaram na realização deste trabalho, muito obrigada!

“O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001”

RESUMO

Alterações antrópicas no uso da terra modificam a paisagem e causam perda e fragmentação de habitat. A fragmentação e o monocultivo favorecem a proliferação de algumas espécies e extinguem outras. A composição e a proporção de cada uso da terra dentro da matriz podem afetar a dinâmica das populações e essas mudanças no ambiente podem ser avaliadas por meio da utilização de bioindicadores, como as formigas. Este trabalho teve o objetivo de analisar como as variáveis locais e da paisagem influenciam a comunidade de formigas em áreas antropizadas numa região de transição dos biomas Mata Atlântica-Cerrado de Minas Gerais. Oito áreas de floresta nativa e oito áreas de eucaliptais em buffers de até 700m de raio distante pelo menos 300 metros entre si, evitando que haja sobreposição, foram utilizadas nesse estudo. As formigas foram coletadas em um transecto de 180 metros de comprimento por área, contendo 10 armadilhas do tipo pitfall para formigas arbóreas e 10 para epigéicas, distanciadas 20 metros entre si. Uma amostra das variáveis locais: serrapilheira e circunferência à altura da base das árvores foi coletada próximo a cada armadilha. Dados de classificação e percentagem de variáveis da paisagem: pastagem, floresta nativa, eucalipto, água, construções, agricultura e solo exposto foram coletados dentro de 6 tamanhos de buffers que variaram de 200 a 700 m de raio, delimitados a partir do ponto central do transecto por meio de imagens de satélite. A floresta nativa apresentou a maior riqueza, com 77 espécies das 89 coletadas. Os ambientes amostrados apresentam diferenças na composição de espécies. As variáveis locais e paisagísticas não influenciaram a riqueza, de acordo com a variação do tamanho dos buffers, mas sim na composição. A variável solo exposto teve maior influência na composição de formigas. Concluímos que a floresta nativa é fundamental na conservação da biodiversidade, porém é altamente dependente da composição e intensidade de uso da paisagem. Os eucaliptais afetam a composição de formigas ocasionando uma diminuição da riqueza de espécies, no entanto, possuem valor de conservação, contribuindo para a manutenção de serviços e preservação das espécies.

Palavras-chave: Bioindicadores. Conservação. Eucaliptais. Formicidae. Fragmentação.

ABSTRACT

Anthropic changes in land use modify the landscape and cause habitat loss and fragmentation. Fragmentation and monoculture favour the proliferation of some species and extinguish others. The composition and proportion of each land use within the matrix affect the population dynamics and these environment changes can be assessed using bioindicators, such as the ants. This work aimed to analyze how local and landscape variables influence the ant community in anthropized areas in a transition region of the Atlantic Forest-Cerrado biomes. Eight areas of native forest and eight areas of eucalyptus in buffers of up to 700m radius, and less than 300m apart, were used in this study. The ants were collected in a 180-meter-long transect per area. Each transect contained 10 pitfall traps for arboreal ants and 10 for epigenic ants, 20 meters apart. A sample of the local variables: litter and circumference of the base of trees was collected next to each trap. Percentage of landscape variables: pasture, native forest, eucalyptus, water, buildings, agriculture, and exposed soil were collected within six buffer sizes ranging from 200 to 700 m in radius, delimited from the central point of the transect utilizing satellite images. The native forest presented the greatest richness, with 77 species out of 89 collected. The sampled environments show differences in species composition. The local and landscape variables did not influence the richness, according to the variation in the size of the buffers, but did the composition. The exposed soil variable had a greater influence on the composition of ants. We conclude that the native forest is fundamental in the conservation of biodiversity. However, it is highly dependent on the composition and intensity of landscape use. Eucalyptus plantations affect the composition of ants, and cause decrease in species richness, but they have conservation value, contributing to the maintenance of services and preservation of species.

Keywords: Bioindicators. Conservation. Eucalyptus. Formicidae. Fragmentation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa representando os pontos e buffers nas áreas oito áreas de coleta de floresta nativa.	21.
Figura 2 – Mapa representando os pontos e buffers nas áreas oito áreas de coleta de eucalipto. . . .	22.
Figura 3 – Mapa representando buffers de 700m estabelecido ao redor do ponto central de cada transecto nas áreas de coleta.	24.
Figura 4 – Esquema representando como foram medidos cada tipo e usos do solo dentro de cada tamanho de buffer, para calcular a proporção de uso de cada tipo.	24.
Figura 5 – Análise de ordenação multidimensional não-métrica (NMDS) realizada por meio do índice de similaridade Jaccard para a composição de espécies dos ambientes de Floresta Nativa e Eucaliptal e dos estratos arbóreos e epigéicos.	26.
Figura 6 – dbRDA para o buffer de 200m das áreas de Floresta nativa, mostrando a distribuição das variáveis significativas: Solo exposto, Pasto e Circunferência à altura da base.	30.
Figura 7 – dbRDA para o buffer de 300m das áreas de Floresta nativa, mostrando a distribuição das variáveis significativas: Floresta nativa e Circunferência à altura da base.	30.
Figura 8 – dbRDA para o buffer de 400m das áreas de Floresta nativa, mostrando a distribuição das variáveis significativas: Construções, Circunferência à altura da base, Solo exposto e Agricultura.	31.
Figura 9 – dbRDA para o buffer de 500m das áreas de Floresta nativa, mostrando a distribuição das variáveis significativas: Construções, Eucalipto, Agricultura e Circunferência à altura da base. . . .	32.
Figura 10 – dbRDA para o buffer de 600m das áreas de Floresta nativa, mostrando a distribuição das variáveis significativas: Construções, Solo exposto, Circunferência à altura da base e Agricultura. . . .	32.
Figura 11 – dbRDA para o buffer de 700m das áreas de Floresta nativa, mostrando a distribuição das variáveis significativas: Construções, Agricultura, Circunferência à altura da base e Solo exposto. . . .	33.
Figura 12 – dbRDA para o buffer de 200m das áreas de Eucalipto, mostrando a distribuição das variáveis significativas: Pasto e Agricultura.	33.
Figura 13 – dbRDA para o buffer de 300m das áreas de Eucalipto, mostrando a distribuição das variáveis significativas: Pasto e Construções.	34.
Figura 14 – dbRDA para o buffer de 400m das áreas de Eucalipto, mostrando a distribuição das variáveis significativas: Pasto e Agricultura.	34.
Figura 15 – dbRDA para o buffer de 500m das áreas de Eucalipto, mostrando a distribuição das variáveis significativas: Pasto, Agricultura e Eucalipto.	35.

Figura 16 – dbRDA para o buffer de 600m das áreas de Eucalipto, mostrando a distribuição das variáveis significativas: Eucalipto, Agricultura e Pasto.	35.
Figura 17 – dbRDA para o buffer de 700m das áreas de Eucalipto, mostrando a distribuição das variáveis significativas: Eucalipto, Solo exposto, Agricultura e Pasto.	36.
Figura 18 – Gráficos de análises de modelo linear generalizado- GLMs para riqueza em relação às variáveis locais e da paisagem.	37.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
1.1 Objetivos específicos e hipóteses	12
2 REFERENCIAL TEÓRICO.....	13
2.1 O problema da fragmentação da paisagem	13
2.2 A simplificação dos ecossistemas pelo cultivo de eucalipto	15
2.3 Diversidade de formigas.....	17
2.4 Formigas como bioindicadoras.....	18
3 MATERIAIS E MÉTODOS	21
3.1 Área de estudo.....	21
3.2 Desenho amostral	21
3.3 Coleta de dados	22
3.4 Coleta das variáveis ambientais locais.....	23
3.5 Coleta das variáveis da paisagem	24
3.6 Análise dos dados.....	25
4 RESULTADOS.....	26
4.1 Relação entre a composição de espécies e os habitats floresta nativa e eucaliptais	26
4.2 Influência das variáveis locais e da paisagem na comunidade de formigas e o valor de conservação do eucalipto	27
4.3 Influência das variáveis locais e da paisagem nos parâmetros da comunidade de formigas	36
5 DISCUSSÃO	37
5.1 Relação entre a composição de espécies e os habitats floresta nativa e eucaliptais	37
5.2 Influência das variáveis locais na comunidade de formigas e o valor de conservação do eucalipto.....	39
5.3 Influência das variáveis da paisagem na comunidade de formigas e o valor de conservação do eucalipto.....	40
5.4 Influência das variáveis locais e da paisagem nos parâmetros da comunidade de formigas	41
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	44
REFERÊNCIAS.....	45
ANEXOS	57

1 INTRODUÇÃO

Diversos biomas mundiais têm sofrido reduções drásticas em suas áreas naturais, devido às atividades humanas (ELLIS; RAMANKUTTY, 2008). A perda e fragmentação do habitat fazem parte de uma trajetória predominante da mudança da paisagem em várias regiões antropizadas, e estão se tornando cada vez mais reconhecidas como algumas das principais causas da redução da biodiversidade (MCGARIGAL, 2015). Os ecossistemas brasileiros encontram-se extremamente fragmentados e a agricultura tem sido apontada como uma das principais responsáveis por este padrão (BARBIER, 2004; LEPERS et al., 2005).

Dentre os biomas tropicais denominados *Hotspots* mundiais de Biodiversidade do globo, destacam-se a Mata Atlântica e o Cerrado, biomas brasileiros que estão entre os mais afetados por diversas atividades antrópicas como o desmatamento para fins de urbanização e expansão agrícola (SCHMITZ et al., 2015; ARAUJO; KOMONEN; LOPES-ANDRADE, 2015; MORAES; MELLO; TOPPA, 2017). Estimativas dos indicadores de desenvolvimento sustentável (IDS) edição de 2017 do IBGE apontam que restavam apenas 15% da vegetação primária da Mata Atlântica em 2014 e 50,9 % do Cerrado remanescente, porém esse número só diminuiu, devido à continuidade da conversão de áreas e mudanças nos usos da terra (POORTER et al., 2016). A conversão de áreas naturais para o monocultivo intensifica a fragmentação do habitat, produzindo paisagens contendo apenas algumas manchas com vegetação nativa (MYERS et al., 2000). Os fragmentos têm tamanhos diferentes e apresentam diferentes graus de isolamento, dificultando ou até impossibilitando o fluxo entre os organismos que vivem nessas regiões (FAHRIG, 2007; MILLIGAN et al., 2016).

A conversão de habitats altera a composição e configuração da paisagem devido à transformação de usos da terra, por isso a matriz ao redor dos remanescentes florestais deve ser avaliada por meio de métricas relacionadas à configuração da paisagem, pois influenciam a ocorrência e dispersão de espécies, disponibilidade de recursos e alterações das características abióticas, onde matrizes antrópicas podem apresentar diferentes efeitos sob os impactos de perda e fragmentação de habitat na biodiversidade (DIDHAM; KAPOS; EWERS, 2012; DRISCOLL et al., 2013).

A transformação e a degradação de habitats naturais provocadas por ações antrópicas são consideradas as maiores ameaças à conservação da biodiversidade e ao funcionamento dos ecossistemas (WILCOX; MURPHY, 1985; FOLEY et al., 2005; QUEIROZ; RIBAS, 2016). Tais perturbações acabam afetando o ecossistema de várias formas, gerando impactos em nível de comunidades, populações e espécies, alterando o equilíbrio das interações, influenciando o processo de exclusão competitiva e reorganizando a ocupação do espaço

pelos organismos (PFEIFER et al., 2014). Dessa forma, a alteração na dinâmica do ecossistema pode resultar na mudança da composição de espécies e conseqüentemente, no comprometimento das funções ecológicas (FOLEY et al., 2005; PETCHEY; GASTON, 2006). Assim, paisagens com alta influência antrópica, além de possuírem uma baixa diversidade, apresentam uma baixa restrição abiótica e biótica à dispersão das espécies, levando a prevalência de espécies tolerantes a distúrbios (TABARELLI et al., 2010; SOLAR et al., 2016 ; DE SOUZA et al., 2018).

As modificações no ambiente e na comunidade presente nesses locais podem ser estudadas utilizando organismos bioindicadores (SIDDIG et al., 2016). Esses organismos são sensíveis a modificações ambientais e fornecem uma resposta confiável a diferentes impactos. Eles podem ser usados para compreender como a quantidade de habitat, a sua composição e a fragmentação (configuração) alteram diferentes aspectos da diversidade em escala de paisagem (PEROVIĆ et al., 2015; ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2016; ROCHA-SANTOS et al., 2017). Dentre os grupos utilizados, as formigas exercem um papel significativo no funcionamento dos ecossistemas e possuem atributos que incluem ampla distribuição, abundância, facilidade de amostragem e identificação, além disso, destacam-se por responderem a diversos tipos de impactos ambientais (PHILPOTT et al., 2010; RIBAS et al., 2012).

O objetivo principal desta pesquisa foi analisar como as variáveis locais e da paisagem influenciam a comunidade de formigas em áreas antropizadas numa região de transição dos biomas Mata Atlântica-Cerrado de Minas Gerais.

1.1 Objetivos específicos e hipóteses

1) Analisar a estrutura da comunidade de formigas presentes em diferentes estratos nas áreas de vegetação nativa e de eucaliptais da região de estudo. Nossa hipótese é que as alterações na paisagem causadas pela plantação de eucalipto afetam a estrutura da comunidade de formigas ocasionando uma perda de riqueza e diversidade nos ambientes simplificados.

2) Determinar a importância dos eucaliptais na conservação da biodiversidade local. A hipótese é que o valor de conservação da vegetação nativa é maior do que nos eucaliptais, mas altamente dependente da proporção dos usos da terra.

3) Analisar como os fatores locais e da paisagem influenciam a estruturada comunidade de formigas, em um ambiente composto por áreas de vegetação nativa e de eucaliptais da região

de estudo. A hipótese é que os parâmetros da comunidade de formigas são alterados em maior proporção pelas variáveis em escala local do que de paisagem.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 O problema da fragmentação da paisagem

Um dos maiores problemas globais enfrentados é a perda de habitats naturais para áreas de cultivo que já ocupam cerca de 1,53 bilhões de hectares da superfície terrestre (FOLEY et al., 2011). Mudanças na paisagem por meio da conversão de áreas naturais em outras atividades, como os monocultivos, cresceram significativamente nas últimas décadas, afetando substancialmente a distribuição de organismos pelo globo e a prestação de serviços ambientais (CHAPIN et al., 2000; DE BELLO et al., 2010; HASSAN et al., 2005; HOOPER et al., 2005; PELEGRINI; MACHADO; BECEGATO, 2007; LANDIS et al., 2008). Por meio dessas modificações a paisagem é fragmentada, restando manchas com vegetação nativa onde espécies podem ficar isoladas, o que pode resultar em um desequilíbrio ecológico e redução da biodiversidade, além de mudanças nos parâmetros das comunidades (PHILPOTT et al., 2008; HOPWOOD et al., 2015).

Os fragmentos florestais são compostos de áreas de vegetação natural que foram interrompidas por barreiras naturais estando imersos em matrizes não-florestais compostas por pastos, estradas, culturas vegetais, animais, cidades e estradas (LAURANCE et al., 2002; LAURANCE, 2008; EWERS; DIDHAM, 2006). O tamanho e o isolamento dos fragmentos influenciam diretamente a complexidade de uma área sendo consequência da perda de habitat (FAHRIG, 2003; LAURANCE, 2008).

O processo de fragmentação do ambiente ocorre naturalmente, porém tem sido intensificado pela ação humana (RAMBALDI; OLIVEIRA, 2003). Esse processo é caracterizado pela redução da área original e isolamento do ambiente, ocasionando em consequência aumento da ocorrência dos habitats de borda (FRANÇA; MARINI, 2009). O tipo de composição presente no entorno do fragmento florestal pode funcionar como uma continuidade, sendo como uma interligação entre os habitats ou fonte de perturbações, podendo afetar de forma significativa a biota nativa (PIVELLO, 2003).

As bordas são comuns em ambientes naturais e representam uma transição entre ambientes florestados e não florestados, contudo em ambientes perturbados elas ocorrem em maior número e com maior interferência humana (SISK; HADDAD, 2002). Em geral os fragmentos estão imersos em matrizes compostas de agricultura, vegetação secundária, área

urbanizada, solo degradado, área desmatada e o exterior passa a influenciar a borda do fragmento (KRAMER, 1997).

Com a fragmentação cada vez mais intensa das florestas tropicais resultando na perda significativa da biodiversidade, não é possível estimar com precisão o número de espécies que estão se extinguindo em muitos habitats, pela simples razão de não conhecermos os números de espécies realmente presentes (WILSON, 1997). A intensa mudança no uso da terra acarretada principalmente pela prática de monoculturas e o desmatamento, afetam diretamente os seres vivos que necessitam da serrapilheira para desenvolver suas atividades biológicas (BRUSCA; BRUSCA, 2007), pois além de possuírem baixa diversidade vegetal suas folhas apresentam óleos essenciais de baixa palatabilidade (FERREIRA; MARQUES, 1998). Atualmente a maioria dos remanescentes florestais encontra-se no formato de fragmentos isolados (VIANA; PINHEIRO, 1998).

No Brasil, o desmatamento de áreas florestais tem atingindo proporções significativas (BENATI et al., 2005). Este quadro é claramente percebido na Mata Atlântica Brasileira, onde restam aproximadamente 15% da sua vegetação (IBGE, 2019).

Atualmente a Mata Atlântica é considerada um dos biomas mais ameaçados do mundo. Possui grande importância ecológica para a conservação, devido sua diversidade de espécies da fauna e flora. Com aproximadamente 8.000 espécies endêmicas (RIBEIRO et al., 2009). Apenas 2% da sua área é protegida, sendo um dos biomas antropizados no território brasileiro (BERNARD; MELO; PINTO, 2011; NEVES et al., 2017; LEAL, 2017). A riqueza de sua biodiversidade é maior que de alguns continentes, conferindo alta relevância para sua conservação em termos mundiais.

O Cerrado constitui o segundo maior bioma do país, abrangendo uma área de 1,8 milhão Km² que corresponde a aproximadamente 22% do território brasileiro, contendo cerca de 30% da biodiversidade brasileira. Os principais tipos de vegetação do bioma se diferenciam pela fisionomia, fatores edáficos e composição florística pelos principais tipos de vegetação que se diferenciam principalmente pela fisionomia (forma), fatores edáficos e composição florística. Os principais tipos fitofisionômicos do bioma estão divididos em: formações Florestais (Mata Ciliar, Mata de Galeria, Mata Seca e Cerradão), Savânicas (Cerrado stricto sensu, Parque de Cerrado, Palmeiral e Vereda) e as formações Campestres (Campo sujo, Campo Limpo e Campo Rupestre) (AB'SÁBER, 2003; SANTOS et al., 2018). Entretanto o desmatamento associado à ocupação inadequada de paisagens que a principio deveriam ser preservadas, comprometem a sua integridade ecológica e sustentabilidade da

natureza (AGUIAR; CAMARGO, 2004; KLINK; MACHADO, 2005; STRASSBURG et al., 2017).

Houve perda significativa da vegetação original do bioma, porém a estimativa é imprecisa devido ao baixo número de mapeamentos do uso e cobertura da terra, sendo TerraClass Cerrado o mais recente, realizado entre os anos de 2014 e 2015 com referência em 2013. De acordo com estatísticas divulgadas pelo Ministério do meio ambiente (MMA), em 2010, aproximadamente metade da área original deste bioma já havia sido transformada em pastagens plantadas, culturas anuais e outros tipos de uso (BRASIL, 2011).

A degradação das florestas se mostra na retirada de madeira para utilização em construção, produção de móveis, lenha, criação de áreas para agricultura, pastagens, extrativismo de produtos florestais não madeireiros, criação de rodovias e barragens e queimadas (REIS; ZAMBONIM; NAKAZONO, 1999). Entre os anos 2000 e 2010 cerca de 13 milhões de hectares de florestas primárias e secundárias no mundo foram convertidas para outros fins ou perdidas por causas naturais apesar do registro de queda da taxa de desmatamento os valores ainda continuam alarmantes (FAO, 2010).

2.2 A simplificação dos ecossistemas pelo cultivo de eucalipto

Nas últimas décadas houve uma expansão do cultivo de *Eucalyptus* spp. no Brasil transformando o país no maior exportador de celulose do mundo (IBA, 2019). Este cenário foi possível por parte do governo federal por meio de políticas públicas para incentivo a produção florestal, onde no início (1965 a 1987) podia-se usar o programa federal de incentivos fiscais (Lima, 1996) e mais recentemente o Programa Nacional de Florestal (PNF) do Ministério do meio Ambiente (Decreto nº 3.420/2000, Brasil, 2000).

A utilização desses incentivos para expansão dos cultivos possibilitou o aumento de empreendimentos baseados em insumos florestais com importante relevância na balança comercial do país, tais como, papel e celulose, indústria de madeira e mobiliários (ABRAF, 2012). Houve um crescimento contínuo em áreas plantadas no Brasil a partir de 2005. Em virtude de restrições às empresas com capital estrangeiro e incertezas quanto às mudanças que estavam sendo previstas para o Código Florestal Brasileiro houve uma desaceleração deste crescimento no ano de 2011, que voltou a crescer a partir do ano de 2013 (MOLEDO et al., 2016).

De acordo com a Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas (IBA, 2017; IBA, 2019), a área de cultivos florestais de *Eucalyptus* e *Pinus* no país atingiu 7,84 milhões de hectares em 2018, um crescimento de 0,5 % em relação ao ano de 2015 devido ao

aumento das áreas compostas por plantações de eucalipto. As maiores extensões de plantios de eucalipto ocupam 5,7 milhões de hectares e podem ser observados principalmente nos seguintes estados: Minas Gerais (24%), São Paulo (17%) e Mato Grosso do Sul (15%). Nos últimos cinco anos a média de crescimento das áreas de floresta de eucalipto foi de 2,4% sendo que a expansão vem sendo liderada pelo estado do Mato Grosso que registrou um aumento de 400 mil hectares, ou seja, a média de crescimento de 13% neste período.

A implantação de eucaliptais é um fator que leva a simplificação dos ecossistemas resultando em efeitos negativos, devido à baixa diversidade de espécies vegetais, uma vez que ocorre diferença na disponibilidade de recursos nestes ambientes (COPATTI; DAUDT, 2009). Podemos observar que parte dos biomas Mata Atlântica e Cerrado são ocupados por plantações de eucalipto.

Em eucaliptais são encontradas serrapilheira com baixa taxa de decomposição, ocasionando acúmulo deste material na superfície do solo, conseqüentemente, aumentando a quantidade de nutrientes na interação entre serrapilheira e solo, acarretando desta forma, na produção de uma serrapilheira que apresenta qualidade nutricional baixa (ADAMS; ATTIWILL, 1986; LOUZADA; SCHOEREDER; DE MARCO, 1997; GAMA-RODRIGUES; BARROS, 2002). Em alguns casos pode ocorrer efeitos alelopáticos, causando o acúmulo de fitotoxinas no solo, empobrecendo e comprometendo assim, a sua capacidade de fertilização e redução da biodiversidade em plantações de *Eucalyptus* devido ao uso contínuo da monocultura (ZHANG; FU, 2009; CHU et al., 2014).

A serrapilheira é considerada responsável por diversas funções no equilíbrio e dinâmica do ambiente e corresponde a camada mais superficial do solo, que é composta pela fração: folhas, galhos, restos de organismos vivos, detritos, solo, entre outros (SASSO et al., 2017). Sua produção controla a ciclagem de nutrientes que voltam para o solo, e seu acúmulo está relacionado à atividade dos agentes decompositores e ao grau de perturbação dos ecossistemas (BRUN et al., 2001; FIGUEIREDO FILHO et al., 2005). Sua presença viabiliza a existência de grande variedade de nichos para a fauna e microrganismos por meio do material orgânico depositado.

A quantidade de energia luminosa influencia diretamente as repostas dos vegetais às condições ambientais, pois influencia de forma positiva ou negativa o estabelecimento de plântulas, sendo que sua variação proporciona grande diversidade de micro-habitat dentro da floresta, logo sua medição pode ser um aspecto importante para quantificar o volume lenhoso e a biomassa (GALVANI; LIMA, 2014).

2.3 Diversidade de formigas

As Formigas (Hymenoptera: Formicidae) são muito diversas e amplamente distribuídas, abundantes no solo e em outros estratos sendo indispensáveis na prestação de serviços ambientais (HÖLLDOBLER; WILSON, 1990; PODGAISKI; DE SOUZA MENDONÇA; PILLAR, 2011).

Nos ecossistemas terrestres, as formigas são consideradas dominantes. Hölldobler & Wilson (1990) estimaram que existam mais de 20 mil espécies de formigas. Atualmente a família Formicidae é composta por 17 subfamílias e cerca de 16.000 espécies descritas que estão subdivididas em aproximadamente 336 gêneros (AntWeb 2019).

As formigas se destacam na região Neotropical, uma vez que constitui a região mais diversa do planeta possuindo o maior número de gêneros e espécies, e também com a maior quantidade de gêneros endêmicos para formigas (FISHER, 2010). A Mata Atlântica junto com algumas partes da Amazônia tem contribuição importante, pois exibem a maior razão de espécies endêmicas da biota no Brasil (DELABIE J. H. C.; AGOSTI D.; NASCIMENTO I. C., 2000). O cerrado além de ser um bioma de extrema importância biológica é classificado como um dos maiores repositórios de biodiversidade do mundo (MORELLATO; HADDAD, 2000).

No Brasil são conhecidas aproximadamente 2.500 espécies de formigas (BACCARO et al., 2015). As formigas apresentam diversidade de comportamento, grandes variedades de formas chegando a apresentar diferenças extremas de tamanho, cor, pilosidade e agressividade dentro de um mesmo gênero (SILVESTRE, 2000). Esses organismos ocupam quase todos os nichos disponíveis no ambiente terrestre, além de nidificar desde a copa das árvores a alguns metros de profundidade do solo. Podem utilizar troncos e ramos caídos no solo ou retidos nas plantas para a construção de ninhos, permitindo a mirmecofauna divergir e especializar-se nos diferentes substratos (DE SOUZA-CAMPANA et al., 2017). Muitas espécies possuem hábitos arborícolas, enquanto outras vivem exclusivamente dentro do solo. Na serapilheira várias espécies de formigas nidificam entre folhas, galhos ou no interior desses, ou ainda, em grandes troncos apodrecidos (HÖLLDOBLER ; WILSON, 1990; RUPPERT; FOX; BARNES, 2005; DE SOUZA-CAMPANA et al., 2017).

Devido aos altos índices de biodiversidade, endemismo e ameaça, a Mata Atlântica juntamente com o Cerrado são apontados como “hotspots” mundiais de diversidade, as quais são consideradas áreas críticas para conservação (MYERS et al., 2000), mas devido a sua intensa fragmentação ocasionada por pressão antrópica, apresenta uma alta proporção de

espécies ameaçadas em diversos graus (LEWINSOHN; FREITAS; PRADO, 2005; MMA, 2000; MYERS et al., 2000).

2.4 Formigas como bioindicadoras

Alguns grupos de invertebrados são organismos utilizados como bioindicadores, pois podem indicar distúrbios ambientais (WINK et al., 2005; BACCARO et al., 2015). As formigas têm sido utilizadas como organismos bioindicadores de impactos antrópicos por representarem uma biomassa quatro vezes maior que a de vertebrados (WILSON; HÖLDOBLER, 2005), sendo responsáveis por 52% da redistribuição de nutrientes nas florestas tropicais (GRIFFITHS et al., 2018) e estarem amplamente envolvidas em diversas outras funções ecossistêmicas como predação, herbívoros, dispersão, entre outras (ANDERSEN; MAJER, 2004; WILSON et al., 2010; PHILPOTT et al., 2010).

Elas destacam-se por responderem a diversos tipos de impactos ambientais, devido algumas de suas características ecológicas como alta abundância e diversidade, respostas rápidas às variáveis ambientais, dominância ecológica, amostragem e identificação relativamente fácil (RIBAS et al., 2007). Formigas fornecem respostas com base na composição e riqueza de espécies encontradas e isso ocorre por apresentarem forte correlação com o ambiente físico, a comunidade vegetal e a diversidade de outras espécies de invertebrados (ANDERSEN; MAJER, 2004). Devido a essas características tornam-se um importante objeto de estudos para compreender perturbações ocasionadas pelas simplificações dos ecossistemas naturais, através da atividade do cultivo de monoculturas como o eucalipto (MAJER, 1996). Diversos estudos utilizaram formigas para monitorar áreas florestais (LAWTON et al., 1998) em relação à mudanças nas condições do ecossistema (MILLER; NEW, 1997) ou aos diferentes métodos de usos da terra (BESTELMEYER; WIENS, 1996).

As formigas são ótimas indicadoras do efeito de borda, visto que a riqueza e abundância da comunidade podem apresentar uma grande diferença entre a matriz e o fragmento natural. O encontro dos fragmentos com matrizes de cultura pode ocasionar mudanças no ambiente e com isso aumentar ou limitar a persistência de algumas espécies e com isso alterar a riqueza e composição de formigas da área (SUAREZ; BOLGER; CASE, 1998; PEREYRA; POL; GALETTO, 2019).

Atualmente a maioria dos trabalhos realizados com formigas têm separado as espécies em grupos funcionais também chamados de guildas, como forma de facilitar o entendimento

das respostas desses organismos por meio da ampliação do conhecimento da dinâmica do habitat. Como por exemplo, as *Crematogaster* que são formigas arborícolas dominantes ou *Strumigenys* que são formigas crípticas especialista de serrapilheira (DELABIE J. H. C.; AGOSTI D.; NASCIMENTO I. C., 2000; SILVESTRE, 2000).

A constituição da comunidade de formigas associado a outros parâmetros como raridade e riqueza proporcionam o conhecimento da dinâmica de colonização de espécies ao longo do tempo contribuindo para a caracterização do ambiente assim como a biodiversidade de formigas, sendo importante identificar as variáveis ambientais que atuam no processo para entender quais fatores contribuí para o dinamismo do sistema e possamos conhecer o ambiente de forma integrada (PEREIRA et al., 2016).

Muitos fatores influenciam a riqueza das espécies de formigas como clima, período de coleta devido ao forrageamento da mirmecofauna e características do habitat que podem sofrer alterações como, por exemplo, a estrutura da vegetação (ALBUQUERQUE; DIEHL, 2009), onde a mudança de uma floresta para uma pastagem ocasiona uma grande redução na diversidade de espécies (VASCONCELOS; VILHENA; CALIRI, 2000). Uma relação assertiva entre a riqueza de formigas e a complexidade estrutural dos ambientes tem sido sugerida de forma abrangente (LEAL; FERREIRA; FREITAS, 1993; RIBAS et al., 2003).

Trabalhos que visam compreender e quantificar as respostas da biodiversidade às perturbações antrópicas em múltiplas escalas é fundamental para estabelecer planos de conservação, pois atributos em nível de paisagem como a cobertura florestal remanescente pode ter uma importante influência sobre os padrões locais de biodiversidade. Apesar da importância de avaliar as respostas da biodiversidade às perturbações em grandes escalas espaciais, poucos trabalhos foram realizados neste sentido. Vasconcelos et al., (2006) avaliaram o efeito da fragmentação florestal sobre comunidades de formigas da Amazônia levando em consideração os dados sobre o tamanho e isolamento do fragmento e a composição da matriz, encontraram que os fragmentos e áreas de floresta contínua apresentavam um número de espécies semelhantes com a matriz, porém a riqueza e composição são afetadas diretamente pela área do fragmento.

Em um estudo em fragmentos de Mata Atlântica, Leal et al., (2012) buscaram compreender se a composição, riqueza de espécies de formigas e os grupos funcionais são influenciados por fatores como área do fragmento, cobertura florestal na paisagem circundante no perímetro de 1 km do fragmento, densidade e riqueza de árvores. Eles afirmam que formigas generalistas são favorecidas pela fragmentação, pois são menos sensíveis aos distúrbios e podem recolonizar essas áreas com maior rapidez, características que auxiliam

sua persistência em fragmentos com menor disponibilidade de recursos. Solar et al., (2016) avaliaram a riqueza e composição de formigas para entender as respostas da comunidade de formigas à intensificação aos diferentes usos a terra a fim de verificar em escala local e de paisagem quais as variáveis ambientais são melhores para explicar os padrões de diversidade observados, encontrando uma relação positiva entre a riqueza e a cobertura de floresta primária na paisagem.

Ambientes heterogêneos apresentam condições mais favoráveis ao estabelecimento das formigas, pois disponibiliza uma maior variedade de recursos, sítios para nidificação, microclimas e interações interespecíficas se comparados a ambientes menos complexos, como monoculturas (BENSON; HARADA, 1988; HÖLLDOBLER; WILSON, 1990; REYES-LÓPEZ; RUIZ; FERNÁNDEZ-HAEGGER, 2003). Quando se trata do número de espécies os ambientes homogêneos costumam apresentar domínio por uma ou poucas espécies de formigas enquanto ambientes heterogêneos tendem a apresentar uma baixa dominância relativa, aumentando a equidade da comunidade (ALBUQUERQUE; DIEHL, 2009).

O número de levantamentos faunísticos relacionados à mirmecofauna é claramente insuficiente no Brasil, devido a diversos fatores como dimensão do território, grande número e complexidade de formações vegetais e ecótonos, que dificulta a obtenção dos dados por meio de listagem confiável por ecossistemas ou por localidade (DE; TAÍSE; RIBEIRO, 2011). Com isso torna-se importante a realização de levantamentos faunísticos e análises para obtenção de informações sobre riqueza, diversidade biológica, distribuição, espécies raras ou endêmicas para valoração econômica da área, sendo uma ferramenta ideal de avaliação da qualidade do ambiente em áreas antropizadas (ALBUQUERQUE; DIEHL, 2009; BOSCARDIN; COSTA; DELABIE, 2014).

O conhecimento sobre a diversidade de formigas de uma área pode fornecer dados que indicam o atual grau de impacto e conservação local, vulnerabilidade a alterações climáticas, avaliam-se os efeitos causados pela implantação da silvicultura, e a partir dessas informações desenvolverem práticas de manejo dos ambientes com intuito de preservar e minimizar a perda da biodiversidade (BOSCARDIN; COSTA; DELABIE, 2014).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O estudo foi conduzido no período de fevereiro a março de 2019 durante a estação chuvosa, em uma região de transição entre o domínio Mata Atlântica e Cerrado, em áreas de vegetação nativa adjacentes a áreas de monocultura de eucalipto no município de Andrelândia, estado de Minas Gerais, Brasil. Na região pode-se notar a predominância da fitofisionomia Cerrado *stricto sensu* e ocorrência de Floresta Estacional Semidecidual de Montana, com altitude média é de 1.100 a 1.250 metros, onde a temperatura média anual é de 19,75°C e a pluviosidade média de 1.600 mm por ano (AB'SÁBER, 1983; SILVA, 2012).

As coletas ocorreram em áreas de preservação permanente de floresta nativa e talhões de eucalipto compostos por árvores de clones de *Eucalyptus grandis* x *Eucalyptus urophylla*, com idades entre cinco e seis anos.

3.2 Desenho amostral

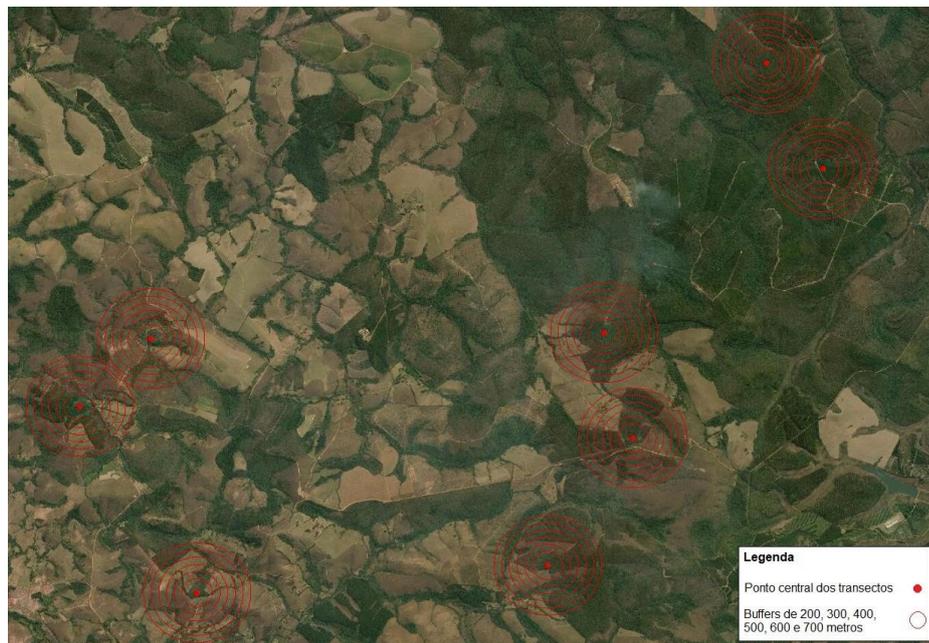
Oito áreas de floresta nativa (Fig.1) e oito de eucalipto (Fig.2) distante no mínimo 300 metros entre si foram utilizadas, evitando que houvesse a sobreposição dos buffers. Em todas as áreas foi demarcado um transecto de 180 metros de comprimento, onde foram realizadas coletas em 10 pontos amostrais consecutivos, espaçados 20 metros entre si para garantir a independência das amostras (RABELLO et al., 2018).

Figura 1: Mapa representando os pontos e buffers nas áreas oito áreas de coleta de floresta nativa.



Fonte: Do Autor (2020).

Figura 2: Mapa representando os pontos e buffers nas áreas oito áreas de coleta de eucalipto.



Fonte: Do Autor (2020).

3.3 Coleta de dados

Para amostrar a comunidade de formigas epigéicas foram instaladas armadilhas de queda do tipo pitfall que consistiam em potes confeccionados com material plástico de 750 ml e abertura de 10 cm de diâmetro, instaladas ao nível do solo. As formigas arbóreas foram amostradas com as mesmas armadilhas nos mesmos pontos ou próximos aos pontos de coleta

de formigas epigéicas, fixadas em arbustos e árvores, a cerca de 1,5 m acima do solo (LASMAR et al., 2017). Formigas epigéicas e arbóreas foram coletadas ao mesmo tempo. Os pitfalls não continham iscas, somente uma substância constituída por água, detergente neutro 5% e sal 0,9% e permaneceram no campo por 48 horas. As formigas coletadas foram montadas, separadas em morfoespécies com o auxílio da chave de gêneros de Palacio & Fernández (2003) e Baccaro et al., 2015 posteriormente foram identificadas pelo Dr. Jacques H. C. Delabie do laboratório de mirmecologia do CEPEC/CEPLAC. Exemplares foram depositados na coleção do Laboratório de Entomologia Florestal (Departamento de Entomologia, UFLA) e na coleção do Laboratório de Mirmecologia do Centro de Pesquisas do Cacau (CEPEC/CEPLAC), Itabuna-BA.

3.4 Coleta das variáveis ambientais locais

Adotou-se um quadrante de 6x6 m em cada ponto de amostragem no entorno das armadilhas instaladas no solo, onde foi realizada a coleta das variáveis ambientais: circunferência à altura da base (CPL) das plantas, peso (PSE) e diversidade de serrapilheira (DSE) e abertura do dossel (ADO) (QUEIROZ; RIBAS; FRANÇA, 2013).

Circunferência à altura da base (CPL): foram medidas as circunferências (cm) de todas as plantas que apresentaram CPL da base mínima de 5 cm medidas a 30 cm de altura do solo, obtendo a média dos valores para cada ponto amostral (QUEIROZ; RIBAS; FRANÇA, 2013).

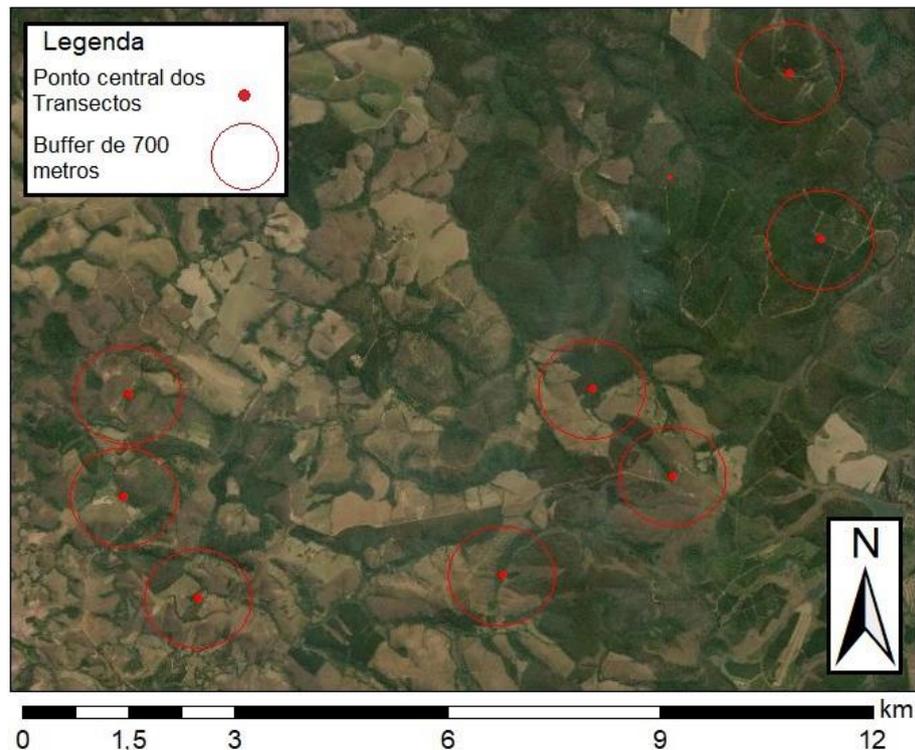
- **Peso de serrapilheira:** Coletamos uma amostra de material no interior de um quadrado de 25x25 cm posicionado ao lado da armadilha em cada ponto amostral. O material foi seco em estufa a uma temperatura de 60°, por um período de 96 horas, classificado em: folhas, galho e resto, adaptado de Antoneli & Francisquini, (2014) e Lemos et al., (2017) e pesado separadamente em balança analítica de precisão (Queiroz et al., 2013), para obter o peso seco (g) de folhas (PSF), de galhos (PSG), de resto (PSR) e o peso seco total da amostra por ponto (PST). (g).
- **Abertura de dossel (ADO):** Uma fotografia hemisférica do dossel foi obtida com o auxílio de uma câmera fotográfica com uma lente olho-de-peixe 0,20 x acoplada. A câmera foi posicionada a 1,5 m de altura próxima ao centro de cada ponto amostral nos diferentes sistemas (ENGELBRECHT; HERZ, 2001). A abertura de dossel (%) foi calculada através do software Gap Light Analyser 2.0 (GLA) (FRAZER; CANHAM; LERTZMAN, 1999).

3.5 Coleta das variáveis da paisagem

Um buffer de 200, 300, 400, 500, 600 e 700 m de raio foi estabelecido ao redor do ponto central de cada transecto, utilizando um visualizador de mapas do ArcGIS, o Bing Maps Aéreo e sistema o de Informações Geográficas ArcGIS 10.3(Fig.3).

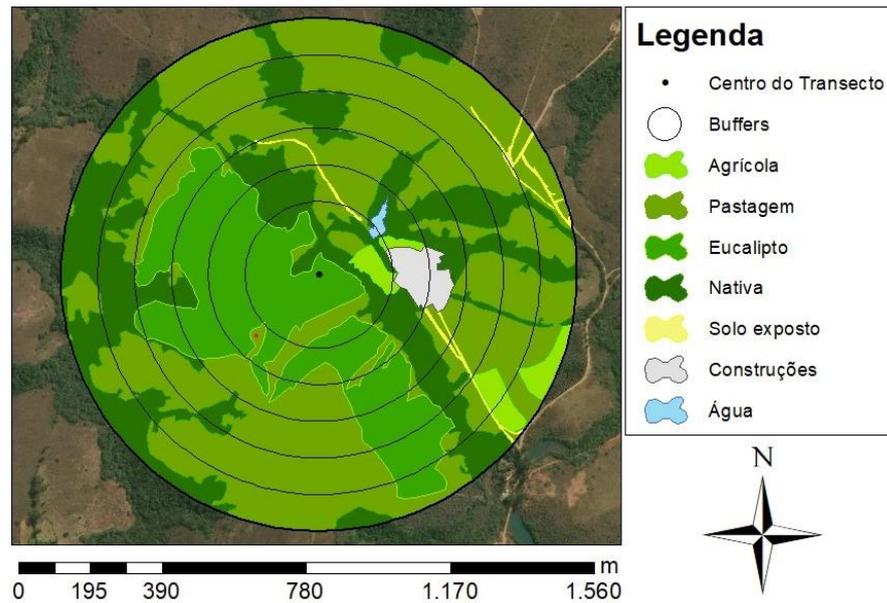
O tipo de uso do solo (Pastagem, Floresta Nativa, Eucalipto, Água, Construções, Agricultura e Solo Exposto) e a área ocupada por cada tipo foram medidos dentro de cada tamanho de buffer, para calcular a proporção de uso de cada tipo (percentagem da área ocupada de cada uso em relação a área total do buffer) (MCCARY; MINOR; WISE, 2018) (Fig.4). As escalas espaciais de 200 a 400 metros foram utilizadas porque representam escalas em que artrópodes ativos no solo são mais responsivos (SCHMIDT et al., 2005; BRAAKER et al., 2014) e as demais para testar se haveriam respostas da comunidade de formigas.

Figura 3: Mapa representando buffers de 700m estabelecido ao redor do ponto central de cada transecto nas áreas de coleta.



Fonte: Do Autor (2020).

Figura 4: Esquema representando como foram medidos cada tipo e usos do solo dentro de cada tamanho de buffer, para calcular a proporção de uso de cada tipo.



Fonte: Do Autor (2020).

3.6 Análise dos dados

Os dados foram analisados com base em ocorrência de espécies, sendo considerada a maneira mais adequada de análise a ser empregada para insetos sociais que utilizam técnicas de recrutamento diferentes (LONGINO; CODDINGTON; COLWELL, 2002). Para as análises das variáveis locais utilizou-se a riqueza de espécies de formigas em cada ponto amostral e para as variáveis de paisagem a soma da riqueza do transecto.

Para analisar como as alterações na paisagem alteram a estrutura da comunidade de formigas em diferentes estratos (epigeico e arbóreo) em áreas de floresta e eucalipto. Foi realizada uma análise de “non-metric multidimensional scaling” (NMDS), utilizando o índice de similaridade de Jaccard, com base em dados qualitativos (presença/ausência) a fim de comparar a composição da comunidade de formigas entre as áreas de floresta e eucalipto e entre os diferentes estratos. Para testar a significância da diferença na composição entre as áreas foi utilizado o ANOSIM (CLARKE, 1993), em uma matriz de Jaccard, que através de um valor de correlação nos permite observar diferenças entre os ambientes de acordo com a composição de espécies de formigas. As análises foram realizadas no programa PAST (Palaeontological Statistics).

Para avaliar o valor dos eucaliptais na conservação da biodiversidade local realizamos uma análise de DistLM (Modelo Linear baseado na Distância), para avaliar a contribuição dos componentes do habitat na composição da fauna nas diferentes áreas (floresta nativa e eucalipto). Os passos para a análise foram: análise de correlação entre as variáveis da paisagem previamente coletadas (proporção de floresta nativa, eucalipto, pastagem, água,

construções e de solo exposto; e as locais: circunferência a altura da base, abertura de dossel, peso seco de folhas, de galhos, de restos e peso seco total da amostra- serapilheira), seleção das variáveis que possuíam alta correlação, sendo elas as variáveis preditoras da paisagem, pré -tratamento dos dados, similaridade de Jaccard, DistLM com procedimento Best, critério de seleção AICc (Critério de Informação de Akaike corrigido) e realizado o teste de colinearidade a fim de verificar qual o tamanho de buffer há uma maior influencia das variáveis da paisagem (ANDERSON; GORLEY; CLARKE, 2008). A composição de espécies foi usada como variável resposta. Por fim foi realizada uma análise de dbRDA (Análise de redundância baseada em distância) para avaliar conjuntamente o percentual de ajuste e explicação do modelo na variação dos dados. Para estes testes foi utilizado o software Primer 6 (CLARKE & GORLEY, 2006) e em adição o pacote Permanova+(ANDERSON; GORLEY; CLARKE, 2008).

Uma análise de Modelo Linear Generalizado (GLMs) foi realizada para verificar se a riqueza sofre influência das variáveis locais e da paisagem. Para a análise das variáveis locais utilizou-se a riqueza de espécies de formigas em cada ponto amostral e para as variáveis de paisagem a soma da riqueza do transecto em diferentes tamanhos de buffers. Para isso utilizamos um modelo geral, adotou-se a família Quasi-Poisson, após a constatação de que a variável explicativa não obedecia a uma distribuição normal, os GLMs foram realizados por meio do software R.

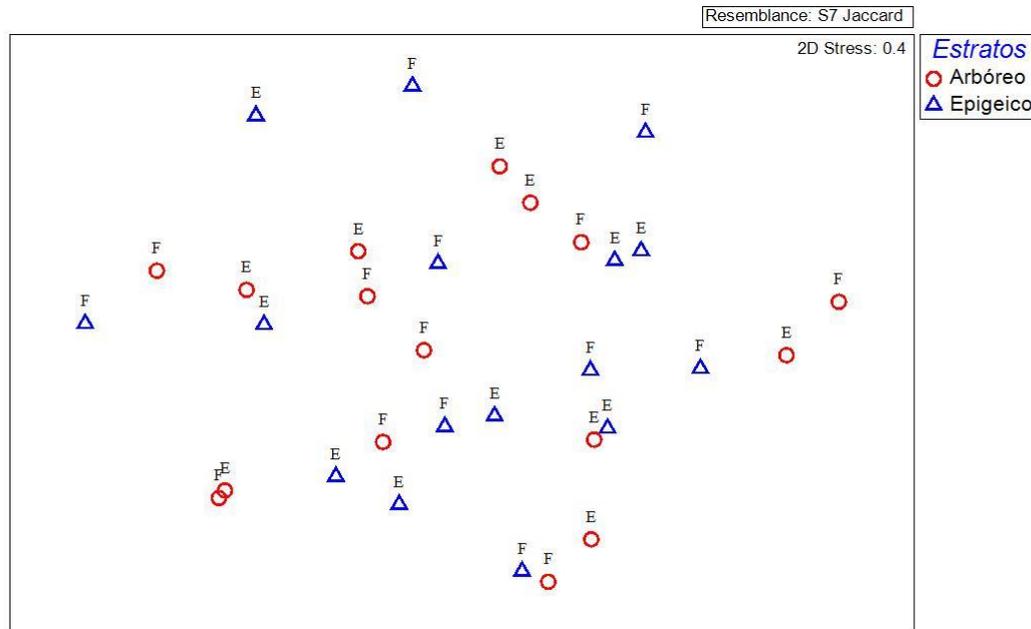
4 RESULTADOS

4.1 Relação entre a composição de espécies e os habitats floresta nativa e eucaliptais

Um total de 89 espécies, pertencentes a oito subfamílias (Anexo- Tabela 1) foram amostradas em 8 áreas (16 epigéicos e 16 arborícolas), sendo Myrmicinae a mais representativa e *Camponotus* e *Pheidole* os gêneros com maior riqueza de espécies.

A análise "Nonmetric Multidimensional Scaling" (NMDS) e do ANOSIM, apontam que a similaridade entre a composição da fauna entre os habitats e estratos foi baixa. Portanto há diferença na composição de espécies entre os ambientes Floresta Nativa e Eucalipto (Anosim $R= 0,27$, $P=0,002$) e diferença significativa entre os estratos arbóreo e epigéico (Anosim $R= 0,462$, $P=0,001$) (Figura 5).

Figura 5. Análise de ordenação multidimensional não-métrica (NMDS) realizada por meio do índice de similaridade Jaccard para a composição de espécies dos ambientes de Floresta Nativa e Eucaliptal e dos estratos arbóreos e epigéicos.



Legenda: Composição de floresta nativa (△ azul). e de eucaliptal (○ vermelho). Composição de espécies arbóreas (○ vermelho) e epigéicas (△ azul).

Fonte: Do Autor (2020).

4.2 Influência das variáveis locais e da paisagem na comunidade de formigas e o valor de conservação do eucalipto

A análise de DistLM realizada para as variáveis locais e da paisagem em relação ao ambiente de Floresta nativa de acordo com o modelo selecionou como as seguintes variáveis como preditoras na composição de espécies variando de acordo com o tamanho dos buffers: circunferência à altura da base (CPL), peso seco total (PST), peso seco de resto (PSR), eucalipto, pastagem, solo exposto, agricultura, abertura de dossel(ADO), floresta nativa e construções (Tabela 1).

Enquanto que para as áreas de Eucalipto o modelo selecionou como variáveis preditoras para a composição de espécies variando com o tamanho de buffers: circunferência à altura da base CPL, abertura de dossel(ADO), floresta nativa, eucalipto, pastagem, água, agricultura, solo exposto e construções (Tabela 2).

Tabela 2. Proporção de explicação (%) das variáveis locais na composição da comunidade de formigas em áreas de eucalipto e floresta nativa, para os diferentes tamanhos raio de buffers (DistLM - teste marginal).

Variáveis locais	Raio (m)	Eucalipto				Floresta Nativa			
		SS(tração)	Pseudo-F	P	Prop.	SS(tração)	Pseudo-F	P	Prop.
CPL	200	7787,4	1,848	0,015	1,48	12955	3,171	0,001	2,494
CPL	300	7736,7	1,836	0,006	1,47	1,0451	392,4	0,061	0,759
CPL	400	7836,4	1,86	0,01	1,489	12059	2,947	0,001	2,321
CPL	500	7677,7	1,821	0,011	1,459	12554	3,071	0,001	2,416
CPL	600	7179,5	1,702	0,02	1,364	11996	2,931	0,001	2,309
CPL	700	7633,7	1,81	0,014	1,45	12007	2,934	0,001	2,311
ADO	200	12935	3,101	0,001	2,45	5556,2	1,34	0,109	1,069
ADO	300	12977	3,111	0,001	2,467	6,644	5,994	0,427	4,831
ADO	400	12920	3,097	0,001	2,456	6365,9	1,538	0,004	1,803
ADO	500	13053	3,129	0,001	2,481	6256,1	1,511	0,046	1,204
ADO	600	13621	3,269	0,001	2,589	6376,1	1,541	0,043	1,227
ADO	700	13083	3,1357	0,001	2,486	6371,4	1,539	0,05	1,226
PST	200	5129,7	1,211	0,21	9,75	9410,6	2,288	0,003	1,811
PST	300	5130,3	1,211	0,212	9,753	-6,0716	-37,978	0,591	-0,441
PST	400	5130,2	1,211	0,216	9,753	9367,3	2,277	0,004	1,803
PST	500	5114,3	1,207	0,217	9,722	9321,2	2,265	0,002	1,794
PST	600	4993,3	1,178	0,237	9,492	9379,5	2,28	0,002	1,805
PST	700	5090,5	1,2014	0,21	9,673	9384,5	2,281	0,002	1,806
PSF	200	-	-	-	-	5540,7	1,337	0,106	1,066
PSG	200	-	-	-	-	5532,1	1,334	0,108	1,065
PSR	200	-	-	-	-	10413	2,536	0,001	2,004

Fonte: Do Autor (2020).

Tabela 3. Proporção (Prop - %) de explicação das variáveis de paisagem na composição da comunidade de formigas em áreas de eucalipto e floresta nativa, para os diferentes tamanhos raio de buffers (DistLM - teste marginal).

Variáveis da Paisagem	Raio (m)	Eucalipto				Floresta Nativa			
		SS(tração)	Pseudo-F	P	Prop.	SS(tração)	Pseudo-F	P	Prop.
Floresta Nativa	200	7280,1	1,726	0,018	1,384	4560,4	1,098	0,324	8,779
Floresta Nativa	300	7584,3	1,799	0,012	1,441	5,4919	82,439	0,157	0,399
Floresta Nativa	400	4971,5	1,173	0,25	9,451	6505	1,572	0,04	1,252
Floresta Nativa	500	4640,6	1,094	0,323	8,822	3889,9	0,935	0,526	7,488
Floresta Nativa	600	5160,5	1,218	0,193	9,81	4257,3	1,024	0,412	8,196
Floresta Nativa	700	5973,3	1,412	0,08	1,135	5815,7	1,404	0,098	1,119
Eucalipto	200	11024	2,632	0,001	2,095	9025,6	2,192	0,005	1,737

Eucalipto	300	19881	4,831	0,001	3,779	-4,0579	-28,252	0,635	-0,295
Eucalipto	400	20903	5,09	0,001	3,973	9292,4	2,258	0,002	1,789
Eucalipto	500	19989	4,858	0,001	3,8	8815,6	2,14	0,004	1,697
Eucalipto	600	18978	4,603	0,001	3,607	8497	2,062	0,004	1,635
Eucalipto	700	18286	4,427	0,001	3,474	8320,3	2,018	0,004	1,601
Pastagem	200	23515	5,756	0,001	4,47	9177,4	2,23	0,005	1,766
Pastagem	300	22678	5,541	0,001	4,311	-8,0854	-6,885	0,43	-5,879
Pastagem	400	23666	5,794	0,001	4,499	7823,4	1,896	0,015	1,506
Pastagem	500	24433	5,991	0,001	4,644	7546,4	1,828	0,013	1,452
Pastagem	600	22373	5,463	0,001	4,253	7477,5	1,811	0,008	1,439
Pastagem	700	23592	5,772	0,001	4,483	7439,9	1,801	0,015	1,432
Água	200	7935	1,883	0,008	1,508	5799,8	1,4	0,091	1,116
Água	300	-	-	-	-	-	-	-	-
Água	400	-	-	-	-	-	-	-	-
Água	500	-	-	-	-	-	-	-	-
Água	600	-	-	-	-	-	-	-	-
Água	700	8660,9	2,058	0,004	1,645	-	-	-	-
Construções	200	-	-	-	-	5353,7	1,291	0,137	1,03
Construções	300	10193	2,43	0,001	1,937	-	-	-	-
Construções	400	9253	2,202	0,003	1,759	10478	2,552	0,001	2,017
Construções	500	9281,8	2,209	0,002	1,764	10620	2,588	0,001	2,044
Construções	600	9131,8	2,1731	0,007	1,736	-	-	-	-
Construções	700	9280	2,2079	0,002	1,763	9464,3	2,301	0,001	1,822
Solo exposto	200	-	-	-	-	13262	3,248	0,001	2,553
Solo exposto	300	-	-	-	-	-5,409	-35,004	0,605	-0,393
Solo exposto	400	13040	3,126	0,001	2,479	-	-	-	-
Solo exposto	500	-	-	-	-	-	-	-	-
Solo exposto	600	-	-	-	-	16931	4,178	0,001	3,259
Solo exposto	700	13799	3,312	0,001	2,622	16427	4,049	0,001	3,162
Agricultura	200	7932,5	1,883	0,009	1,508	7133,1	1,726	0,022	1,373
Agricultura	300	7935	1,883	0,008	1,508	-2,409	-18,483	0,89	-0,175
Agricultura	400	13846	3,325	0,001	2,632	6624,5	1,601	0,039	1,275
Agricultura	500	15864	3,825	0,001	3,016	6593,3	1,594	0,037	1,269
Agricultura	600	17101	4,133	0,001	3,251	6781,9	1,64	0,026	1,305
Agricultura	700	18447	4,468	0,001	3,505	6501,2	1,571	0,041	1,251

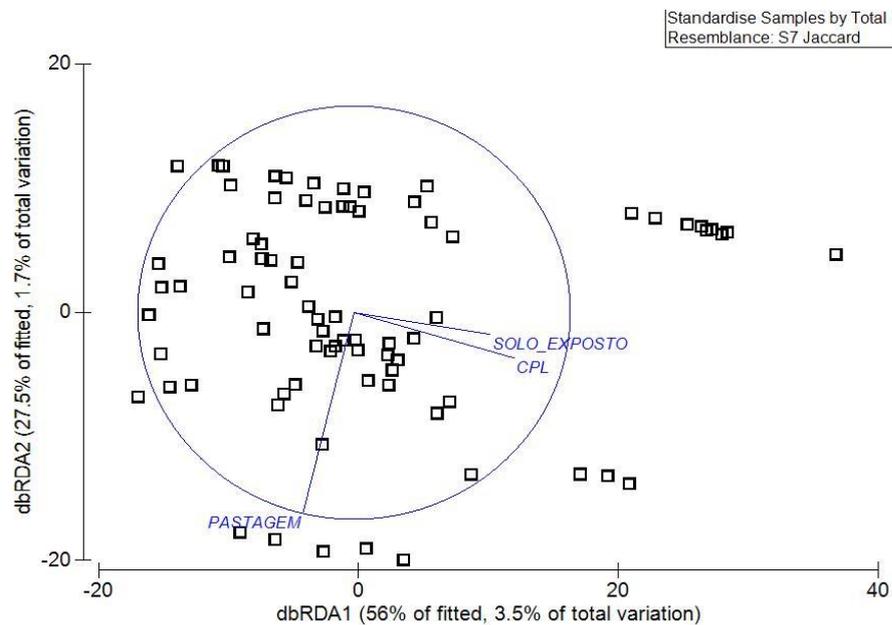
Fonte: Do Autor (2020).

O dbRDA para as áreas de Floresta nativa dos diferentes tamanhos de buffers em relação às variáveis explicativas mostrou que os dados para o buffer de 200m se ajustam ao modelo em 83,5% e promove 5,2% de variação (Figura 6), para o buffer de 300m se ajustam em 100% e promove 100% da variação dos dados (Figura7), para o buffer de 400m se ajusta em 80% e promove 6,5% da variação dos dados (Figura 8), para o buffer de 500m se ajusta 77,9% e promove 6% da variação dos dados (Figura 9), para o buffer de 600m se ajusta

80,3% e promove 6,7% da variação dos dados (Figura 10), e para o buffer de 700m se ajusta 80,1% e promove 6,5% da variação dos dados (Figura 11).

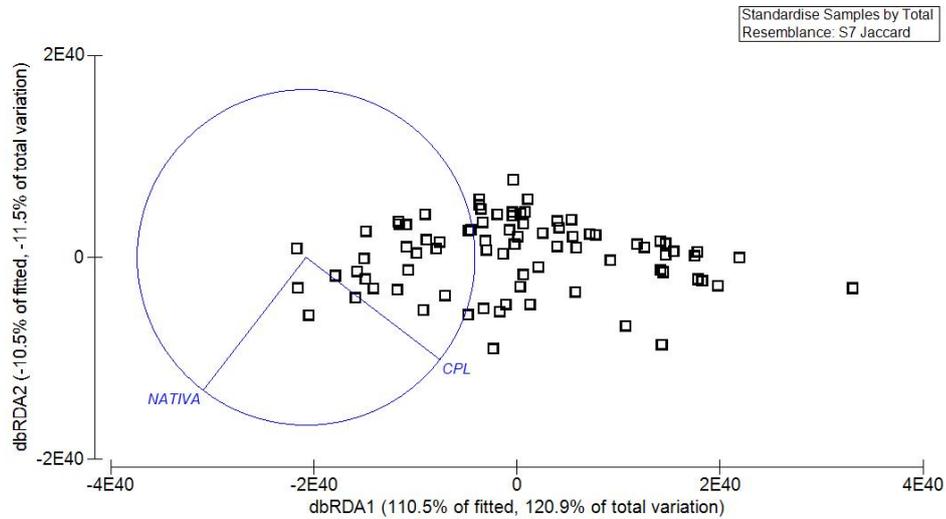
O dbRDA para as áreas de Eucalipto dos diferentes tamanhos de buffers em relação às variáveis explicativas selecionadas, mostrou que os dados para o buffer de 200m se ajustam 100% ao modelo e promovem 6,2% de variação (Figura 12), para o buffer de 300m se ajustam 100% e promovem 6,4% de variação dos dados (Figura 13), para o buffer de 400m ajusta em 100% e promove 6,7% da variação dos dados (Figura 14), para o buffer de 500m se ajusta 84,9% e promove 6,9% da variação dos dados (Figura 15), para o buffer de 600m se ajusta 84% e promove 6,7% da variação dos dados (Figura 16), e para o buffer de 700m se ajusta 71,9% e promove 7,1% da variação dos dados (Figura 17).

Figura 6: dbRDA para o buffer de 200m das áreas de Floresta nativa, mostrando a distribuição das variáveis significativas: Solo exposto, Pasto e Circunferência à altura da base.



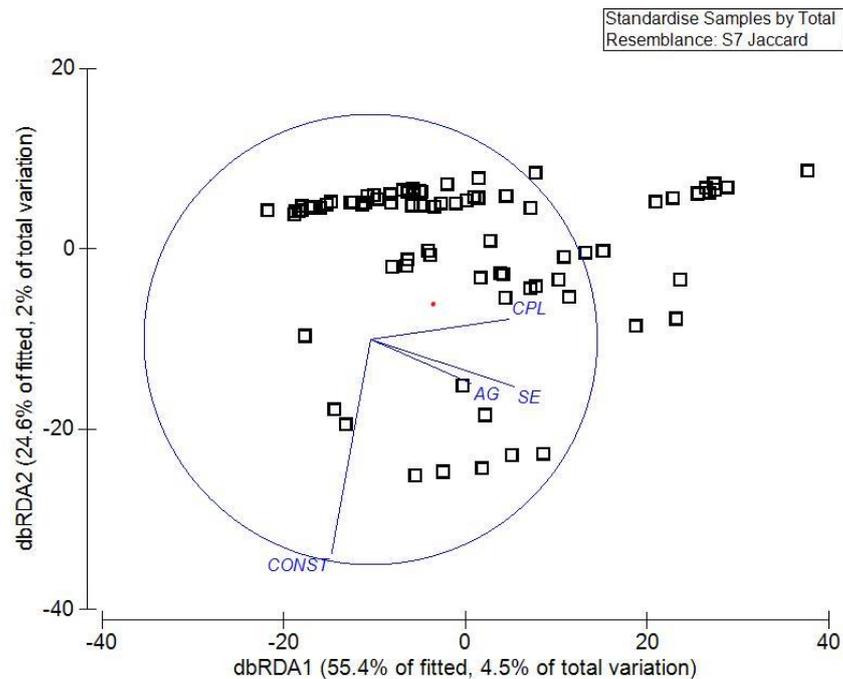
Fonte: Do Autor (2020).

Figura 7: dbRDA para o buffer de 300m das áreas de Floresta nativa, mostrando a distribuição das variáveis significativas: Floresta nativa e Circunferência à altura da base.



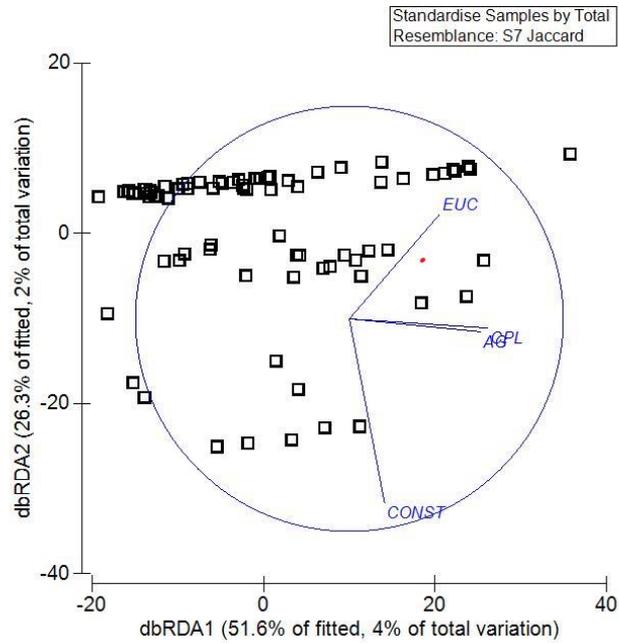
Fonte: Do Autor (2020).

Figura 8: dbRDA para o buffer de 400m das áreas de Floresta nativa, mostrando a distribuição das variáveis significativas: Construções, Circunferência à altura da base, Solo exposto e Agricultura.



Fonte: Do Autor (2020).

Figura 9: dbRDA para o buffer de 500m das áreas de Floresta nativa, mostrando a distribuição das variáveis significativas: Construções, Eucalipto, Agricultura e Circunferência à altura da base.



Fonte: Do Autor (2020).

Figura 10: dbRDA para o buffer de 600m das áreas de Floresta nativa, mostrando a distribuição das variáveis significativas: Construções, Solo exposto, Circunferência à altura da base e Agricultura.

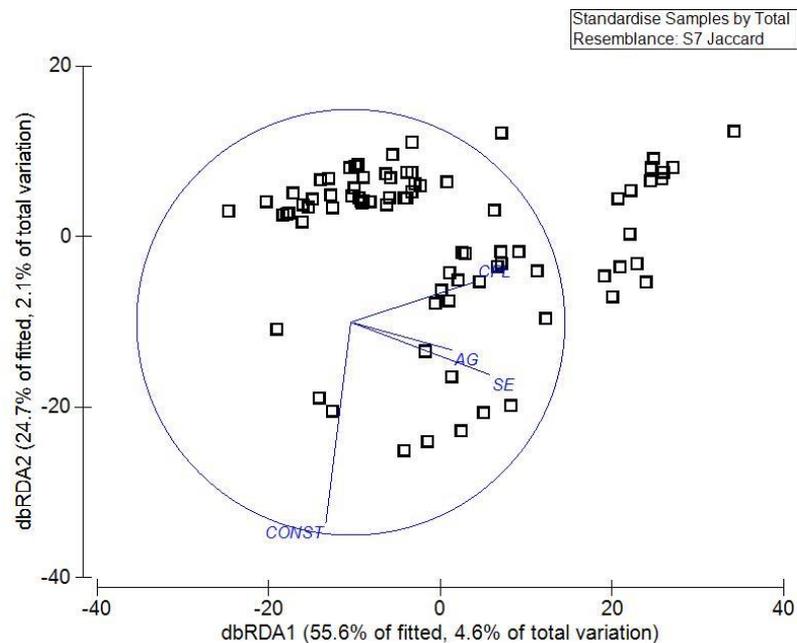
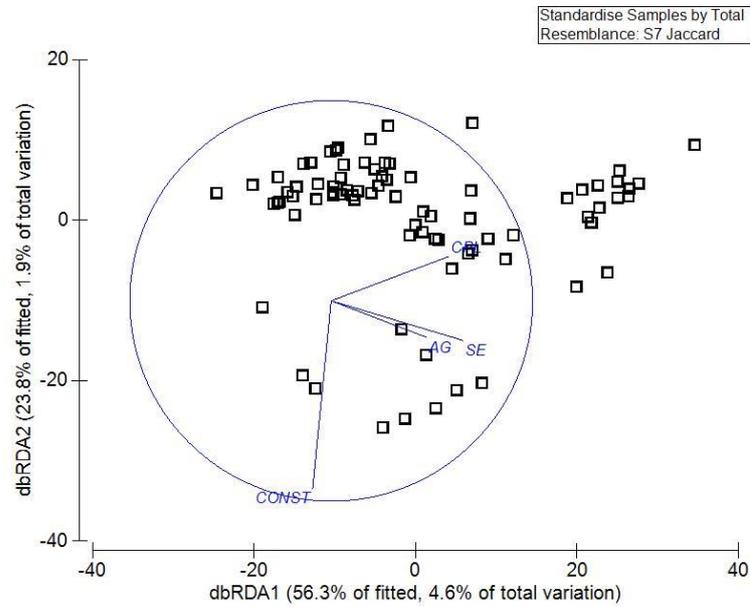
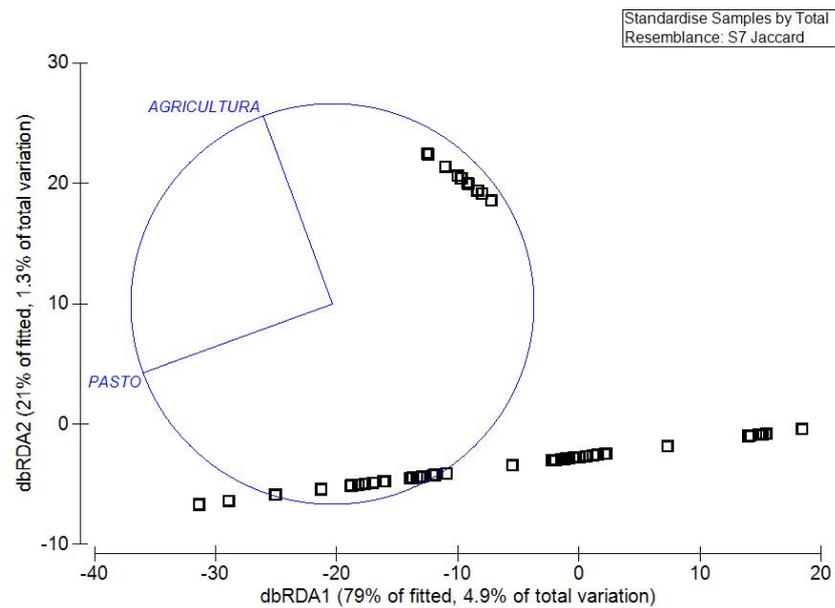


Figura 11: dbRDA para o buffer de 700m das áreas de Floresta nativa, mostrando a distribuição das variáveis significativas: Construções, Agricultura, Circunferência à altura da base e Solo exposto.



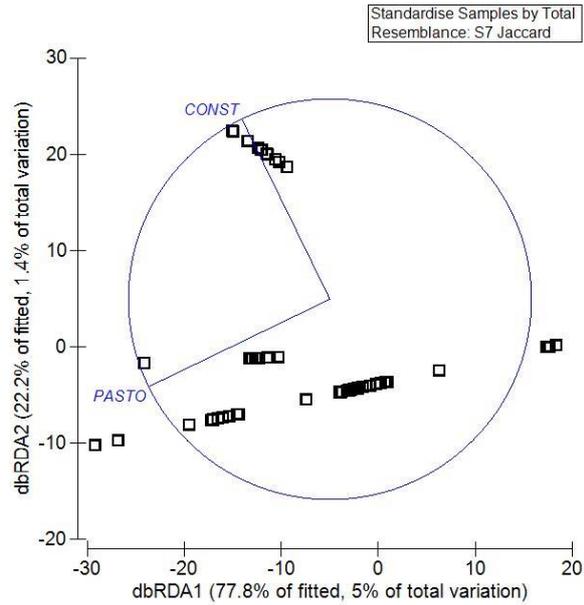
Fonte: Do Autor (2020).

Figura 12: dbRDA para o buffer de 200m das áreas de Eucalipto, mostrando a distribuição das variáveis significativas: Pasto e Agricultura.



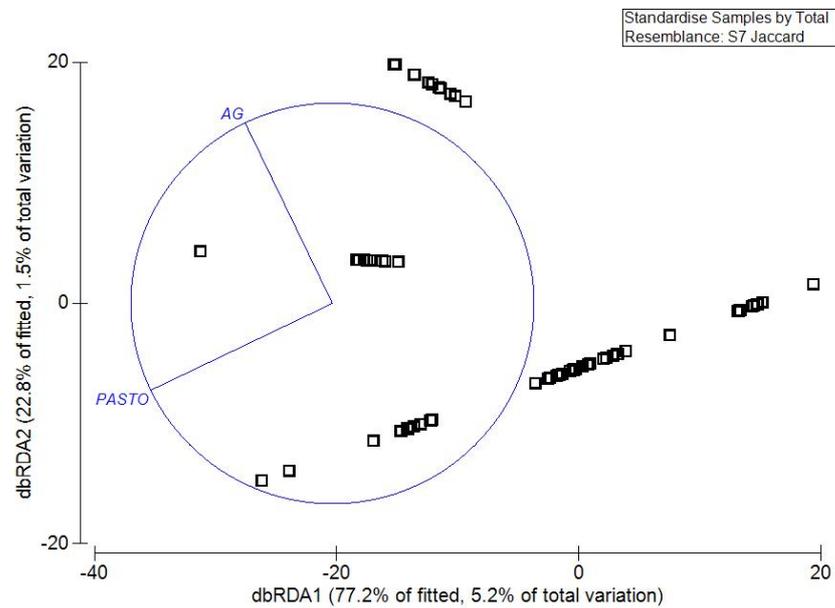
Fonte: Do Autor (2020).

Figura 13: dbRDA para o buffer de 300m das áreas de Eucalipto, mostrando a distribuição das variáveis significativas: Pasto e Construções.



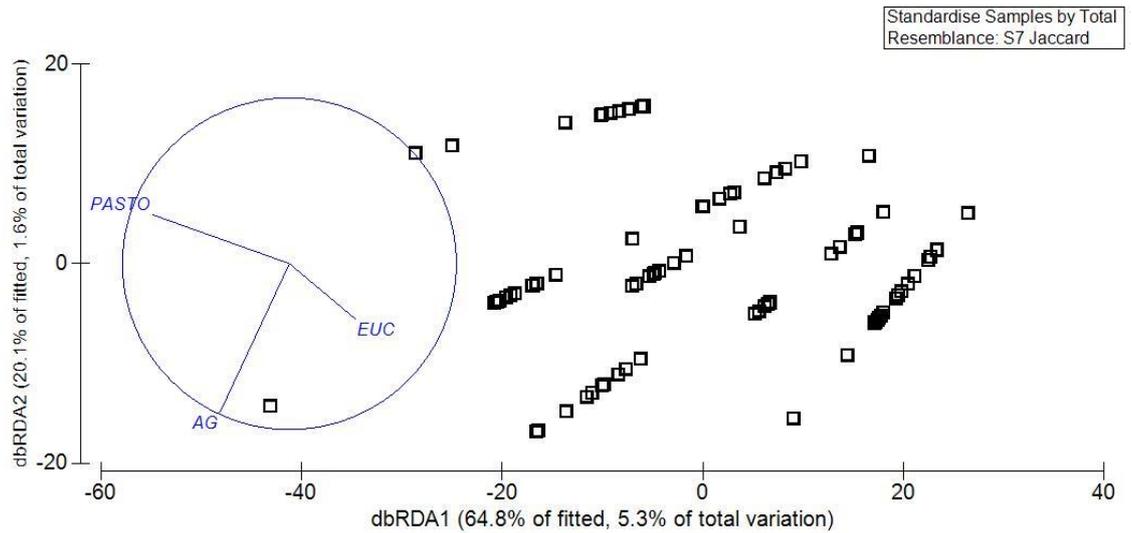
Fonte: Do Autor (2020).

Figura 14: dbRDA para o buffer de 400m das áreas de Eucalipto, mostrando a distribuição das variáveis significativas: Pasto e Agricultura.



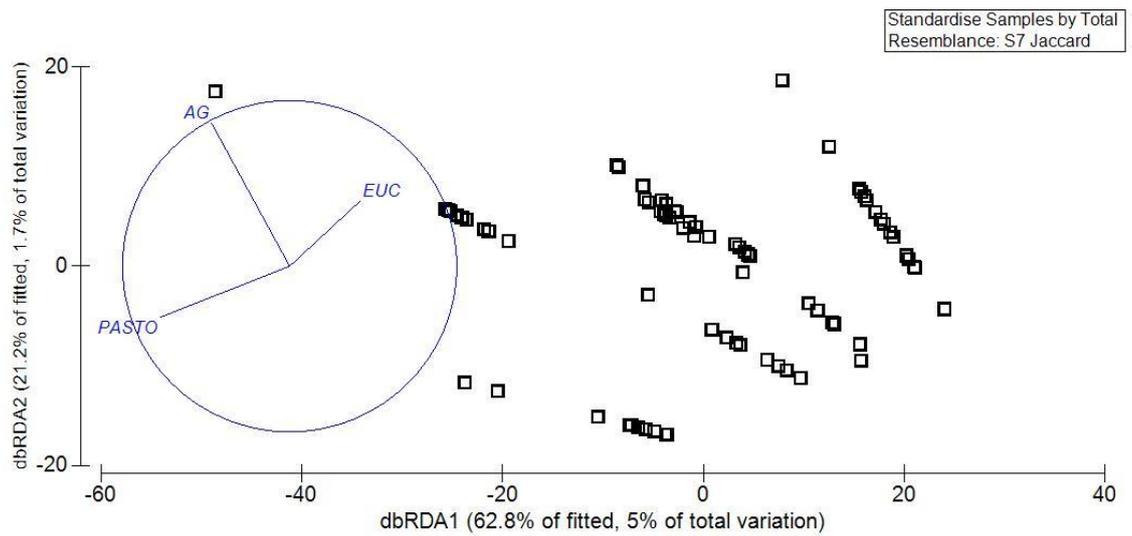
Fonte: Do Autor (2020).

Figura 15: dbRDA para o buffer de 500m das áreas de Eucalipto, mostrando a distribuição das variáveis significativas: Pasto, Agricultura e Eucalipto.



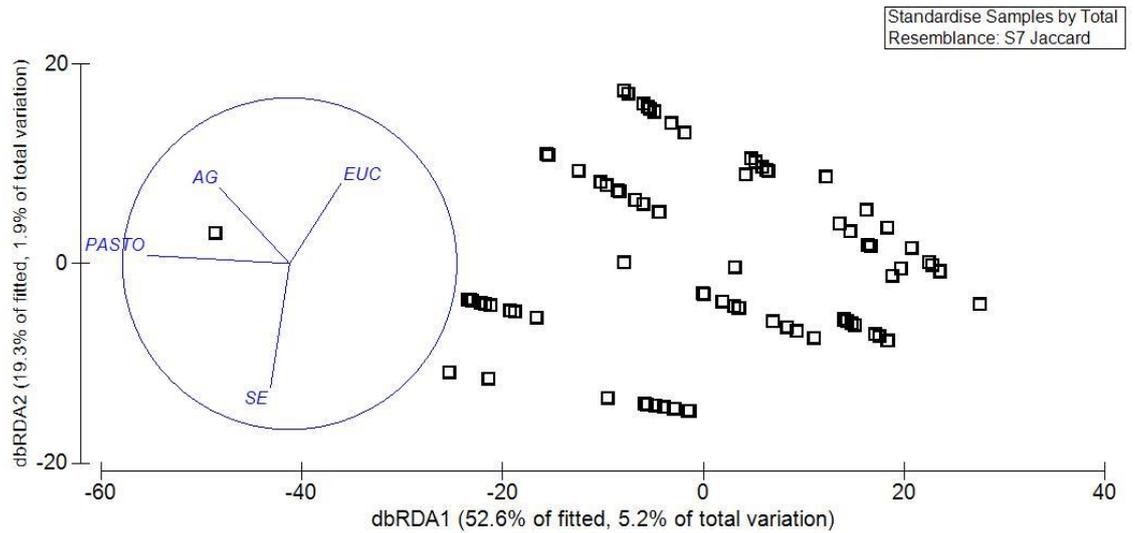
Fonte: Do Autor (2020).

Figura 16: dbRDA para o buffer de 600m das áreas de Eucalipto, mostrando a distribuição das variáveis significativas: Eucalipto, Agricultura e Pasto.



Fonte: Do Autor (2020).

Figura 17: dbRDA para o buffer de 700m das áreas de Eucalipto, mostrando a distribuição das variáveis significativas: Eucalipto, Solo exposto, Agricultura e Pasto.

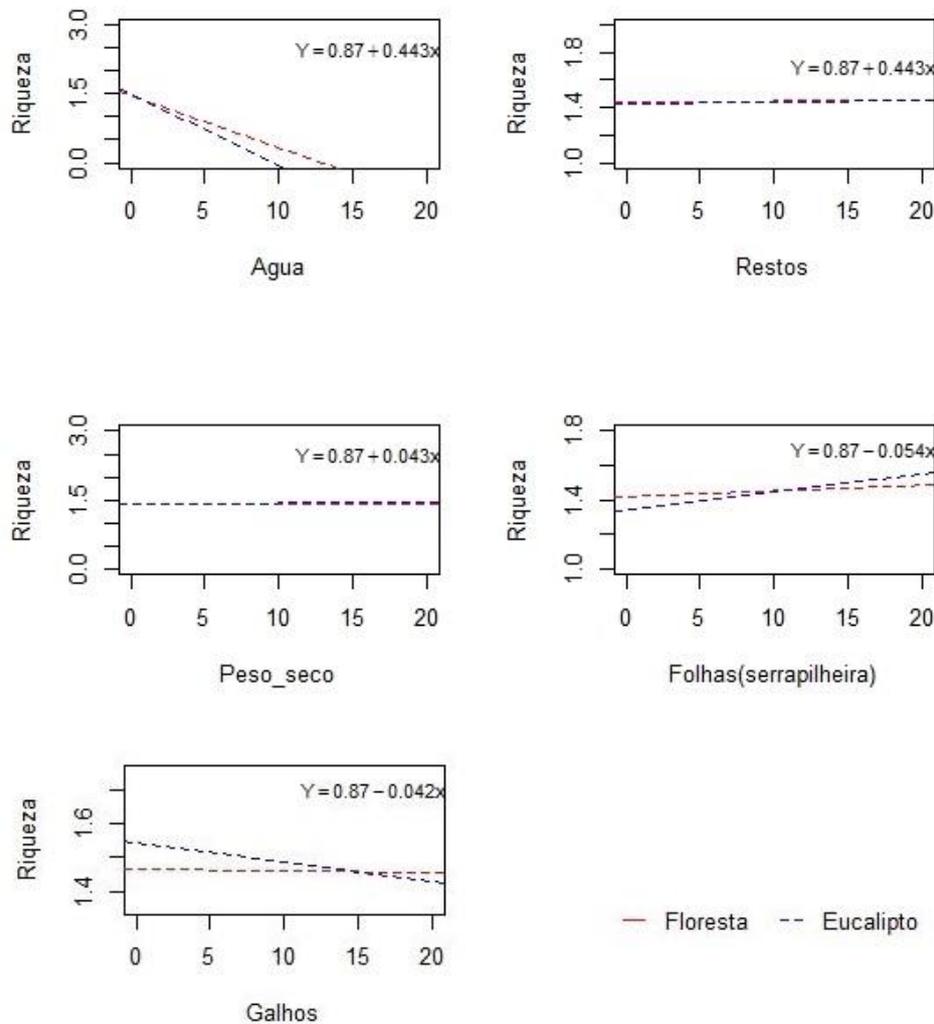


Fonte: Do Autor (2020).

4.3 Influência das variáveis locais e da paisagem nos parâmetros da comunidade de formigas

De acordo com o modelo geral a riqueza de espécies variou em maior proporção nas áreas estudadas por influência da variável da paisagem água ($p=0,0187$) e das variáveis locais peso seco de galhos ($p=0,003$), folhas ($p=6.66e-06$), restos ($p=0,0001$), e peso seco total ($p=0,0002$). (Anexo- Tabela 4 e 5) (Figura 18).

Figura 18. Gráficos de análises de modelo linear generalizado- GLMs para riqueza em relação às variáveis locais e da paisagem.



Fonte: Do Autor (2020).

5 DISCUSSÃO

5.1 Relação entre a composição de espécies e os habitats floresta nativa e eucaliptais

Myrmecinae foi a mais diversa das oito subfamílias encontradas. Estudos têm mostrado essa subfamília como a mais rica em fragmentos de mata úmida no Brasil, pois é dominante em diversos ecossistemas brasileiros em número de gênero e espécies (VARGAS et al., 2007a). Este grupo de formigas é extremamente adaptável aos mais diversos nichos ecológicos da região Neotropical (FOWLER et al., 1991).

Os gêneros *Camponotus* e *Pheidole* foram os mais diversos, o que corrobora com o estudo de Wilson (1976), que mencionou *Camponotus*, *Crematogaster*, *Pheidole* e *Solenopsis* como os gêneros de formigas que apresentam maior diversidade de espécies e adaptações, maior distribuição geográfica e maior abundância na região tropical, sendo considerados os gêneros mais prevalentes em escala global.

A composição de espécies encontrada nesses ambientes foi dissimilar, assim como a composição entre os diferentes estratos. Como as áreas de floresta nativa encontra-se em ambientes de transição entre biomas, o tipo de fitofisionomia predominante pode influenciar na disponibilidade de recurso e nas condições climáticas no fragmento. Além disso, as florestas nativas estudadas estão em estágios secundários de sucessão, assemelhando-se estruturalmente aos eucaliptais. De acordo com Ribas et al., (2003) fatores externos podem influenciar a riqueza de formigas e árvores afetando suas comunidades. A densidade e heterogeneidade da vegetação no fragmento podem influenciar aumentando a variedade de recursos, permitindo a existência de um maior número de espécies especialistas e o aumento de recurso para espécies generalistas.

As formigas arborícolas são especializadas em tipos de recursos diferentes das epigéicas, são mutualistas de plantas e invertebrados ou predam outros organismos (DELABIE J. H. C.; AGOSTI D.; NASCIMENTO I. C., 2000). Nossos resultados mostram que apesar de haver diferenças entre o dossel dos ambientes de floresta nativa e eucalipto, encontramos 21 espécies fazem parte da composição dos dois ambientes.

Diferente das formigas que habitam o solo, as formigas arbóreas são afetadas por fatores diretamente relacionados ao dossel das florestas tropicais, onde a relação microclima e biodiversidade vão diferir em função dos táxons, pois o dossel apresenta temperatura mais elevada e umidade relativamente baixa (ROCHA et al., 2015). De acordo com Kaspari; Ward; Yuan, (2004) a riqueza de formigas arbóreas pode estar fortemente associada às oscilações das variáveis temperatura e precipitação.

Apesar de ter encontrado uma grande diferença na composição entre os estratos arbóreos e epigéicos, houve um compartilhamento de 41 espécies. A alta diversidade de formigas arbóreas encontradas neste estudo pode ser resultado de que todas as formigas coletadas nas árvores foram classificadas como arbóreas. Alguns estudos registraram que nem todas as espécies coletadas em pitfalls arbóreos realmente nidificam em árvores. Assim como em nosso estudo Ribas et al., (2003a) registrou espécies que podem não ser verdadeiramente arborícola, por exemplo, *Solenopsis*.

5.2 Influência das variáveis locais na comunidade de formigas e o valor de conservação do eucalipto

A composição de formigas nas áreas de floresta nativa foi influenciada de forma significativa pelas variáveis ambientais locais: circunferência à altura da base (CPL), abertura de dossel (ADO), peso de restos (PSR) e peso seco total (PST). As variáveis influenciam na composição das formigas, pois estão ligadas a quantidade e qualidade de recurso disponível para forrageamento acima do solo.

Algumas variáveis ambientais podem influenciar a riqueza de formigas no estrato epigéico, entre elas estão riqueza e tamanho de plantas e a diversidade de serrapilheira. Leal (2003) sugere que a vegetação mais densa ocasiona um aumento da serrapilheira e com isso deve haver um aumento no número de habitats, bem como o aumento de artrópodes no solo que são as principais presas das formigas. As variáveis PSR E PTS são componentes da serrapilheira enquanto ADO e CPL são medidas relacionadas ao tamanho de plantas. Ribas et al., (2003) encontrou uma relação positiva entre a riqueza de espécies que compõem uma área e a diversidade e densidade de vegetação local, nossas variáveis podem influenciar a riqueza de formigas.

A densidade de plantas na área de floresta nativa observada por meio da CPL pode afetar a composição da comunidade de formigas de diversas formas. Por meio do aumento da disponibilidade de recursos, ocasionando diminuição da competição intraespecífica e aumento da riqueza (LEAL, 2003; CORRÊA; FERNANDES; LEAL, 2006).

Uma maior densidade de vegetação pode proporcionar um microclima mais favorável com menores variações de temperatura e umidade (LASSAU; HOCHULI, 2004; VARGAS et al., 2007b). Com isso ambientes mais complexos como a floresta nativa tendem a apresentar maior diversidade por conter mais recursos para serem explorados para alimentação e nidificação (BERNSTEIN, 1975).

A composição de formigas nas áreas de Eucalipto foi influenciada pela variável local abertura de dossel (ADO) que está relacionada ao microclima do ambiente e disponibilidade de recursos principalmente para as formigas que utilizam o estrato arbóreo. Abertura de dossel (ADO) demonstra que áreas com maior cobertura vegetal geralmente apresentam um maior número de plantas, o microclima é mais ameno para os insetos, facilitando a sobrevivência devido ao problema de dessecação (SCHOWALTER, 2006). A maior densidade e heterogeneidade de plantas fornece maior quantidade de recursos, sendo um fator muito importante devido à sazonalidade que pode levar a mudanças na estrutura do habitat (TOBY PENNINGTON; PRADO; PENDRY, 2000). As espécies podem responder

negativamente a mudanças causadas pelos efeitos da sazonalidade, devido à diminuição de recursos na época seca e conseqüentemente diminuição da riqueza de formigas (JANZEN, 1984; TOBY PENNINGTON; PRADO; PENDRY, 2000). Desta forma algumas formigas irão buscar recursos em outros tipos de vegetação durante a época seca.

A proporção de floresta nativa não foi considerada uma variável com grande influencia sobre a composição da comunidade de formigas em todas as variações de buffers para os fragmentos avaliados, com isso podemos inferir que a composição da comunidade de formigas é altamente dependente dos tipos de usos da paisagem na matriz que circunda os fragmentos florestais.

5.3 Influência das variáveis da paisagem na comunidade de formigas e o valor de conservação do eucalipto

Algumas variáveis da paisagem afetam de forma significativa a comunidade de formigas. Eucalipto, pastagem e agricultura foram as únicas variáveis responsáveis por influenciar a comunidade de formigas em quase todas as variações de buffer para as áreas de floresta nativa. O eucalipto afeta de forma negativa principalmente a comunidade de formigas de solo, as áreas deste cultivo apresentam riqueza menor que a floresta nativa, com composição de formigas principalmente com hábito generalista.

É importante ressaltar alguns fragmentos de floresta nativa avaliados apresentavam sinais de antropização. A presença de espécies características de ambientes perturbados e abertos, como é o caso de *Camponotus rufipes* (Fabricius, 1775) (LUTINSKI; ROBERTO; GARCIA, 2005) e formigas com potencial invasor como *Wasmannia auropunctata* (Roger, 1863), indicam que o ambiente conservado está sofrendo perturbações. Estas perturbações podem ocorrer devido à influência de desmatamento, monoculturas, presença de trilhas entre outros usos da matriz do entorno.

Além disso, encontramos a espécie *Labidus praedator* (Fr. Smith, 1858) nos eucaliptais, esta espécie pertence à guilda das formigas legionárias (DELABIE J. H. C.; AGOSTI D.; NASCIMENTO I. C., 2000; BRANDÃO; SILVA; DELABIE, 2009) que são caçadoras, forrageiam em grupo e necessitam de elevada quantidade de recursos proteicos se alimentando geralmente de pequenos artrópodes (FOWLER et al., 1991; BACCARO et al., 2015). Golias (2008) associou a ocorrência de espécies predadoras com áreas onde há grande quantidade de serapilheira, justificando que esses nichos são ambientes de hiperdiversidade. Para suprir essa demanda alimentar, necessitam de lugares que ofereçam abundância de presas como artrópodes e pequenos animais, condição encontrada em ambientes bem estruturados.

Apesar de ser um ambiente com menor complexidade a presença de espécies de formigas predadoras em áreas de eucaliptais pode ser explicada, pois à medida que o eucalipto se distancia da mata, há um aumento na abundância da população de herbívoros e uma diminuição da população de seus inimigos naturais. A proximidade das áreas de mata com os eucaliptais promove um aumento da diversidade e complexidade estrutural da paisagem, favorecendo a multiplicação dos predadores que vão utilizar os insetos-praga das monoculturas como fonte de alimento (FREITAS et al., 2002).

Assim como no nosso estudo muitas espécies tiveram ocorrência nos dois ambientes, Marinho et al., (2002) ao comparar a fauna de formigas de serapilheira em eucaliptais com diferentes idades de sub-bosque a uma área de vegetação nativa de cerrado, constatou que a maioria das espécies ocorreu em ambos os tipos de vegetação, ou seja, a riqueza de espécies não foi afetada pela complexidade dos ambientes, como ocorre na maioria das áreas.

Como esperávamos as variáveis da paisagem possuem uma grande relação com a composição da comunidade de formigas para as áreas de floresta nativa, o que a torna altamente dependente dos tipos de usos da paisagem na matriz. Todas as variáveis da paisagem estavam relacionadas com a composição da comunidade de formigas quando foram consideradas as áreas de eucalipto.

Carrascosa (2014) afirma que o aumento da disponibilidade de recursos alimentares e estruturais propiciam melhores condições para que uma maior riqueza de espécies de formigas consiga coexistir, onde a quantidade de recursos pode exercer um papel mais determinante para a explicação da riqueza de espécies do que a heterogeneidade dos recursos.

5.4 Influência das variáveis locais e da paisagem nos parâmetros da comunidade de formigas

Em nível de paisagem somente a variável água influenciou a riqueza de formigas. A intensidade de influencia dessas variáveis está diretamente relacionada com a conservação e manejo adequado das áreas utilizadas. Já foi descrito que monoculturas podem ocasionar perda de espécies, devido ao efeito negativo que traz ao meio ambiente, como a homogeneização da paisagem (PHILPOTT et al., 2008).

A nível local peso de restos, peso de folhas, peso de galhos e peso seco total foram as variáveis que influenciaram a riqueza. Essas variáveis estão relacionadas à quantidade e qualidade da serrapilheira disponível no ambiente. Peso total de folhas foi a variável local que

influenciou de forma positiva a riqueza no eucaliptal, Figueiredo Filho et al., (2005) observaram que as folhas são responsáveis pela maior parte da serrapilheira produzida por uma floresta seguida por galho e restos.

É possível verificar uma relação entre a riqueza e o peso da serrapilheira indicando uma maior disponibilidade de recursos. A maior disponibilidade de folhas, galhos e troncos serve de abrigos para formigas e outros animais que são fonte de recursos para elas (ANDREW; RODGERSON; YORK, 2000; MCGLYNN; FAWCETT; CLARK, 2009).

A amostragem de espécies consideradas raras como é o caso de *Gnamptogenys reichenspergeri* (Santschi, 1929), que são predadores generalistas de vida críptica, forrageiam na serrapilheira se alimentando de uma ampla diversidade de itens e de artrópodes em geral, assim como adultos de formigas (DELABIE et al., 2015) permite inferir que o ambiente possui determinada capacidade de recursos para esta espécie.

Espera-se que em florestas tropicais, a riqueza e diversidade de espécies sejam maiores que em ambientes mais homogêneos, como monocultivos, campos e pastagens (MARTINS et al., 2011), porém a presença do gênero *Pachycondyla* nos fragmentos de floresta nativa (*Pachycondyla harpax* e *Pachycondyla striata*) e eucalipto (*Pachycondyla striata*), indicam que existem espécies altamente sensíveis a distúrbios habitando estes fragmentos, pois elas se encaixam no grupo de predadoras especialistas (LEAL et al., 2012).

Outro aspecto importante a ser considerado são as condições da floresta nativa, a predominância do gênero *Pheidole* nos dois ambientes pode ser um indicador de degradação das florestas nativas, sua ocorrência é associada a ambientes perturbados e estão presentes em diversas condições ambientais (LUTINSKI et al., 2017). Outras espécies encontradas nos dois ambientes, consideradas indicadoras de áreas fortemente perturbadas são: *Camponotus blandus*, *Wasmannia auropunctata* e *Atta sexdens*, sendo que *W. auropunctata* é considerada altamente invasiva e *A. sexdens* como uma praga agrícola (WINK et al., 2005; SOLAR et al., 2016).

De La Mora; Murnen; Philpott, (2013) mostraram que as formigas respondem fortemente as variáveis locais e podem responder a paisagem. As variáveis locais peso de resto, peso de folhas, peso de galhos e peso seco total, foram as únicas que influenciaram a riqueza de formigas.

Outros trabalhos tem relatado que riqueza tem baixo poder explicativo sobre alterações e impactos ambientais (RIBAS et al., 2012; GOMES et al., 2014; ANGOTTI et al., 2018). Isso pela existência de um grande número de espécies generalistas, e pelo fato de que

quando um habitat perde uma espécie sensível, quase sempre ela é substituída por uma espécie oportunista ou generalista (RIBAS et al., 2012a).

Camponotus novogranadensis (Mayr, 1870), *Gnamptogenys reichenspergeri*, *Eciton rapax* (Smith, F., 1855), *Crematogaster evallans* (Forel, 1907) e *Pheidole fallax* (Mayr, 1870) foram encontradas somente em um dos ambientes, apesar de várias apresentarem hábito generalista. É importante a realização da caracterização das áreas, com o auxílio da análise de composição das espécies presentes, para determinar o valor de conservação, pois quanto mais heterogênea a área menor será o favorecimento de espécies generalistas propiciando a substituição destes por predadores especialistas (GOMES; IANNUZZI; LEAL, 2010).

A variação de tamanhos entre os buffers não influenciou na riqueza da comunidade de formigas às variáveis testadas. Diversos estudos já utilizam as escalas espaciais de 100 a 400 metros, pois os artrópodes ativos no solo são mais responsivos (SCHMIDT et al., 2005; BRAAKER et al., 2014), apesar disto é importante o estudo de mais de uma escala espacial, devido as diferentes respostas que elas podem no fornecer, visto que há uma variação na composição da paisagem ao longo deste gradiente e as variáveis podem influenciar em diferentes intensidade a comunidade de formigas.

6 CONCLUSÃO

As florestas nativas apresentam composição dissemelhante aos eucaliptais, indicando que as alterações da paisagem ocasionam perda de riqueza em áreas de eucalipto. O estrato epigéico e arbóreo apresentam diferença significativa, apesar de haver compartilhamento de espécies.

O valor de conservação da floresta nativa é maior que nos eucaliptais. A floresta nativa sofre maior influência de variáveis da paisagem, apesar das variáveis ambientais influenciarem de forma positiva a riqueza de espécies, tornando-se altamente dependente das proporções e qualidade de usos do solo na matriz.

As variações na riqueza e diversidade podem ser decorrentes de fatores como ocorrência de espécies associadas a ambientes perturbados. Também foram registradas espécies raras e predadoras especialistas que são altamente sensíveis a distúrbios habitando esses fragmentos.

A riqueza é influenciada com maior intensidade pelas variáveis em escala da local do que da paisagem. Peso seco, peso de folhas, peso de restos são as variáveis que afetaram os parâmetros de forma positiva aumentando riqueza de formigas em áreas de eucaliptais.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A comunidade de formigas pode ser influenciada por múltiplos fatores, sendo necessário considerar a estrutura da comunidade de formigas como uma ferramenta para auxiliar na caracterização das áreas.

Os ecossistemas florestais são essenciais para a conservação da biodiversidade de formigas por serem espacialmente mais heterogêneos, ofertando maior variedade de recursos e condições ambientais específicas para as espécies. Porém são altamente sensíveis a usos da paisagem que o circundam.

A simplificação extrema do ambiente por meio da prática das monoculturas é prejudicial para a conservação da biodiversidade de formigas, pois causa efeitos em diferentes escalas. No entanto há trabalhos que relatam que o desenvolvimento de culturas de eucaliptos em áreas onde haviam pastos abandonados pode resultar em um aumento significativo da riqueza na comunidade de formigas e até mesmo atuar como corredores ecológicos.

As florestas nativas estudadas são áreas de floresta secundária em processo de sucessão de espécies vegetais e pode estar sendo acelerado ou retardado pela matriz de plantios de eucalipto. As variáveis locais tiveram maior poder explicativo para a variação da riqueza do que as variáveis da paisagem, apesar disto podemos verificar que a composição da matriz influencia diretamente na qualidade do habitat e dessa forma na composição da comunidade. Com isso podemos concluir que os fragmentos florestais são altamente dependentes dos tipos de uso da paisagem.

Para uma melhor compreensão de como as alterações na paisagem influenciam a distribuição e persistência das espécies, principalmente em ecótonos da Mata Atlântica e Cerrado, onde o processo de fragmentação encontra-se bastante avançado, é importante visualizar os remanescentes destes biomas como áreas de potenciais refúgios para espécies nativas, onde é importante focar esforços de monitoramento e conservação.

REFERÊNCIAS

- AB'SÁBER, A. N. O domínio dos cerrados: introdução ao conhecimento. **Revista do Serviço Público**, Brasília, v. 111, n. 4, p. 41-55, 1983.
- AB'SÁBER, A. N. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas** *Natureza*, 2003. . . Acesso em: 11 jun. 2020.
- ADAMS, M. A.; ATTIWILL, P. M. Nutrient cycling and nitrogen mineralization in eucalypt forests of south-eastern Australia - II. Indices of nitrogen mineralization. **Plant and Soil**, v. 92, n. 3, p. 341–362, 1986. doi: 10.1007/BF02372483.
- ALBUQUERQUE, E. Z. de; DIEHL, E. Análise faunística das formigas epígeas (Hymenoptera, Formicidae) em campo nativo no Planalto das Araucárias, Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 53, n. 3, p. 398–403, 2009. doi: 10.1590/S0085-56262009000300014.
- ALMEIDA LEMOS¹, T.; LACERDA GIACOMIN², L.; QUÊZIA, L.; DE, M.; GUERREIRO³, R.; COSME, D. E.; OLIVEIRA, J. **VARIAÇÃO MENSAL DAS CONCENTRAÇÕES DE NUTRIENTES DA SERAPILHEIRA EM ÁREA DE FLORESTA NA AMAZÔNIA ORIENTAL**. [s.l.] In: CONGRESSO TÉCNICO CIENTÍFICO DA ENGENHARIA E DA AGRONOMIA; SEMANA OFICIAL DA ENGENHARIA E DA AGRONOMIA, 74., 2017, Belém, PA. A responsabilidade da Engenharia e da Agronomia para o desenvolvimento do País. [Brasília, DF]: Confea, 2017. . 2017. .
- ANDERSEN, A. N.; MAJER, J. D. Ants show the way Down Under: invertebrates as bioindicators in land management. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 2, n. 6, p. 291–298, 1 ago. 2004. doi: 10.1890/1540-9295(2004)002[0292:ASTWDU]2.0.CO;2.
- ANDERSON, M.; GORLEY, R.; CLARKE, K. **PERMANOVA+ for PRIMER: guide to software and statistical methods** PRIMER-E Ltd, , 2008. .
- ANDREW, N.; RODGERSON, L.; YORK, A. Frequent fuel-reduction burning: The role of logs and associated leaf litter in the conservation of ant biodiversity. **Austral Ecology**, v. 25, n. 1, p. 99–107, 2000. doi: 10.1046/j.1442-9993.2000.01015.x.
- ANGOTTI, M. A.; RABELLO, A.; SANTIAGO, G.; RIBAS, C. Seed removal by ants in Brazilian savanna: optimizing fieldwork. **Sociobiology**, v. 65, n. 2, p. 155, 2018. doi: 10.13102/sociobiology.v65i2.1938.
- ANTONELI, V.; FRANCISQUINI, V. M. Influence of some meteorological data in the production of litter in FLONA (National Forest) of Irati - Paraná. **Ambiência**, v. 10, n. 1, p. 267–280, 2014. doi: 10.5935/ambiencia.2014.supl.04.
- ARAUJO, L. S.; KOMONEN, A.; LOPES-ANDRADE, C. Influences of landscape structure on diversity of beetles associated with bracket fungi in Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 191, p. 659–666, 2015. doi: 10.1016/j.biocon.2015.08.026.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; ROJAS, C.; SALDAÑA-VÁZQUEZ, R. A.; STONER, K. E. Landscape composition is more important than landscape configuration for phyllostomid bat assemblages in a fragmented biodiversity hotspot. **Biological Conservation**, v. 198, p. 84–92, 2016. doi: 10.1016/j.biocon.2016.03.026.

BACCARO, F.; FEITOSA, R. M.; FERNANDEZ, F.; FERNANDES, I. O.; IZZO, T. J.; SOUZA, J. L. P. de; SOLAR, R. **F Formigas**. [s.l.: s.n.]

BARBIER, E. B. Explaining Agricultural Land Expansion and Deforestation in Developing Countries. **American Journal of Agricultural Economics**, v. 86, n. 5, p. 1347–1353, 1 dez. 2004. doi: 10.1111/j.0002-9092.2004.00688.x. Acesso em: 8 jun. 2020.

BENATI, K. R.; SOUZA-ALVES, J. P.; SILVA, E. A.; PERES, M. C. L.; COUTINHO, É. O. Aspectos comparativos das comunidades de aranhas (Araneae) em dois remanescentes de Mata Atlântica do Estado da Bahia, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 1a, p. 79–87, 2005. doi: 10.1590/s1676-06032005000200007.

BENSON, W.; HARADA, A. Y. Local diversity of tropical and temperate ant faunas (Hymenoptera, Formicidae). **Acta Amazonica**, v. 18, n. 3–4, p. 275–289, 1988. doi: 10.1590/1809-43921988183289.

BERNARD, E.; MELO, F. P. L.; PINTO, S. R. R. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Atlantic forest in face of bioethanol expansion. **Tropical Conservation Science**, v. 4, n. 3, p. 267–275, 2011. doi: 10.1177/194008291100400305.

BERNSTEIN, R. A. Foraging Strategies of Ants in Response to Variable Food Density. **Ecology**, v. 56, n. 1, p. 213–219, 1 jan. 1975. doi: 10.2307/1935314. Acesso em: 11 jun. 2020.

BESTELMEYER, B. T.; WIENS, J. A. The effects of land use on the structure of ground-foraging ant communities in the Argentine Chaco. **Ecological Applications**, v. 6, n. 4, p. 1225–1240, 1 nov. 1996. doi: 10.2307/2269603.

BOSCARDIN, J.; COSTA, E. C.; DELABIE, J. H. C. Relação entre guildas de formigas e a qualidade ambiental em *Eucalyptus grandis* submetido a diferentes controles de plantas infestantes no sul do Brasil. **Entomotropica**, v. 29, n. 3, p. 173–182, 2014.

BRAAKER, S.; GHAZOUL, J.; OBRIST, M. K.; MORETTI, M. Habitat connectivity shapes urban arthropod communities: the key role of green roofs. **Ecology**, v. 95, n. 4, p. 1010–1021, 2014. doi: 10.1890/13-0705.1.

BRANDÃO, C. R.; SILVA, R. R. da; DELABIE, J. H. C. Formigas (Hymenoptera). **Bioecologia e nutrição de insetos: base para o manejo integrado de pragas**, p. 323–369, 2009.

BRUN, E. J.; SCHUMACHER, M. V.; VACCARO, S.; SPATHELF, P. Relação entre a produção de serapilheira e variáveis meteorológicas em três fases sucessionais de uma floresta estacional decidual no Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, v. 9, n. 2, p. 277–285, 2001.

CARRASCOSA, V. A. C. **Importância da heterogeneidade e quantidade de recursos na riqueza e redundância funcional de formigas arborícolas**. [s.l.] Universidade Federal de Goiás, 3 jun. 2014. .

CHAPIN, F. S.; ZAVALA, E. S.; EVINER, V. T.; NAYLOR, R. L.; VITOUSEK, P. M.; REYNOLDS, H. L.; HOOPER, D. U.; LAVOREL, S.; SALA, O. E.; HOBBIE, S. E.; MACK, M. C.; DÍAZ, S. Consequences of changing biodiversity. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 234–242, 2000. doi: 10.1038/35012241.

CHU, C.; MORTIMER, P. E.; WANG, H.; WANG, Y.; LIU, X.; YU, S. Allelopathic effects of Eucalyptus on native and introduced tree species. **Forest Ecology and Management**, v. 323, p. 79–84, 1 jul. 2014. doi: 10.1016/j.foreco.2014.03.004.

CLARKE, K. R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology**, v. 18, n. 1, p. 117–143, 1993. doi: 10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x.

COPATTI, C.; DAUDT, C. Diversidade de artrópodes na serapilheira em fragmentos de mata nativa e *Pinus elliottii* (Engelm. Var elliottii). **Ciência e Natura**, v. 31, n. 1, p. 95–113, 2009.

CORRÊA, M. M.; FERNANDES, W. D.; LEAL, I. R. Diversidade de formigas epigéicas (Hymenoptera: Formicidae) em capões do Pantanal Sul Matogrossense: relações entre riqueza de espécies e complexidade estrutural da área. **Neotropical Entomology**, v. 35, n. 6, p. 724–730, 2006. doi: 10.1590/S1519-566X2006000600002.

DE BELLO, F.; LAVOREL, S.; DÍAZ, S.; HARRINGTON, R.; CORNELISSEN, J. H. C.; BARDGETT, R. D.; BERG, M. P.; CIPRIOTTI, P.; FELD, C. K.; HERING, D.; DA SILVA, P. M.; POTTS, S. G.; SANDIN, L.; SOUSA, J. P.; STORKEY, J.; WARDLE, D. A.; HARRISON, P. A. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 10, p. 2873–2893, 2010. doi: 10.1007/s10531-010-9850-9.

DE, D.; TAÍSE, M.; RIBEIRO, C. **DIVERSIDADE DE FORMIGAS (HYMENOPTERA: FORMICIDAE) DE FRAGMENTOS FLORESTAIS EM SANTA MARIA, RIO GRANDE DO SUL, BRASIL.** [s.l: s.n.].

DE LA MORA, A.; MURNEN, C. J.; PHILPOTT, S. M. Local and landscape drivers of biodiversity of four groups of ants in coffee landscapes. **Biodiversity and Conservation**, v. 22, n. 4, p. 871–888, 2013. doi: 10.1007/s10531-013-0454-z.

DE SOUZA-CAMPANA, D. R.; SILVA, R. R.; FERNANDES, T. T.; SILVA, O. G. de M.; SAAD, L. P.; MORINI, M. S. de C. Twigs in the Leaf Litter as Ant Habitats in Different Vegetation Habitats in Southeastern Brazil. **Tropical Conservation Science**, v. 10, 2017. doi: 10.1177/1940082917710617.

DE SOUZA, J. C.; DA SILVA, R. M.; GONÇALVES, M. P. R.; JARDIM, R. J. D.; MARKWITH, S. H. Habitat use, ranching, and human-wildlife conflict within a fragmented landscape in the Pantanal, Brazil. **Biological Conservation**, v. 217, n. June 2017, p. 349–357, 2018. doi: 10.1016/j.biocon.2017.11.019.

DELABIE J. H. C.; AGOSTI D.; NASCIMENTO I. C. Litter ant communities of the Brazilian Atlantic rain Forest region. In: AGOSTI D; MAJER J. D; ALONSO L.; SCHULTZ (eds) Sampling ground-dwelling ants: case studies from the world's rain forests. Cap. 1. **School of Environmental Biology Bulletin**, v. 18, n. August 2014, p. 1–10, 2000.

DELABIE, J. H. C.; FEITOSA, R. M.; SERRÃO, J. E.; MARIANO, C. S. F.; MAJER, J. D. **As formigas poneromorfas do Brasil.** [s.l: s.n.]

DIDHAM, R. K.; KAPOV, V.; EWERS, R. M. Rethinking the conceptual foundations of habitat fragmentation research. **Oikos**, v. 121, n. 2, p. 161–170, 1 fev. 2012. doi: 10.1111/j.1600-0706.2011.20273.x.

DRISCOLL, D. A.; BANKS, S. C.; BARTON, P. S.; LINDENMAYER, D. B.; SMITH, A. L.

Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 28, n. 10, p. 605–613, 2013. doi: 10.1016/j.tree.2013.06.010.

ELLIS, E. C.; RAMANKUTTY, N. Putting people in the map: Anthropogenic biomes of the world. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, n. 8, p. 439–447, 2008. doi: 10.1890/070062.

ENGELBRECHT, B. M. J.; HERZ, H. M. Evaluation of different methods to estimate understorey light conditions in tropical forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 17, n. 02, p. 207–224, 2001. doi: 10.1017/S0266467401001146.

EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. **Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation** *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* Cambridge University Press, , fev. 2006. . doi: 10.1017/S1464793105006949.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 487–515, 2003. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419.

FAHRIG, L. Non-optimal animal movement in human-altered landscapes. **Functional Ecology**, v. 21, n. 6, p. 1003–1015, dez. 2007. doi: 10.1111/j.1365-2435.2007.01326.x. Acesso em: 10 jun. 2020.

FERNÁNDEZ, F. **Introducción a las hormigas de la región Neotropical**. [s.l.: s.n.].

FERREIRA, R. L.; MARQUES, M. M. G. S. M. A fauna de artrópodes de serrapilheira de áreas de monocultura com *Eucalyptus* sp. e mata secundária heterogênea. **Anais da Sociedade Entomológica do Brasil**, v. 27, n. 3, p. 395–403, 1998. doi: 10.1590/s0301-80591998000300007.

FIGUEIREDO FILHO, A.; MORAES, G. F.; SCHAAF, L. B.; FIGUEIREDO, D. J. de. Avaliação estacional da deposição de serapilheira em uma floresta ombrófila mista localizada no sul do estado do Paraná. **Ciência Florestal**, v. 13, n. 1, p. 11, 2005. doi: 10.5902/198050981718. Acesso em: 9 jun. 2020.

FOLEY, J. A.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S. R.; CHAPIN, F. S.; COE, M. T.; DAILY, G. C.; GIBBS, H. K.; HELKOWSKI, J. H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E. A.; KUCHARIK, C. J.; MONFREDA, C.; PATZ, J. A.; PRENTICE, I. C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P. K. **Global consequences of land use** *Science* American Association for the Advancement of Science, , 22 jul. 2005. . doi: 10.1126/science.1111772.

FOLEY, J. A.; RAMANKUTTY, N.; BRAUMAN, K. A.; CASSIDY, E. S.; GERBER, J. S.; JOHNSTON, M.; MUELLER, N. D.; O'CONNELL, C.; RAY, D. K.; WEST, P. C.; BALZER, C.; BENNETT, E. M.; CARPENTER, S. R.; HILL, J.; MONFREDA, C.; POLASKY, S.; ROCKSTRÖM, J.; SHEEHAN, J.; SIEBERT, S.; TILMAN, D.; ZAKS, D. P. M. Solutions for a cultivated planet. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 337–342, 2011. doi: 10.1038/nature10452.

FRANÇA, L. C.; MARINI, M. A. Teste do efeito de borda na predação de ninhos naturais e artificiais no cerrado. **Zoologia**, v. 26, n. 2, p. 241–250, 2009. doi: 10.1590/S1984-46702009000200006.

FRAZER, G.; CANHAM, C.; LERTZMAN, K. Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0:

Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation. **Program**, p. 36, 1999. doi: citeulike-article-id:4887176.

FREITAS, F.; ZANUNCIO, T.; ZANUNCIO, J.; BRAGANÇA, M.; PEREIRA, J. Similaridade E Abundância De Hymenoptera Inimigos Naturais Em Plantio De Eucalipto E Em Área De Vegetação Nativa. **Brazilian Journal of Forestry and Environment**, v. 9, n. único, p. 145–152, 2002.

GALVANI, E.; LIMA, N. G. B. de. Fotografias Hemisféricas Em Estudos Microclimáticos: Referencial Teórico-Conceitual E Aplicações. **Ciência e Natura**, v. 36, n. 3, 2014. doi: 10.5902/2179460x13216.

GOLIAS, H. C. Diversidade de formigas epígeas em três ambientes no noroeste do Paraná – Brasil. p. 54, 2008.

GOMES, E. C. F.; RIBEIRO, G. T.; SOUZA, T. M. S.; SOUSA-SOUTO, L. Ant assemblages (Hymenoptera: Formicidae) in three different stages of forest regeneration in a fragment of Atlantic Forest in Sergipe, Brazil. **Sociobiology**, v. 61, n. 3, p. 250–257, 2014. doi: 10.13102/sociobiology.v61i3.250-257.

GOMES, J. P.; IANNUZZI, 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. 39, n. 6, p. 898–905, 2010. doi: 10.1590/S1519-566X2010000600008.

GRIFFITHS, H. M.; ASHTON, L. A.; WALKER, A. E.; HASAN, F.; EVANS, T. A.; EGGLETON, P.; PARR, C. L. Ants are the major agents of resource removal from tropical rainforests. **Journal of Animal Ecology**, v. 87, n. 1, p. 293–300, 2018. doi: 10.1111/1365-2656.12728.

HOOPER, D. U.; CHAPIN, F. S.; EWEL, J. J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LAVOREL, S.; LAWTON, J. H.; LODGE, D. M.; LOREAU, M.; NAEEM, S.; SCHMID, B.; SETÄLÄ, H.; SYMSTAD, A. J.; VANDERMEER, J.; WARDLE, D. A. EFFECTS OF BIODIVERSITY ON ECOSYSTEM FUNCTIONING: A CONSENSUS OF CURRENT KNOWLEDGE. **Ecological Monographs**, v. 75, n. 1, p. 3–35, 1 fev. 2005. doi: 10.1890/04-0922@10.1002/(ISSN)1557-7015(CAT)VIRTUALISSUE(VI)ECM.

HOPWOOD, J.; BLACK, S. H.; LEE-MÄDER, E.; CHARLAP, A.; PRESTON, R.; MOZUMDER, K.; FLEURY, S. Literature Review: Pollinator Habitat Enhancement and Best Management Practices in Highway Rights-of-way. n. May, p. 68, 2015.

JANZEN, D. H. Two ways to be a tropical big moth: Santa Rosa saturniids and sphingids. **Oxford Surveys in evolutionary biology**, v. 1, n. November, p. 85–144, 1984.

KASPARI, M.; WARD, P. S.; YUAN, M. Energy gradients and the geographic distribution of local ant diversity. **Oecologia**, v. 140, n. 3, p. 407–413, 4 jun. 2004. doi: 10.1007/s00442-004-1607-2.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 707–713, 2005. doi: 10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x.

LANDIS, D. A.; GARDINER, M. M.; VAN DER WERF, W.; SWINTON, S. M. Increasing corn for biofuel production reduces biocontrol services in agricultural landscapes.

Proceedings of the National Academy of Sciences, v. 105, n. 51, p. 20552–20557, 2008. doi: 10.1073/pnas.0804951106.

LASMAR, C. J.; QUEIROZ, A. C. M.; RABELLO, A. M.; FEITOSA, R. M.; CANEDO-JÚNIOR, E. O.; SCHMIDT, F. A.; CUISSI, R. G.; RIBAS, C. R. Testing the effect of pitfall-trap installation on ant sampling. **Insectes Sociaux**, v. 64, n. 3, p. 445–451, 2017. doi: 10.1007/s00040-017-0558-7.

LASSAU, S. A.; HOCHULI, D. F. Effects of habitat complexity on ant assemblages. **Ecography**, v. 27, n. 2, p. 157–164, 2004. doi: 10.1111/j.0906-7590.2004.03675.x.

LAURANCE, W. F. **Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory** **Biological Conservation** Elsevier, , 1 jul. 2008. . doi: 10.1016/j.biocon.2008.05.011.

LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M.; DIDHAM, R. K.; STOUFFER, P. C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R. O.; LAURANCE, S. G.; SAMPAIO, E. **Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: A 22-year investigation** **Conservation Biology**, 2002. . doi: 10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x.

LAWTON, J. H.; BIGNELL, D. E.; BOLTON, B.; BLOEMERS, G. F.; EGGLETON, P.; HAMMOND, P. M.; HODDA, M.; HOLT, R. D.; LARSEN, T. B.; MAWDSLEY, N. A.; STORK, N. E.; SRIVASTAVA, D. S.; WATT, A. D. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. **Nature**, v. 391, n. 6662, p. 72–76, 1 jan. 1998. doi: 10.1038/34166.

LEAL, A. D. Composição e riqueza de formigas (hymenoptera: formicidae) em um fragmento de mata atlântica no estado da Paraíba, Brasil. p. 36, 2017.

LEAL, I. R. Diversidade de formigas em diferentes unidades de paisagem da caatinga. **Diversidade de Formigas**, n. January, p. 435–462, 2003.

LEAL, I. R.; FERREIRA, S. D. O.; FREITAS, a V. L. **Diversidade de formigas de solo em um gradiente sucessional de Mata Atlântica, ES, Brasil** **Biotemas**, 1993. .

LEAL, I. R.; FILGUEIRAS, B. K. C.; GOMES, J. P.; IANNUZZI, L.; ANDERSEN, A. N. Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, n. 7, p. 1687–1701, 2012a. doi: 10.1007/s10531-012-0271-9.

LEAL, I. R.; FILGUEIRAS, B. K. C.; GOMES, J. P.; IANNUZZI, L.; ANDERSEN, A. N.; LEAL, I. R.; FILGUEIRAS, B. K. C.; GOMES, J. P.; IANNUZZI, L.; ANDERSEN, A. N. Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic forest. **Biodivers Conserv**, v. 21, p. 1687–1701, 2012b. doi: 10.1007/s10531-012-0271-9. Acesso em: 10 jun. 2020.

LEPERS, E.; LAMBIN, E. F.; JANETOS, A. C.; DEFRIES, R.; ACHARD, F.; RAMANKUTTY, N.; SCHOLLES, R. J. A Synthesis of Information on Rapid Land-cover Change for the Period 1981–2000. **BioScience**, v. 55, n. 2, p. 115, 2005. doi: 10.1641/0006-3568(2005)055[0115:asoior]2.0.co;2.

LEWINSOHN, T. M.; FREITAS, A. V. L.; PRADO, P. I. Conservation of Terrestrial Invertebrates and Their Habitats in Brazil. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 640–645, 1 jun. 2005. doi: 10.1111/j.1523-1739.2005.00682.x. Acesso em: 12 jun. 2020.

- LONGINO, J. T.; CODDINGTON, J.; COLWELL, R. K. The ant fauna of a tropical rain forest: Estimating species richness three different ways. **Ecology**, v. 83, n. 3, p. 689–702, 2002. doi: 10.1890/0012-9658(2002)083[0689:TAF0AT]2.0.CO;2.
- LOUZADA, J. N. C.; SCHOEREDER, J. H.; DE MARCO, P. Litter decomposition in semideciduous forest and Eucalyptus spp. crop in Brazil: A comparison. **Forest Ecology and Management**, v. 94, n. 1–3, p. 31–36, 30 jun. 1997. doi: 10.1016/S0378-1127(96)03986-2.
- LUTINSKI, J. A.; BAUCKE, L.; FILTRO, M.; BUSATO, M. A.; KNAKIEWICZ, A. C.; GARCIA, F. R. M. Ant assemblage (Hymenoptera: Formicidae) in three wind farms in the State of Paraná, Brazil. **Braz. J. Biol**, v. 77, n. 1, p. 176–184, 2017. doi: 10.1590/1519-6984.14115. Acesso em: 10 jun. 2020.
- LUTINSKI, J. A.; ROBERTO, F.; GARCIA, M. Análise faunística de Formicidae (Hymenoptera: Apocrita) em ecossistema degradado no município de Chapecó, Santa Catarina. **Biotemas**, v. 18, n. 2, p. 73–86, 2005.
- MAJER, J. D. Ant recolonization of rehabilitated bauxite mines at Trombetas, Pará, Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 12, n. 2, p. 257–273, 1996. doi: 10.1017/S0266467400009445.
- MARINHO, C. G. S.; ZANETTI, R.; DELABIE, J. H. C.; SCHLINDWEIN, M. N.; RAMOS, L. D. S. Diversidade de formigas (hymenoptera: formicidae) da serapilheira em eucaliptais (myrtaceae) e área de cerrado de Minas Gerais. **Neotropical Entomology**, v. 31, n. 2, p. 187–195, 2002. doi: 10.1590/s1519-566x2002000200004.
- MARTINS, L.; ALMEIDA, F. S.; ANTÔNIO JOSÉ MAYHÉ-NUNES; VARGAS, A. 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, n. 2, p. 174–179, 2011. doi: Disponível on-line em <http://www.ufrgs.br/seerbio/ojs/index.php/rbb/article/view/1653>.
- MCCARY, M. A.; MINOR, E.; WISE, D. H. Covariation between local and landscape factors influences the structure of ground-active arthropod communities in fragmented metropolitan woodlands. **Landscape Ecology**, v. 33, n. 2, p. 225–239, 2018. doi: 10.1007/s10980-017-0593-9.
- MCGARIGAL, K. Fragstats. **Fragstats**, n. April, p. 1–182, 2015. doi: 10.1016/S0022-3913(12)00047-9.
- MCGLYNN, T. P.; FAWCETT, R. M.; CLARK, D. A. Litter biomass and nutrient determinants of ant density, nest size, and growth in a Costa Rican tropical wet forest. **Biotropica**, v. 41, n. 2, p. 234–240, 2009. doi: 10.1111/j.1744-7429.2008.00465.x.
- MILLER, L. J.; NEW, T. R. Mount Piper grasslands: pitfall trapping of ants and interpretation of habitat variability. **Memoirs of the Museum of Victoria**, v. 56, n. 2, p. 377–381, 1997. doi: 10.24199/j.mmv.1997.56.27. Acesso em: 11 jun. 2020.
- MILLIGAN, M. C.; JOHNSON, M. D.; GARFINKEL, M.; SMITH, C. J.; NJOROGE, P. Quantifying pest control services by birds and ants in Kenyan coffee farms. **Biological Conservation**, v. 194, p. 58–65, 2016. doi: 10.1016/j.biocon.2015.11.028.
- MOLEDO, J. C.; SAAD, A. R.; DALMAS, F. B.; ARRUDA, R. de O. M.; CASADO, F. Impactos ambientais relativos à silvicultura de eucalipto: Uma análise comparativa do

desenvolvimento e aplicação no plano de manejo florestal. **Geociencias**, v. 35, n. 4, p. 512–530, 2016.

MORAES, M. C. P. de; MELLO, K. de; TOPPA, R. H. Protected areas and agricultural expansion: Biodiversity conservation versus economic growth in the Southeast of Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 188, p. 73–84, 1 mar. 2017. doi: 10.1016/j.jenvman.2016.11.075.

MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. B. The Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 32, p. 786–792, 2000.

MYERS, N.; MITTERMELER, R. A.; MITTERMELER, C. G.; DA FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 24 fev. 2000. doi: 10.1038/35002501.

NEVES, D. M.; DEXTER, K. G.; PENNINGTON, R. T.; VALENTE, A. S. M.; BUENO, M. L.; EISENLOHR, P. V.; FONTES, M. A. L.; MIRANDA, P. L. S.; MOREIRA, S. N.; REZENDE, V. L.; SAITER, F. Z.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Dissecting a biodiversity hotspot: The importance of environmentally marginal habitats in the Atlantic Forest Domain of South America. **Diversity and Distributions**, v. 23, n. 8, p. 898–909, 2017. doi: 10.1111/ddi.12581.

PELEGRINI, M.; MACHADO, W. C. P.; BECEGATO, V. A. UMA VISÃO SOBRE A RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS: ZONAS RIPÁRIAS E ÁREAS MINERADAS. **Geoambiente On-line**, n. 9, p. 01-14 pág., 2007. doi: 10.5216/REV.GEOAMBIE.V0I9.25949.

PEREIRA, L. P. C.; ALMEIDA, F. S.; VARGAS, A. B.; ARAÚJO, M. S.; MAYHÉ-NUNES, A. J.; QUEIROZ, J. M. Seasonal analysis of taxonomic and functional diversity of poneromorph ant assemblages in the Amazon forest. **Sociobiology**, v. 63, n. 3, p. 941–949, 2016. doi: 10.13102/sociobiology.v63i3.1053.

PEREYRA, M.; POL, R. G.; GALETTO, L. Ant community patterns in highly fragmented Chaco forests of central Argentina. **Austral Ecology**, v. 44, n. 4, p. 668–679, 2019. doi: 10.1111/aec.12712.

PEROVIĆ, D.; GÁMEZ-VIRUÉS, S.; BÖRSCHIG, C.; KLEIN, A. M.; KRAUSS, J.; STECKEL, J.; ROTHENWÖHRER, C.; ERASMI, S.; TSCHARNTKE, T.; WESTPHAL, C. Configurational landscape heterogeneity shapes functional community composition of grassland butterflies. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, n. 2, p. 505–513, 2015. doi: 10.1111/1365-2664.12394.

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity: Back to basics and looking forward. **Ecology Letters**, v. 9, n. 6, p. 741–758, 2006. doi: 10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x.

PFEIFER, M.; LEFEBVRE, V.; GARDNER, T. A.; ARROYO-RODRIGUEZ, V.; BAETEN, L.; BANKS-LEITE, C.; BARLOW, J.; BETTS, M. G.; BRUNET, J.; CEREZO, A.; CISNEROS, L. M.; COLLARD, S.; D'CRUZE, N.; DA SILVA MOTTA, C.; DUGUAY, S.; EGGERMONT, H.; EIGENBROD, F.; HADLEY, A. S.; HANSON, T. R.; HAWES, J. E.; HEARTSILL SCALLEY, T.; KLINGBEIL, B. T.; KOLB, A.; KORMANN, U.; KUMAR, S.; LACHAT, T.; LAKEMAN FRASER, P.; LANTSCHNER, V.; LAURANCE, W. F.; LEAL, I. R.; LENS, L.; MARSH, C. J.; MEDINA-RANGEL, G. F.; MELLES, S.; MEZGER, D.; OLDEKOP, J. A.; OVERAL, W. L.; OWEN, C.; PERES, C. A.; PHALAN, B.; PIDGEON,

A. M.; PILIA, O.; POSSINGHAM, H. P.; POSSINGHAM, M. L.; RAHEEM, D. C.; RIBEIRO, D. B.; RIBEIRO NETO, J. D.; DOUGLAS ROBINSON, W.; ROBINSON, R.; RYTWINSKI, T.; SCHERBER, C.; SLADE, E. M.; SOMARRIBA, E.; STOUFFER, P. C.; STRUEBIG, M. J.; TYLIANAKIS, J. M.; TSCHARNTKE, T.; TYRE, A. J.; URBINA CARDONA, J. N.; VASCONCELOS, H. L.; WEARN, O.; WELLS, K.; WILLIG, M. R.; WOOD, E.; YOUNG, R. P.; BRADLEY, A. V.; EWERS, R. M. BIOFRAG - a new database for analyzing BIOdiversity responses to forest FRAGmentation. **Ecology and Evolution**, v. 4, n. 9, p. 1524–1537, 2014. doi: 10.1002/ece3.1036.

PHILPOTT, S. M.; ARENDT, W. J.; ARMBRECHT, I.; BICHIER, P.; DIESTCH, T. V.; GORDON, C.; GREENBERG, R.; PERFECTO, I.; REYNOSO-SANTOS, R.; SOTO-PINTO, L.; TEJEDA-CRUZ, C.; WILLIAMS-LINERA, G.; VALENZUELA, J.; ZOLOTOFF, J. M. Biodiversity loss in Latin American coffee landscapes: Review of the evidence on ants, birds, and trees. **Conservation Biology**, v. 22, n. 5, p. 1093–1105, 2008a. doi: 10.1111/j.1523-1739.2008.01029.x.

PHILPOTT, S. M.; ARENDT, W. J.; ARMBRECHT, I.; BICHIER, P.; DIESTCH, T. V.; GORDON, C.; GREENBERG, R.; PERFECTO, I.; REYNOSO-SANTOS, R.; SOTO-PINTO, L.; TEJEDA-CRUZ, C.; WILLIAMS-LINERA, G.; VALENZUELA, J.; ZOLOTOFF, J. M. **Biodiversity loss in Latin American coffee landscapes: Review of the evidence on ants, birds, and trees** *Conservation Biology* John Wiley & Sons, Ltd, , 1 out. 2008b. . doi: 10.1111/j.1523-1739.2008.01029.x.

PHILPOTT, S. M.; PERFECTO, I.; ARMBRECHT, I.; PARR, C. L. Ant diversity and Function in Disturbed and Changing Habitats. **Ant Ecology**, p. 137–156, 2010. doi: 10.1093/acprof:oso/9780199544639.003.0008.

PODGAISKI, L. R.; DE SOUZA MENDONÇA, M.; PILLAR, V. D. O uso de atributos funcionais de invertebrados terrestres na ecologia: O que, como e por quê? **Oecologia Australis**, v. 15, n. 4, p. 835–853, 2011. doi: 10.4257/oeco.2011.1504.05.

POORTER, L.; BONGERS, F.; AIDE, T. M.; ALMEYDA ZAMBRANO, A. M.; BALVANERA, P.; BECKNELL, J. M.; BOUKILI, V.; BRANCALION, P. H. S.; BROADBENT, E. N.; CHAZDON, R. L.; CRAVEN, D.; DE ALMEIDA-CORTEZ, J. S.; CABRAL, G. A. L.; DE JONG, B. H. J.; DENSLOW, J. S.; DENT, D. H.; DEWALT, S. J.; DUPUY, J. M.; DURÁN, S. M.; ESPÍRITO-SANTO, M. M.; FANDINO, M. C.; CÉSAR, R. G.; HALL, J. S.; HERNANDEZ-STEFANONI, J. L.; JAKOVAC, C. C.; JUNQUEIRA, A. B.; KENNARD, D.; LETCHER, S. G.; LICONA, J. C.; LOHBECK, M.; MARÍN-SPIOTTA, E.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; MASSOCA, P.; MEAVE, J. A.; MESQUITA, R.; MORA, F.; MUNÓZ, R.; MUSCARELLA, R.; NUNES, Y. R. F.; OCHOA-GAONA, S.; DE OLIVEIRA, A. A.; ORIHUELA-BELMONTE, E.; PENÃ-CLAROS, M.; PÉREZ-GARCÍA, E. A.; PIOTTO, D.; POWERS, J. S.; RODRÍGUEZ-VELÁZQUEZ, J.; ROMERO-PÉREZ, I. E.; RUÍZ, J.; SALDARRIAGA, J. G.; SANCHEZ-AZOFEIFA, A.; SCHWARTZ, N. B.; STEININGER, M. K.; SWENSON, N. G.; TOLEDO, M.; URIARTE, M.; VAN BREUGEL, M.; VAN DER WAL, H.; VELOSO, M. D. M.; VESTER, H. F. M.; VICENTINI, A.; VIEIRA, I. C. G.; BENTOS, T. V.; WILLIAMSON, G. B.; ROZENDAAL, D. M. A. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. **Nature**, v. 530, n. 7589, p. 211–214, 2016. doi: 10.1038/nature16512.

QUEIROZ, A. C. M.; RIBAS, C. R. A cobertura de dossel afeta negativamente a riqueza de formigas arborícolas em um hábitat tropical aberto. **Brazilian Journal of Biology**, v. 76, n. 4, p. 864–870, 2016. doi: 10.1590/1519-6984.02015.

QUEIROZ, A. C. M.; RIBAS, C. R.; FRANÇA, F. M. Microhabitat characteristics that regulate ant richness patterns: The importance of leaf litter for epigeic ants. **Sociobiology**, v. 60, n. 4, p. 367–373, 2013. doi: 10.13102/sociobiology.v60i4.367-373.

RABELLO, A. M.; QUEIROZ, A. C. M.; RIBAS, C. R.; LASMAR, C. J.; DOMINGOS, D. Q.; SILVA, E. A.; CANEDO-JÚNIOR, E. O.; SCHMIDT, F. A.; CUISSI, R. G.; SOLAR, R. R. C.; FEITOSA, R. M. **Cartilha para avaliação de impactos ambientais e reabilitação de áreas degradadas baseada em comunidade de formigas e suas interações com plantas.** [s.l.: s.n.]

REYES-LÓPEZ, J.; RUIZ, N.; FERNÁNDEZ-HAEGER, J. Community structure of ground-ants: The role of single trees in a Mediterranean pastureland. **Acta Oecologica**, v. 24, n. 4, p. 195–202, 2003. doi: 10.1016/S1146-609X(03)00086-9.

RIBAS, C. R.; CAMPOS, R. B. F.; SCHMIDT, F. A.; SOLAR, R. C. Formigas como indicadores no Brasil: A Review with sugestões para melhorar o uso de formigas em Monitoramento Ambiental Programas. v. 2012, 2012a.

RIBAS, C. R.; CAMPOS, R. B. F.; SCHMIDT, F. A.; SOLAR, R. R. C. Ants as indicators in Brazil: A review with suggestions to improve the use of ants in environmental monitoring programs. **Psyche**, v. 2012, 2012b. doi: 10.1155/2012/636749.

RIBAS, C. R.; SCHOEREDER, J. H.; PIC, M.; SOARES, S. M. Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. **Austral Ecology**, v. 28, n. 3, p. 305–314, 2003a. doi: 10.1046/j.1442-9993.2003.01290.x.

RIBAS, C. R.; SCHOEREDER, J. H.; PIC, M.; SOARES, S. M. Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. **Austral Ecology**, v. 28, n. 3, p. 305–314, 1 jun. 2003b. doi: 10.1046/j.1442-9993.2003.01290.x.

RIBAS, C.; SCHMIDT, F.; SOLAR, R.; SCHOEREDER, J.; VALENTIM, C.; SANCHES, A.; ENDRINGER, F.; HENRY ROLFS, P. **MESA REDONDA FORMIGAS PODEM SER UTILIZADAS COMO BIOINDICADORAS DE RECUPERAÇÃO APÓS IMPACTOS AMBIENTAIS?***. [s.l.: s.n.].

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009. doi: 10.1016/j.biocon.2009.02.021.

ROCHA-SANTOS, L.; BENCHIMOL, M.; MAYFIELD, M. M.; FARIA, D.; PESSOA, M. S.; TALORA, D. C.; MARIANO-NETO, E.; CAZETTA, E. Functional decay in tree community within tropical fragmented landscapes: Effects of landscape-scale forest cover. **PLoS ONE**, v. 12, n. 4, p. 1–18, 2017. doi: 10.1371/journal.pone.0175545.

ROCHA, W. de O.; DORVAL, A.; FILHO, O. P.; DOS ANJOS VAEZ, C.; RIBEIRO, E. S. Ants (Hymenoptera: Formicidae) as bioindicators of environmental degradation in poxoréu, Mato Grosso, Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 1, p. 88–98, 2015. doi: 10.1590/2179-8087.0049.

SANTOS, P. R.; PEREIRA, G.; FRANCIELLE, ; CARDOZO, S.; DE, R.; RAMOS, C.; BARBOSA, A.; FERREIRA, R.; FERNANDA, ; RESENDE, C. PUBLIC KNOWLEDGE PROJECT REVISTA DE GEOGRAFIA (RECIFE) ANÁLISE DAS QUEIMADAS NO

- CERRADO E SUA RELAÇÃO COM O NDVI PARA OS ANOS DE 2000 A 2014. v. 35, n. 2, 2018. . Acesso em: 12 jun. 2020.
- SCHMIDT, K.; CORBETTA, R.; DE; CAMARGO, A. J. A. Formigas (Hymenoptera: Formicidae) da Ilha João da Cunha, SC: composição e diversidade. **Biotemas**, v. 18, n. 1, p. 57–71, 2005.
- SCHMITZ, C.; KREIDENWEIS, U.; LOTZE-CAMPEN, H.; POPP, A.; KRAUSE, M.; DIETRICH, J. P.; MÜLLER, C. Agricultural trade and tropical deforestation: interactions and related policy options. **Regional Environmental Change**, v. 15, n. 8, p. 1757–1772, 2015. doi: 10.1007/s10113-014-0700-2.
- SIDDIG, A. A. H.; ELLISON, A. M.; OCHS, A.; VILLAR-LEEMAN, C.; LAU, M. K. How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in Ecological Indicators. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 223–230, 2016. doi: 10.1016/j.ecolind.2015.06.036.
- SILVA, A. K. AB’SÁBER, AZIZ NACIB. Os Domínios de Natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. Sao Paulo. **Revista de Geografia (UFPE)**, v. 29, n. 1, p. pág. 252-258, 2012.
- SILVESTRE, R. O Levantamento Da Fauna De Formigas Do Cerrado. **Tese**, 2000.
- SOLAR, R. R. de C.; BARLOW, J.; ANDERSEN, A. N.; SCHOEREDER, J. H.; BERENQUER, E.; FERREIRA, J. N.; GARDNER, T. A. Biodiversity consequences of land-use change and forest disturbance in the Amazon: A multi-scale assessment using ant communities. **Biological Conservation**, v. 197, p. 98–107, 2016. doi: 10.1016/j.biocon.2016.03.005.
- STRASSBURG, B. B. N.; BROOKS, T.; FELTRAN-BARBIERI, R.; IRIBARREM, A.; CROUZEILLES, R.; LOYOLA, R.; LATAWIEC, A. E.; OLIVEIRA FILHO, F. J. B.; DE SCARAMUZZA, C. A. M.; SCARANO, F. R.; SOARES-FILHO, B.; BALMFORD, A. **Moment of truth for the Cerrado hotspot** *Nature Ecology and Evolution* Nature Publishing Group, , 23 mar. 2017. . doi: 10.1038/s41559-017-0099.
- SUAREZ, A. V.; BOLGER, D. T.; CASE, T. J. Effects of fragmentation and invasion on native ant communities in coastal southern California. **Ecology**, v. 79, n. 6, p. 2041–2056, 1998. doi: 10.1890/0012-9658(1998)079[2041:EOFAIO]2.0.CO;2.
- TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; PERES, C. A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2328–2340, 2010. doi: 10.1016/j.biocon.2010.02.005.
- TOBY PENNINGTON, R.; PRADO, D. E.; PENDRY, C. A. Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation changes. **Journal of Biogeography**, v. 27, n. 2, p. 261–273, 1 mar. 2000. doi: 10.1046/j.1365-2699.2000.00397.x.
- VARGAS, A. B.; MAYHÉ-NUNES, A. J.; QUEIROZ, J. M.; SOUZA, G. O.; RAMOS, E. F. Efeitos de fatores ambientais sobre a mirmecofauna em comunidade de restinga no Rio de Janeiro, RJ. **Neotropical Entomology**, v. 36, n. 1, p. 28–37, 2007a. doi: 10.1590/S1519-566X2007000100004.
- VARGAS, A. B.; MAYHÉ-NUNES, A. J.; QUEIROZ, J. M.; SOUZA, G. O.; RAMOS, E. F.

Efeitos de fatores ambientais sobre a mirmecofauna em comunidade de restinga no Rio de Janeiro, RJ. **Neotropical Entomology**, v. 36, n. 1, p. 28–37, jan. 2007b. doi: 10.1590/S1519-566X2007000100004.

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. 3, p. 508–514, 2000. doi: 10.1046/j.1365-2664.2000.00512.x.

VASCONCELOS, H. L.; VILHENA, J. M. S.; MAGNUSSON, W. E.; ALBERNAZ, A. L. K. M. Long-term effects of forest fragmentation on Amazonian ant communities. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 8, p. 1348–1356, 2006. doi: 10.1111/j.1365-2699.2006.01516.x.

WILCOX, B. A.; MURPHY, D. D. Conservation Strategy : The Effects of Fragmentation on Extinction Author (s): Bruce A . Wilcox and Dennis D . Murphy Published by : The University of Chicago Press for The American Society of Naturalists Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/2461453>. **The American Naturalist**, v. 125, n. 6, p. 879–887, 1985.

WILSON, E. O.; HÖLLDOBLER, B. The rise of the ants: A phylogenetic and ecological explanation. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 102, n. 21, p. 7411–7414, 2005. doi: 10.1073/pnas.0502264102.

WILSON, E. O.; WARD, P. S.; FISHER, B. L.; TAYLOR, R. W.; WEISER, M. D.; SANDERS, N. J.; DUNN, R. R.; GUE, B.; ALONSO, L. E.; SCHULTZ, T. R.; PARR, C. L.; GIBB, H.; ROBSON, S. **Ant ecology**. [s.l: s.n.]

WINK, C.; GUEDES, J. V. C.; FAGUNDES, C. K.; ROVEDDER, A. P. INSETOS EDÁFICOS COMO INDICADORES DA QUALIDADE AMBIENTAL SOILBORNE INSECTS AS INDICATORS OF ENVIRONMENTAL QUALITY Charlotte Wink 1 , Jerson Vanderlei Carus Guedes 2 , Camila Kurzmann Fagundes 3 , Ana Paula Rovedder 4. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 4, n. 1, p. 60–71, 2005.

ZHANG, C.; FU, S. Allelopathic effects of eucalyptus and the establishment of mixed stands of eucalyptus and native species. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 7, p. 1391–1396, 15 set. 2009. doi: 10.1016/j.foreco.2009.06.045.

ANEXOS

Tabela 1. Espécies de formigas presentes nos ambientes de Floresta Nativa e Eucalipto por estratos e guildas.

Espécie	Estrato Epigéico	Estrato Arbóreo	Ambiente	Hábito alimentar
<i>Acanthoponera mucronata</i>	F		F	Predador
<i>Acromyrmex aspersus</i>	E/F	E/F	F/E	Cultivadora de fungo
<i>Acromyrmex balzani</i>	E		E	Cultivadora de fungo
<i>Acromyrmex rugosus</i>	E/F	E	F/E	Cultivadora de fungo
<i>Acromyrmex subterraneus brunneus</i>	F		F	Cultivadora de fungo
<i>Acromyrmex subterraneus molestans</i>	E/F		F/E	Cultivadora de fungo
<i>Apterostigma grupo auriculatum</i> sp.1	F		F	Cultivadora de fungo
<i>Atta sexdens</i>	E/F	E	F/E	Cultivadora de fungo
<i>Brachymyrmex admotus</i>	E/F	E/F	F/E	Predador
<i>Brachymyrmex australis</i>	E/F	F	F/E	Onívora
<i>Brachymyrmex pictus</i>	E/F		F/E	Onívora
<i>Camponotus atriceps</i>	F		F	Onívora
<i>Camponotus blandus</i>	E/F	E/F	F/E	Onívora
<i>Camponotus cingulatus</i>	E/F	F	F/E	Onívora
<i>Camponotus crassus</i>	E/F	E/F	F/E	Onívora
<i>Camponotus fastigatus</i>	E	E/F	E	Onívora
<i>Camponotus lespeyii</i>	E/F	E/F	F/E	Onívora
<i>Camponotus melanoticus</i>	E/F	E/F	F/E	Onívora
<i>Camponotus novogranadensis</i>		E	E	Onívora
<i>Camponotus renggeri</i>		F	F	Onívora
<i>Camponotus rufipes</i>	E/F	E/F	F/E	Onívora
<i>Camponotus sericeiventris</i>	F		F	Onívora
<i>Camponotus vittatus</i>	E/F	E	F/E	Onívora
<i>Camponotus (Myrmaphaenus)</i> sp.3	F	E	F/E	Onívora
<i>Camponotus(Myrmobrachys)</i> sp.1	E		E	Onívora
<i>Camponotus(Tanaemyrmex)</i> sp.2	E/F	E/F	F/E	Onívora
<i>Cephalotes pusillus</i>	E/F	E/F	F	Onívora
<i>Crematogaster acuta</i>	F		F	Generalista
<i>Crematogaster curvispinosa</i>	F	F	F	Generalista
<i>Crematogaster erecta</i>		F	F	Generalista

<i>Crematogaster evallans</i>	F		F	Generalista
<i>Crematogaster victima</i>	E	E/F	F/E	Generalista
<i>Cyphomyrmex</i> sp1	F		F	Cultivadora de fungo
<i>Cyphomyrmex transversus</i>	E		F/E	Cultivadora de fungo
<i>Eciton rapax</i>	E		E	Predador
<i>Ectatomma brunneum</i>	E/F	E	F/E	Predador
<i>Ectatomma edentatum</i>	E/F	E	E	Predador
<i>Gnamptogenys acuminata</i>	F	F	F	Generalista/Predador
<i>Gnamptogenys reichenspergeri</i>	F		F	Generalista/Predador
<i>Gnamptogenys striatula</i>	E/F	F	F/E	Generalista/Predador
<i>Heteroponera dentinodis</i>	F		F	Predador
<i>Hylomyrma reitteri</i>	F		F	Predadora
<i>Hypoponera</i> sp1	E/F		F/E	Generalista
<i>Hypoponera</i> sp2	F	F	F	Generalista
<i>Hypoponera</i> sp3	F		F	Generalista
<i>Hypoponera</i> sp4		F	F	Generalista
<i>Labidus coecus</i>	F		F	Predador
<i>Labidus predator</i>	E	E	F	Predador
<i>Linepithema cerradense</i>	E/F	F		Generalista
<i>Linepithema micans</i>	E/F	E/F	E	Generalista
<i>Mycetomoellerius</i> sp1	F	E	F/E	Cultivadora de fungo
<i>Mycetomoellerius</i> sp2	F	E	F/E	Cultivadora de fungo
<i>Mycetophylax olitor</i>	F		F	Cultivadora de fungo
<i>Myrmelachista</i> sp1	E/F	F	F/E	Onívora
<i>Neoponera crenata</i>	F	F	F	Predador
<i>Neoponera rogeli</i>	F		F	Predador
<i>Neoponera verенаe</i>	E/F		F/E	Predador
<i>Nylanderia f.</i> sp1	E/F		F/E	Generalista
<i>Odontomachus chelifer</i>	E/F		F	Predador
<i>Odontomachus meinert</i>	E/F	E	F	Predador
<i>Pachycondyla harpax</i>	F		F	Predador
<i>Pachycondyla striata</i>	E/F	E/F	F/E	Predador
<i>Pheidole diligens</i>	E/F	E	F/E	Onívora
<i>Pheidole fallax</i>	E/F	E/F	F/E	Onívora
<i>Pheidole fimbriata</i>	E/F	E	F/E	Onívora
<i>Pheidole geraesensis</i>	F		F	Onívora

<i>Pheidole gertrudae</i>	F		F	Onívora
<i>Pheidole gigas</i>	E/F	E/F	F/E	Onívora
<i>Pheidole obscurithorax</i>	E/F		F/E	Onívora
<i>Pheidole prox logiseta</i>	E/F	E/F	F/E	Onívora
<i>Pheidole radoszkowskii</i>	E/F	E/F	F/E	Onívora
<i>Pheidole rufipilis</i>	F		F	Onívora
<i>Pheidole transversostriata</i>	E/F	E/F	F/E	Onívora
<i>Pheidole triconstricta</i>	E/F		E	Onívora
<i>Pheidole tristes</i>	E/F	F	F/E	Onívora
<i>Procryptocerus</i> sp1	F		F	Onívora
<i>Pseudomyrmex gracilis</i>		E/F	F/E	Generalista
<i>Pseudomyrmex pallidus</i>	F		F	Generalista
<i>Pseudomyrmex phyllophillus</i>	E/F	E	F/E	Generalista
<i>Pseudomyrmex termitarius</i>	E		E	Generalista
<i>Solenopsis saevissima</i>	E	F	E	Onívora
<i>Solenopsis</i> sp1	E/F	E/F	F/E	Onívora
<i>Solenopsis</i> sp2	E/F	E/F	F/E	Onívora
<i>Solenopsis</i> sp3	E/F	F	F/E	Onívora
<i>Strumigenys denticulata</i>	E	E	F	Predadora
<i>Tapinoma melanocephalum</i>		F	F	Onívora
<i>Tapinoma</i> sp1	E		E	Onívora
<i>Wasmannia auropunctata</i>	E/F		F/E	Onívora
<i>Wasmannia rochai</i>	E/F	E	F/E	Onívora

Fonte: Do Autor (2020).

Tabela 4. Relação entre a proporção das variáveis locais e da paisagem e a riqueza de espécies de formigas (GLM).

Variáveis	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev
SUT ¹	1	3.6079	1035	1871,8
AGRICULTURA	1	7.515	1034	1864,3
SOLO_EXPOSTO	1	1.424	1033	1862,9
NATIVA	1	0.332	1032	1862,6
EUCALIPTO	1	13.846	1031	1848,7
AGUA	1	6.587	1030	1842,1
PASTAGEM	1	0.115	1029	1842
BUFFERS ²	5	2.432	1024	1839,6

CONSTRUÇOES	1	7.567	1023	1832
MISCELANEA	1	4.390	1022	1827,6
PESO_S	1	2.273	1021	1825,4
A_DOSSEL	1	1.168	1020	1824,2
FOLHAS	1	17.502	1019	1806,7
MADEIRA	1	18.978	1018	1787,7

Fonte: Do Autor (2020).

¹ Sistemas de uso da terra que compõem o fragmento: Floresta nativa e Eucalipto.

² Variação entre os diferentes tamanhos de buffers

Tabela 5. Relação entre a proporção das variáveis locais e da paisagem e a riqueza de espécies de formigas (GLM).

Variáveis	t value	Pr(> t)
SUTfloresta ¹	1.79	0.07378
AGRICULTURA	1.402	0.16108
SOLO_EXPOSTO	-0.84	0.40128
NATIVA	0.455	0.64922
EUCALIPTO	0.218	0.82709
AGUA	-2.354	0.01875
PASTAGEM	0.589	0.55616
BUFFERSB3	-0.074	0.94090
BUFFERSB4	-0.876	0.38138
BUFFERSB5	-0.879	0.37975
BUFFERSB6	-0.905	0.36551
BUFFERSB7	-1.003	0.31591
CONSTRUÇOES	1.464	0.14347
MISCELANEA	3.820	0.00014
PESO_S	-3.723	0.00020
A_DOSSEL	1.588	0.11270
FOLHAS	4.528	6.66e-06
RESTOS	3.588	0.00034

Fonte: Do Autor (2020).

¹ Sistema de uso da terra que compõem o fragmento: Floresta nativa.