

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E MANEJO DE RECURSOS  
NATURAIS

COMO A COBERTURA FLORESTAL INFLUENCIA AS ASSEMBLEIAS  
DE FORMIGAS EM ESCALA DE PAISAGEM?

MARÍLIA MARIA SILVA DA COSTA

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

RIO BRANCO-AC, BRASIL

JULHO DE 2018

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E MANEJO DE RECURSOS  
NATURAIS

COMO A COBERTURA FLORESTAL INFLUENCIA AS ASSEMBLEIAS  
DE FORMIGAS EM ESCALA DE PAISAGEM?

MARÍLIA MARIA SILVA DA COSTA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais da Universidade Federal do Acre como requisito parcial à obtenção do título de Mestre.  
Orientador: Prof. Dr. Fernando Augusto Schmidt

RIO BRANCO-AC, BRASIL

JULHO DE 2018

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E MANEJO DE RECURSOS

COMO A COBERTURA FLORESTAL INFLUENCIA AS ASSEMBLEIAS DE  
FORMIGAS EM ESCALA DE PAISAGEM?

**MARÍLIA MARIA SILVA DA COSTA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais da Universidade Federal do Acre como requisito parcial à obtenção do título de Mestre.

Aprovada em 06 de julho de 2018 pela banca examinadora:



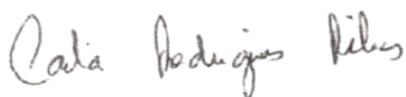
---

Dr. Fernando Augusto Schmidt  
Universidade Federal do Acre, Professor, Centro de Ciências Biológicas e da Natureza  
Orientador



---

Dr. Elder Ferreira Morato  
Universidade Federal do Acre, Professor, Centro de Ciências Biológicas e da Natureza  
Examinador interno



---

Dra. Carla Rodrigues Ribas  
Universidade Federal de Lavras, Professor  
Examinador externo

---

Dr. Fabrício Beggiato Baccaro  
Universidade Federal do Amazonas, Professor  
Examinador suplente

RIO BRANCO-AC, BRASIL  
JULHO DE 2018

C837c Costa, Marília Maria Silva da, 1992 -  
Como a cobertura florestal influencia as assembleias de formigas em  
escala de paisagem / Marília Maria Silva da Costa; orientador: Fernando  
Augusto Schmidt. – 2018.  
51 f. : il. ; 30 cm.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Acre, Programa de  
Pós-Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais. Rio  
Branco, 2018.

Inclui referências bibliográficas e apêndice.

1. Ecologia e Manejo de Recursos Naturais – Dissertação. 2.  
Formigas. 3. Biodiversidade. I. Schmidt, Fernando Augusto  
(orientador). II. Título.

CDD: 574.501

---

Bibliotecária: Alanna Santos Figueiredo CRB-11º/ 1003.

#### REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

COSTA, M. M. S. (2018). Como a cobertura florestal influencia as assembleias de formigas em escala de paisagem? Dissertação de Mestrado em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais, Universidade Federal do Acre, Rio Branco-AC, 51 p.

#### CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Marília Maria Silva da Costa

TÍTULO: Como a cobertura florestal influencia as assembleias de formigas em escala de paisagem?

GRAU: Mestre

Concedo à Universidade Federal do Acre-UFAC permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestá-las somente para propósitos acadêmicos e científicos. Reservo outros direitos de publicação, de forma que nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem minha autorização por escrito.



Marília Maria Silva da Costa

Endereço eletrônico: mariliamcostta@gmail.com

*“Eita pau pereira, que princesa já roncou  
Eita Paraíba, muié macho sim sinhô...”*

*Luiz Gonzaga*

*À mainha, por todo incentivo e apoio  
incondicional.*

## **AGRADECIMENTOS**

À Professora Sabina Cerruto Ribeiro pela inclusão do meu projeto de mestrado ao projeto “Capacity Building for Participatory Monitoring of Changing Forests in Sustainable Use Areas of the Southwestern Brazilian Amazon”, o qual viabilizou recursos financeiros para a execução das coletas. O projeto é coordenado pela Professora Sabina Ribeiro, aprovado pela chamada PEER (Partnerships for Enhanced Engagement in Research) Cycle 4, grant nº461 e financiado pela USAID (United States Agency for International Development) e pela NAS (National Academy of Science).

À CAPES pela concessão da bolsa, pois sem ela seria impossível a realização do mestrado e da pesquisa.

À Universidade Federal do Acre, ao Programa de Pós- graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais e à Coordenação do curso pela atenção prestada. Mirza e Fernanda por nos atenderem sempre com um sorriso no rosto e sempre tentar nos ajudar.

À turma do PPGEMRN 2016 pelas amizades conquistadas e por poder dividir com vocês aflições e ensinamentos.

Aos professores que contribuíram para minha formação durante esses dois anos.

Todos que contribuíram diretamente ou indiretamente para minhas coletas, o meu maior desafio durante o mestrado. Ao Richarilly por me orientar de tudo, me ajudar nos primeiros preparativos para o campo e estar sempre disposto a tirar qualquer dúvida. Mesaque e Wendel por cada brincadeira que fizeram meus dias passarem um pouco, mas só um pouquinho, mais rápido. Fabiane e Neiry por todo zelo durante o tempo das minhas coletas, por me ouvir e me confortar quando o medo aparecia. Todos da comunidade Divisão, meu muito obrigada pelas brincadeiras e ensinamentos compartilhados.

Júnior e Leidy, alunos do Instituto Federal do Acre, que voluntariamente dividiram sábados na ajuda com a montagem das formigas.

Ao FeitosaLab, colônia linda e disposta a interações intraespecíficas totalmente harmônicas. Foi um prazer conhecer novas pessoas e rever os colegas. Obrigada pelas identificações das formigas e por toda receptividade; estendo esse agradecimento ao John Lattke e Mayron Escárraga. Um agradecimento especial ao Alê que me proporcionou forrageamento, nidificação, feromônios de conhecimento e muito carinho em toda minha estadia em Curitiba, além disso, me apresentou pessoas lindas que me fizeram querer voltar

logo, logo. Obrigada cheio de carinho ao Rodrigo Feitosa, por todo carinho e receptividade de sempre.

Todas as meninas do Grupo de estudos ChiroXingu por me receberem com muito carinho em Altamira. Um agradecimento especial para Leandra Palheta pelo cuidado, atenção e café. Ao Dr. Estranho, obrigada pela ajuda e disponibilidade em me ajudar e ainda consegui mais uma para Team of Ants, chega mais Keila!

Ao AntMor pela receptividade em Belém, em nome do Rogério Rosa, por conhecer o trabalho de vocês e pelos valiosos comentários sobre a minha pesquisa. Lívia e Rony pela doação de material para coleção do Laboratório de Insetos da UFAC.

Aos amigos que me incentivaram/incentivam Gordo Silva, Samara Souza, Maria Júlia, Caroline Dias, Rafinha, Mariana Targino, Heleilton, Paula, Rafaela, Paulo, Raylane, Samara Thayene, Pedro Lucas, Laysla, Juliana Moraes, Sylvia, Isla, Débora Layana, Gabriela Ângelo, Ícaro Raoni, Elaine Folly, Jamaica, Janderson, Hugo Rafael, Rafaela Cândido e Thalita Moura, sou grata por cada palavra de carinho.

Caroline Dias, Ícaro Roani, Paula Virgínia, Rafaela Coutinho, Rafinha e Renata Beatriz por atenderem meus pedidos cheios de saudade e mandarem sempre pippo's e cachaça paraibana (principalmente), conseguiram suprir um pouco da saudade de casa e alegrar meus dias.

Ao Arleu Viana Júnior pela amizade e companheirismo. Obrigada pela ajuda e disponibilidade de sempre.

Aos amigos acreanos que tornaram meus dias mais leves e com muita alegria. Obrigada por compartilharem comigo momentos de descontração e apoio tão importantes nesse período. Diego Guimarães, David Guimarães, Keila, Ketlen, Rair, Juliane e Luiz Borges, gratidão pelos momentos que passamos juntos. Mariana Dantas, obrigada por tua amizade e pelo abrigo nos meus últimos meses em Rio Branco. Espero todos na Paraíba, hein?

As pessoas que dividiram casa comigo durante esses dois anos de aventura, Guilherme, Raniery, Dayane e Jéssica, obrigada pela convivência e alegrias que me proporcionaram.

À casa da maldade 1.0 e 2.0, Isabelle, Mariáh, Márcio Moraes, Joudellys e Vivian. Que venham os próximos simpósios de mirmecologia!

À Lyntnelly e Keila Alves por me fazerem aprender coisas novas e repassar para vocês. Obrigada por confiarem em mim para suas primeiras descobertas mirmecológicas e pelo carinho.

Ao professor Elder Morato, pela disponibilidade em resolver nossas dúvidas, pelas reuniões, pelos ensinamentos compartilhados em campos e por estar sempre disposto a ajudar. Obrigada também por lembrar que sempre existem momentos de poesia.

Ao Henrique Mews, que além de professor se tornou meu amigo. Fico grata por cada vez que ouviu meus dramas, desesperos e choros também, mas principalmente por me acalmar em cada crise dessa. Agradeço por cada palavra dita, pelos ensinamentos e até pelas dúvidas tiradas no meio do corredor (segundo você, meu lugar favorito).

A REDE de Biodiversidade de insetos da Amazônia, pelo suporte com material laboratorial.

À Bruna Bitencourt, como teria sido mais difícil sem sua ajuda amiga! Obrigada por me receber na sua casa, por me fazer sentir tão acolhida desde minha chegada ao Acre e saber que posso contar com você para tudo. Estendo esse agradecimento à Ana Cláudia.

À Natália Medeiros e a Yara, minhas mães acreanas. Obrigada pelos puxões de orelha, mas também por serem um porto seguro quando precisei; por me ensinarem que a vida não é fácil, mas que com pessoas certas ao nosso redor tudo fica mais leve.

Brisa Lunar e Rony Peterson, palavras nunca serão suficientes para que possa agradecer vocês, meus amigos. Obrigada por acreditarem em mim quando eu quis começar tudo isso, obrigada por ter me dito SIM, obrigada por essa amizade linda que existe entre nós, pelo incentivo e por todo amor.

Ao meu orientador, coronel Fefo (Fernando Schmidt), por toda dedicação ministrada a este trabalho. Agradeço pela oportunidade de me fazer conhecer a Amazônia de uma maneira diferente, por me mostrar que desafios estão aí pra serem vencidos todos os dias e os conhecimentos para serem compartilhados. Obrigada pela excelente orientação, paciência e incentivo diário. Saiba que te admiro muito e sim, vou sentir saudades até do “café medonho”.

Ao formigueiro do Fefo, que me recebeu de maneira ímpar desde o primeiro dia. Obrigada por preencher o espaço de tempo entre os campos e prazos apertados, com muita cooperação, amor, empatia e café. Matheus, Fabhy, Andressa, Sarah, Wil e Alexandra, um agradecimento especial por aguentarem meus choros, meus desesperos e principalmente estarem comigo até nos domingos, sem vocês eu não teria conseguido. Minha gratidão a vocês não cabe somente em palavras, vou sentir saudade!

À Luane Fontenele, a melhor irmã de colônia que eu poderia ter tido. Obrigada pela amizade e por essa parceria de sempre. Você é um presente especial que a vida me deu, cada momento que dividimos juntas me fez crescer e perceber que tua ajuda foi fundamental nessa

fase da minha vida. Obrigada pela paciência, pelos risos (de desespero, claro), pelo incentivo e por me encorajar até quando duvidei de mim mesma. Obrigada por tá aqui comigo.

Aos tios, tias, primas, primos e à minha avó (te amo coroa), que me ajudaram sempre que precisei, principalmente quando a grana faltava e vocês sempre davam um jeitinho.

Aos meus pais e meus irmãos, quantas vezes a saudade apertava e a vontade era tá com vocês. Obrigada por todo amor que me fez superar cada dia de ansiedade e vontade de chorar no colo de mainha. O amor de vocês foi meu alicerce, o que me trouxe até aqui. Amo vocês!

Ao Acre, Rio Branco, Amazônia Brasileira, por me dar o prazer de desfrutar de tanta beleza e me proporcionar muitas estórias (principalmente as de seringueiro) pra contar.

As formigas, que mudaram minha vida e me deixam cada dia mais apaixonada por elas. Vocês são fantásticas!

## SUMÁRIO

Resumo .....	1
Abstract.....	2
1. INTRODUÇÃO .....	3
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	5
2.1. Área de estudo .....	5
2.2. Definição da escala de paisagem .....	6
2.3. Delineamento amostral .....	6
2.4. Métricas da paisagem.....	8
2.5. Formigas.....	11
2.6. Análises estatísticas.....	13
3. RESULTADOS .....	14
3.1. Fauna de formigas.....	14
3.2. Diversidade de espécies de formigas, cobertura florestal e heterogeneidade ambiental .....	21
3.3. Grupos funcionais de formigas e cobertura florestal.....	23
4. DISCUSSÃO .....	24
4.1. Fauna de formigas.....	24
4.2. Diversidade de espécies de formigas, Cobertura florestal e Heterogeneidade ambiental .....	25
4.3. Resposta dos grupos funcionais à cobertura florestal .....	27
5. CONCLUSÃO.....	28
6. REFERÊNCIAS .....	30
7. APÊNDICES .....	40
<i>Apêndice I- Informações e normas para publicação do periódico científico escolhido para submissão do artigo proveniente desta dissertação.</i> .....	40

# COMO A COBERTURA FLORESTAL INFLUENCIA AS ASSEMBLEIAS DE FORMIGAS EM ESCALA DE PAISAGEM?

Marília Maria Silva da Costa<sup>1,3</sup> e Fernando Augusto Schmidt<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais, Universidade Federal do Acre (UFAC), Caixa postal 500, 69920-900, Rio Branco, AC, Brasil

<sup>2</sup>Centro de Ciências Biológicas e da Natureza, UFAC, Caixa postal 500, 69920-900, Rio Branco, AC, Brasil

<sup>3</sup>Autor para correspondência: mariliamcostta@gmail.com

\*Conforme normas do periódico Science of the Total Environment (Apêndice 1)

## Resumo

As florestas tropicais estão sujeitas a alteração de suas paisagens, seja pelo desmatamento ou por sistemas de conversão do uso do solo. Embora vários estudos relatem que a cobertura florestal influencia de forma positiva a diversidade de espécies, ainda não é claro qual fator é o impulsionador deste padrão. Assim, nosso trabalho visou entender i) por que paisagens com maior cobertura florestal possuem uma maior diversidade de formigas? e ii) como distintos grupos funcionais de formigas respondem ao aumento da cobertura florestal em escala de paisagem? Demarcamos 12 paisagens circulares com raio de 500 m e espaçadas 5 km entre si ao longo da estrada de acesso ao interior da RESEX Chico Mendes em Assis Brasil – AC, compreendendo um gradiente de cobertura florestal. Verificamos que a relação entre a cobertura florestal e diversidade de espécies é intercedida pela heterogeneidade ambiental, mostrando que quanto maior for a heterogeneidade ambiental da paisagem maior será a diversidade ( $\alpha$ ,  $\beta$  e  $\gamma$ ) de espécies de formigas. Além disso, vimos que o percentual de cobertura florestal disponível em paisagens com influência antrópica é percebido de forma diferente pelos grupos funcionais de formigas. De forma geral, nossos resultados apoiam o crescente corpo de evidências de que a redução de habitat é um fator-chave para a perda de biodiversidade e homogeneização biótica. Destacamos que a diversidade de formigas está assegurada em paisagens que possuem maior cobertura florestal devido ao fato de oportunizar uma maior heterogeneidade ambiental. Portanto, em paisagens sob influência antrópica, devem ser dedicados esforços para a conservação de áreas de habitat nativo afim de garantir uma maior biodiversidade e atenuar o processo de homogeneização biótica.

**Palavras-chave:** Biodiversidade, Formicidae, grupos funcionais, heterogeneidade ambiental, homogeneização biótica, perda de habitat.

**Abstract****HOW DOES FOREST COVER INFLUENCE ANT ASSEMBLAGES ON A LANDSCAPE SCALE?**

Tropical forests are subject to change in their landscapes, either by deforestation or by land use conversion systems. Although several studies report that forest cover positively influences species diversity, it is still unclear which factor is the driver of this pattern. Thus, our work aimed to understand i) why landscapes with greater forest cover have a greater diversity of ants? and (ii) how do distinct ant functional groups respond to increased forest cover on a landscape scale? We demarcated 12 circular landscapes with radius of 500 m and spaced 5 km apart along the interior access road of the Chico Mendes RESEX in Assis Brasil - AC, comprising a forest cover gradient. We verified that the relationship between forest cover and species diversity is interceded by environmental heterogeneity, showing that the greater the environmental heterogeneity of the landscape the greater the diversity ( $\alpha$ ,  $\beta$  and  $\gamma$ ) of ants species. In addition, we have seen that the percentage of forest cover available in landscapes with anthropic influence is perceived differently by the functional groups of ants. Overall, our results support the growing body of evidence that habitat reduction is a key factor for biodiversity loss and biotic homogenization. We emphasize that the diversity of ants is assured in landscapes that have a greater forest cover due to the fact that it offers greater environmental heterogeneity. Therefore, in landscapes under anthropic influence, efforts should be devoted to the conservation of native habitat areas in order to ensure greater biodiversity and to mitigate the process of biotic homogenization.

**Key words:** Biodiversity, biotic homogenization, environmental heterogeneity, Formicidae, functional groups, habitat loss.

## 1. INTRODUÇÃO

Vastas áreas de florestas tropicais têm sido desmatadas e convertidas em paisagens intensamente fragmentadas e simplificadas (Cumming, 2007), o que proporciona a diminuição da vegetação nativa (Oliver et al., 2016), afetando de forma negativa a biodiversidade (Tscharntke et al., 2012). Esse efeito negativo na biodiversidade tem se manifestado através do processo de homogeneização biótica, que contempla a perda de espécies, introdução de espécies invasoras e mudança na distribuição e abundância das espécies nativas (Olden & Rooney, 2006; Solar et al., 2015). 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; Silva et al., 2018).

Entretanto, é praticamente impossível acompanhar a resposta de toda a biodiversidade às alterações promovidas pelas atividades humanas, assim tem se recorrido ao uso de bioindicadores, organismos que apresentam alta diversidade, ampla distribuição, estão envolvidos em funções ecossistêmicas-chave e respondem de maneira rápida e previsível às alterações ambientais e ecológicas (McGeoch, 1998). As formigas, por representarem uma biomassa quatro vezes maior que a de vertebrados (Wilson & Holldobler, 2005), serem responsáveis por 52% da redistribuição de nutrientes nas florestas tropicais (Griffiths et al., 2018) e estarem envolvidas em diversas outras funções ecossistêmicas (predação, herbivoria, dispersão de sementes, associações mutualísticas com outros organismos) (Lach et al., 2010) têm sido utilizadas como eficientes organismos bioindicadores de impactos antrópicos, bem como da recuperação a estes (Andersen & Majer, 2004; Philpott et al., 2010) em diferentes escalas espaciais (e.g., 1 m<sup>2</sup> a 50 km<sup>2</sup>) (Paolucci et al., 2012; Solar et al., 2016).

Dessa forma, paisagens homogêneas dominadas por áreas agrícolas e de pastagens abrigam menor diversidade de formigas e apresentam uma fauna composta por grupo espécies de hábitos generalista (Sobrinho & Schoereder, 2007). Por outro lado, quanto maior for a proporção de cobertura florestal em nível de paisagem, maior é a diversidade de espécies de formigas (Solar et al., 2016). Entretanto, pouco se sabe a respeito do fator responsável pelo incremento da diversidade de espécies de formigas proporcionado pelo aumento da cobertura florestal em nível de paisagem, bem como da resposta de diferentes grupos funcionais de espécies de formigas. O preenchimento dessas lacunas é desejável para

um uso mais eficiente e previsível de assembleias de formigas como bioindicadoras do estado de conservação da biodiversidade em escala de paisagem.

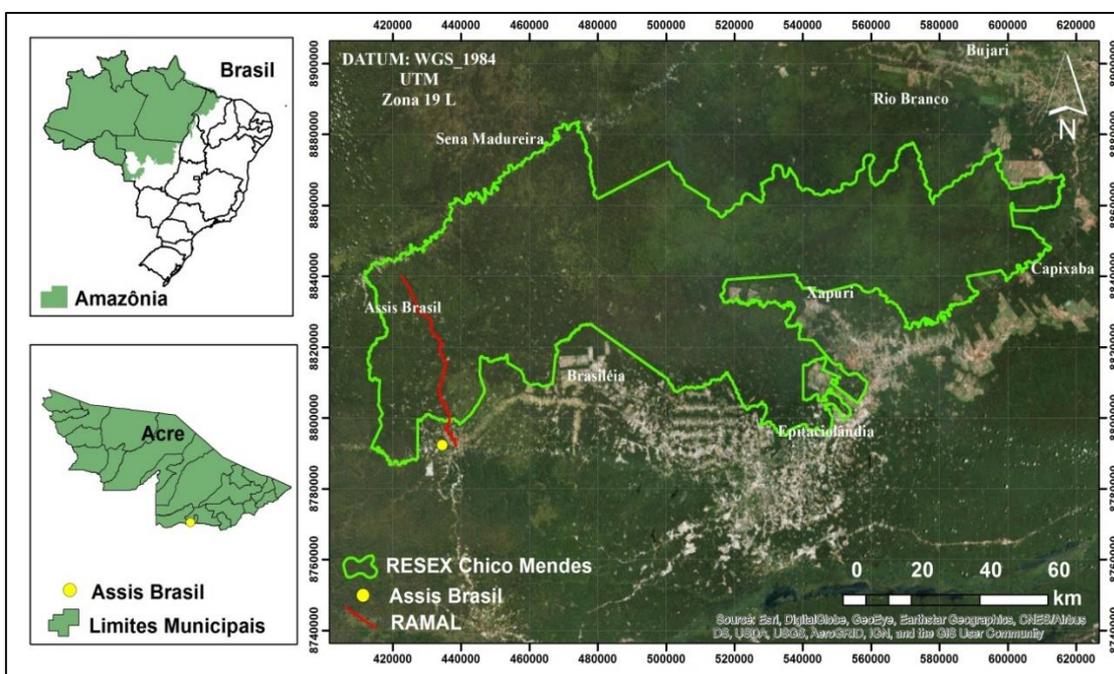
Na Amazônia brasileira a paisagem está em constante mudança, pois sistemas de conversão do uso do solo, abandono de áreas previamente utilizadas para agricultura e pastagens (Nagendra et al., 2004) e a própria restauração florestal alteram radicalmente as condições abióticas e a disponibilidade de recursos (Carvalho et al., 2017). Assim, no estado do Acre, no sudoeste da Amazônia brasileira, embora a cobertura vegetal permaneça bem conservada devido a um sistema integrado de Unidades de Conservação (UC's) e terras indígenas, nos últimos dez anos mudanças socioeconômicas têm promovido um expressivo processo de fragmentação e conversão do uso do solo, principalmente na região leste do estado, fazendo com que 13% da área total do estado não possua mais a sua cobertura florestal original (Acre, 2010). No entanto, há uma escassez de estudos a respeito do efeito destas alterações, em nível de paisagem, à biodiversidade (Storck-Tonon et al., 2013).

Desenvolvemos um estudo sobre assembleias de formigas ao longo de um gradiente de cobertura florestal em escala de paisagem na região leste do estado do Acre com o propósito de responder as seguintes perguntas: i) Por que paisagens com maior cobertura florestal possuem uma maior diversidade de formigas? Nossa hipótese é que o aumento da proporção de floresta na paisagem promova uma maior heterogeneidade ambiental, e esta, por sua vez, possibilite uma maior diversidade de espécies pelo fato da heterogeneidade ambiental ser reportada por explicar padrões de distribuição e diversidade de espécies (Stein et al., 2014). Neste sentido, a heterogeneidade ambiental promova um aumento da diversidade de espécies de formigas por ofertar maior variedade de recursos, o que proporciona oportunidades de nichos e conseqüentemente favorece a coexistência de espécies (Ribas et al., 2003; Lundholm, 2009; Pacheco & Vasconcelos, 2012); ii) Como diferentes grupos funcionais de espécies de formigas respondem ao aumento da cobertura florestal em escala de paisagem? Nossa hipótese é que diferentes grupos respondem de maneira distinta ao aumento da proporção da cobertura florestal, pois as espécies de formigas possuem diferentes hábitos de nidificação e forrageio e conseqüentemente diferentes níveis de tolerância as variações de recursos, condições e perturbações antrópicas (Leal et al., 2012; Baccaro et al., 2013).

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1. Área de estudo

Realizamos o estudo na Reserva Extrativista (RESEX) Chico Mendes, localizada na região sudeste do Estado do Acre, entre  $10^{\circ} 06' 11''$  a  $10^{\circ} 58' 39''$  de latitude Sul e  $67^{\circ} 56' 13''$  a  $69^{\circ} 48' 00''$  de longitude Oeste. Segundo a classificação de Köppen, o clima acreano é do tipo equatorial, quente e úmido, com duas estações: seca e chuvosa. Os meses de outubro a abril correspondentes ao período chuvoso, com precipitação média é de 1.944 mm e os meses de junho a agosto o período seco, com precipitação inferior a 50 mm (Duarte 2005). A RESEX Chico Mendes tem uma área aproximada de 970.550 ha e sua vegetação é caracterizada por floresta ombrófila aberta (73%) e floresta ombrófila densa (27%), abrangendo parte do território dos municípios de Assis Brasil, Brasiléia, Capixaba, Xapuri, Sena Madureira e Rio Branco, todos localizados na bacia hidrográfica do Rio Acre (IBAMA, 2006). A área mais impactada da RESEX Chico Mendes situa-se em sua região sul, entre os municípios de Assis Brasil e Rio Branco (Figura 1), representando grande parte das áreas desmatadas e queimadas do estado do Acre (IBAMA, 2006).



**Figura 1.** Localização geográfica da Reserva Extrativista (RESEX) Chico Mendes e da área de estudo em relação ao estado do Acre, à Amazônia brasileira e ao Brasil. Manchas em verde escuro representam áreas de floresta e manchas acinzentadas representam áreas desmatadas.

A base econômica da RESEX Chico Mendes é pautada na exploração agroextrativista da castanha-do-Brasil (*Bertholletia excelsa*), do látex (*Hevea brasiliensis*) e da madeira por meio do manejo florestal de baixo impacto (Acre, 2006). Entretanto, a criação de gado tem crescido para complementação da renda familiar e atualmente compreende vasta extensão da reserva extrativista (Negret, 2010).

## **2.2. Definição da escala de paisagem**

Nós adotamos a definição de paisagem fornecida por Metzger (2001), que considera a paisagem como um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas na qual a heterogeneidade existe para pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala. Entretanto, a heterogeneidade depende de quem está observando o espaço, da escala de observação e do que está sendo observado, ou seja, organismos diferentes contemplam e experimentam a heterogeneidade de formas distintas.

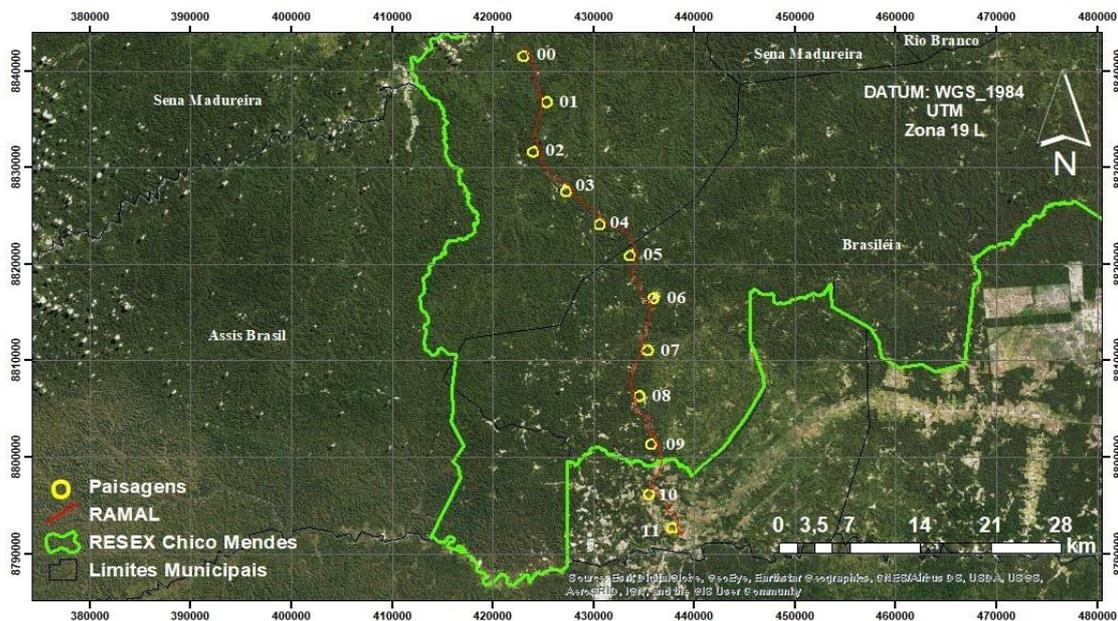
Assim, a escala de paisagem para assembleias de formigas é um espaço geográfico em que a coexistência das espécies é determinada pela capacidade de dispersão das mesmas entre diferentes tipos de habitats (Spiesman & Cumming, 2008; Schmidt et al., 2017a). Conforme Spiesman & Cumming (2008) este espaço geográfico são áreas circulares com 500 m de raio, sendo esta adotada por nós para a delimitação das paisagens na área de estudo.

## **2.3. Delineamento amostral**

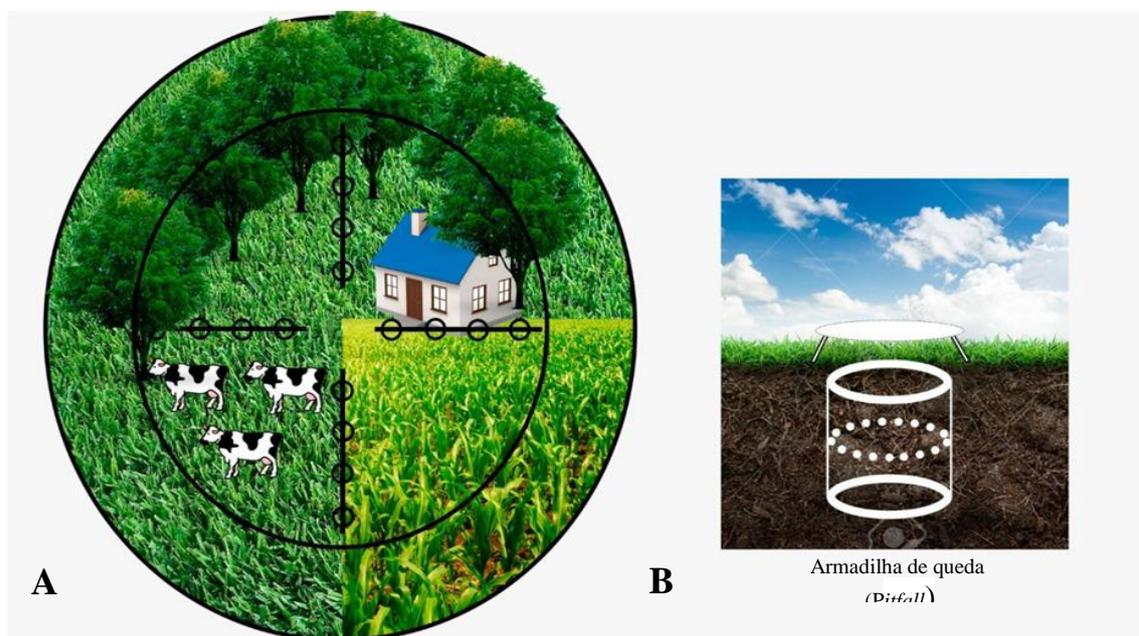
Realizamos o estudo no município de Assis Brasil, uma das áreas mais impactadas da RESEX Chico Mendes (IBAMA, 2006), sendo que localidades próximas ao núcleo urbano do município apresentam maiores níveis de desmatamento e à medida que se adentra na reserva extrativista há uma maior cobertura florestal (Figura 1). No interior da RESEX Chico Mendes em Assis Brasil há áreas de floresta primária demarcadas como prioritárias para o monitoramento da biodiversidade.

Ao longo do ramal de acesso às áreas de floresta primária da RESEX Chico Mendes demarcamos 12 áreas circulares (Figura 2). O ramal tem extensão de 75 km, tendo início no perímetro urbano de Assis Brasil e término na margem direita do rio Iaco. Assim, a cada cinco km foi demarcada uma área circular com raio de 500 m, resultando em 12 paisagens de 785.000 m<sup>2</sup>. Em cada paisagem delimitamos quatro transectos, orientados de acordo com os quatro radiais da paisagem circular. Em cada transecto estabelecemos quatro pontos

amostrais, espaçados 100 m entre si, sendo que o primeiro ponto amostral estava a 100 m do centro da circunferência que forma a paisagem e os demais pontos amostrais a 100 m uns dos outros. Assim, ao todo, em cada paisagem foram estabelecidos 16 pontos amostrais (Figura 3A).



**Figura 2.** Distribuição das paisagens ao longo do ramal de acesso a área de floresta primária da Reserva Extrativista (RESEX) Chico Mendes no município de Assis Brasil.



**Figura 3.** A) Disposição dos quatro transectos de cada paisagem com os seus pontos amostrais. B) Esquema da armadilha de queda do tipo *pitfall* instalada em cada ponto amostral.

## 2.4. Métricas da paisagem

### 2.4.1. Cobertura florestal

As métricas utilizadas nesse trabalho foram calculadas utilizando o Arcgis 10.5 Free Trial - ESRI - Environmental Systems Resource Institute. O mapa de cobertura do solo foi derivado de uma imagem de satélite georreferenciada adquirida em 2017, captada pelo sensor OLI (*Operational Land Imager*) do satélite Landsat 8 de órbita e ponto 3/67, com alta resolução espacial, disponibilizadas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) e obtidas gratuitamente do banco de dados do *U.S. Geological Survey's* (USGS).

A fim de reduzir variações na resposta espectral dos elementos da paisagem selecionamos para o estudo as imagens com resolução espacial de 30 m e nuvem livre. Diferentes composições com três arranjos de bandas da imagem foram realizadas a fim de caracterizar a diferença dos alvos, analisando as possibilidades de combinações que ressaltaram diferentes atributos, sendo escolhida a que melhor ressaltou os alvos para ser melhor aproveitado (Araújo & Mello, 2010).

Usamos o método de classificação de imagem supervisionada através do método de máxima verossimilhança (MAXVER). O método MAXVER é baseado na probabilidade de um pixel pertencer a uma categoria a qual ele tem maior associação (Demarchil et al., 2011), ou seja, o valor de um pixel vizinho a um outro pixel classificado pelo operador do programa como pertencente a uma determinada classe (no caso da classificação supervisionada) precisa possuir "máxima verossimilhança" com o valor do pixel classificado pelo operador para que seja considerada de mesma classe na equação realizada pelo programa. Este método de classificação parte do pressuposto que o operador conhece previamente a área a ser analisada, para isso registramos em campo coordenadas geográficas de amostras do uso e cobertura do solo da região de estudo (Crósta, 1992).

Neste estudo representamos a cobertura florestal pela quantidade de habitat florestal disponível nas paisagens. Estimamos a quantidade de floresta pela vegetação remanescente florestal em cada paisagem, sendo independente de outras características da paisagem (disponibilidade de habitats diferentes e arranjo espacial dos fragmentos) (Muylaert et al., 2016). Utilizamos na análise as classes de vegetação nativa e matriz. Calculamos o

percentual do habitat florestal disponível em relação à área total (785.000 m<sup>2</sup>) de cada paisagem (Tabela 1).

**Tabela 1.** Porcentagem da cobertura florestal das paisagens na RESEX Chico Mendes em Assis Brasil, Acre - sudoeste da Amazônia brasileira.

<b>Paisagem</b>	<b>Porcentagem de cobertura florestal (%)</b>
00	100
01	100
02	100
03	100
04	96,55
05	100
06	55,21
07	100
08	53,36
09	77,80
10	13,31
11	24,58

#### **2.4.2. Heterogeneidade ambiental**

Consideramos os aspectos bióticos representados por variações na estrutura da vegetação e da cobertura da superfície do solo para caracterizar a heterogeneidade ambiental de cada paisagem (Stein & Kreft, 2015). Assim, em cada ponto amostral nós medimos parâmetros da estrutura horizontal da vegetação e da cobertura da superfície do solo (Tabela 2) em uma parcela circular de  $r = 5$  m, totalizando uma área de 78,5 m<sup>2</sup>.

**Tabela 2.** Parâmetros da estrutura horizontal da vegetação e da cobertura da superfície do solo utilizados para estimar a heterogeneidade ambiental de cada paisagem na RESEX Chico Mendes em Assis Brasil, Acre - sudoeste da Amazônia brasileira.

<b>Parâmetro</b>	<b>Mensuração</b>	<b>Unidade</b>
Cobertura do Dossel	Abertura física do dossel com o uso de um densiômetro esférico de copa, por meio da média de quatro medidas (norte, sul, leste e oeste) direcionadas do centro do ponto amostral.	Porcentagem (%)

**Tabela 2. Continua**

<b>Parâmetro</b>	<b>Mensuração</b>	<b>Unidade</b>
Densidade Arbórea	Contagem de árvores com DAP $\geq$ 10 cm.	Indivíduos/ha*
Área Basal	Somatório da área basal individual de árvores com DAP $\geq$ 10 cm.	m <sup>2</sup> /ha*
Densidade de Palmeira	Contagem de todas as palmeiras com altura $\geq$ 1 m.	Número de indivíduos/ha*
Densidade de Bambu	Contagem de todos os colmos verdes com altura $\geq$ 1 m que partem do solo.	Indivíduos/ha*
Densidade de troncos mortos	Contagem de todos os troncos mortos com DAP $\geq$ 10 cm.	Número de troncos mortos/ha*
Profundidade de serapilheira	Média de cinco medidas da espessura da serapilheira.	cm
Cobertura da superfície do solo por gramínea	Contagem do número de quadrados com presença de gramínea em um amostrador de 1 m <sup>2</sup> com 100 quadrados de 10 cm x 10 cm.	Porcentagem (%)

\*Área total de cada paisagem é de 785.000 m<sup>2</sup>, equivalentes a 79 ha.

Para quantificar a heterogeneidade ambiental das paisagens, foi gerado um índice operacional (Souza et al., 2008). Realizamos um ranqueamento das paisagens em relação aos valores da variância de cada variável, sem atribuição de pesos diferentes entre as variáveis. Cada variável recebeu um valor de scores correspondente a sua posição no rank (01 a 12). Em caso de paisagens com o mesmo valor, somamos o valor dos scores

subsequentes em relação a sua posição e dividimos pelo número de valores iguais para que todas tivessem o mesmo peso no final.

Dessa maneira, cada paisagem obteve um valor de score para cada parâmetro. O índice de heterogeneidade ambiental de cada paisagem correspondeu ao somatório dos scores das variáveis (Tabela 3). Valores elevados refletem alto índice de heterogeneidade ambiental em relação aos parâmetros de estrutura horizontal da vegetação e da cobertura da superfície do solo.

**Tabela 3.** Índice de heterogeneidade ambiental das paisagens na RESEX Chico Mendes em Assis Brasil, Acre - sudoeste da Amazônia brasileira.

<b>Paisagem</b>	<b>Índice de heterogeneidade</b>
00	73,5
01	41
02	49,5
03	64
04	68
05	50
06	54,5
07	50
08	67
09	58,5
10	30,5
11	17,5

## 2.5. Formigas

### 2.5.1. Coleta e identificação

As coletas foram realizadas no município de Assis Brasil entre meses de maio e junho de 2017, estação seca na região do Acre. Em cada ponto amostral de cada transecto foi instalada uma armadilha de queda do tipo *pitfall* ao nível da superfície do solo (Figura 3 B). As armadilhas foram constituídas de potes de plástico de 300 ml contendo uma solução mortífera composta de água, glicerol (5%) e sal (0,9%) que permaneceram em campo por 48 h. O material coletado foi armazenado em álcool 96% para posterior triagem, montagem e identificação das formigas.

Utilizamos as chaves taxonômicas presentes em Baccaro et al., (2015) para identificarmos as formigas ao nível de gênero. As formigas pertencentes ao mesmo gênero foram separadas em morfo-espécies com base na similaridade da morfologia externa e realizamos a identificação em nível de espécie por meio de comparações com exemplares da Coleção de Insetos do Laboratório de Ecologia de Insetos da Universidade Federal do Acre – UFAC. As morfo-espécies que não conseguimos identificar em nível específico foram identificadas no Laboratório de Sistemática e Biologia de Formigas do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná – UFPR. As determinações em nível específico feitas na UFPR foram realizadas por Alexandre Ferreira, John Lattke, Mayron Escárraga, Rodrigo Feitosa, Thiago Silva e Weslly Franco. Todas as formigas coletadas foram depositadas na Coleção de Insetos do Laboratório de Ecologia de Insetos da UFAC.

### ***2.5.2. Diversidade de espécies***

Consideremos como diversidade de espécies de formigas de cada paisagem o número de espécies de formigas coletadas ao longo dos quatro transectos, a qual foi denominada de diversidade gama ( $\gamma$ ). A diversidade gama foi particionada em seus componentes: diversidade alfa ( $\alpha$ ) e diversidade beta ( $\beta$ ).

Nós utilizamos a abordagem aditiva da partição da diversidade  $\gamma$  ( $\gamma = \alpha + \beta$ ) (Veech et al., 2002), sendo que a diversidade  $\alpha$  é obtida da razão do somatório do número de espécies encontrado nos transectos pelo número de transectos em cada paisagem ( $n = 4$ ), representando assim o número médio de espécies presentes em cada transecto de uma determinada paisagem. A diversidade  $\beta$ , por sua vez, é obtida pela subtração entre a diversidade  $\gamma$  e  $\alpha$ . Assim, se a diversidade  $\alpha$  é o número médio de espécies presentes em cada transecto, ao subtrair esse valor da diversidade gama da paisagem se obtém o número médio de espécies faltantes em cada transecto, sendo este denominando de diversidade  $\beta$ . Na partição aditiva da diversidade  $\gamma$ , valores de diversidade  $\beta$  igual a zero significam que nenhuma das espécies da escala espacial superior (paisagem) estão ausentes na escala inferior (transectos) e valores acima de zero expressam o número médio de espécies ausentes. De acordo com partição aditiva da diversidade  $\gamma$ , os valores de diversidade  $\alpha$  e  $\beta$  estão na mesma unidade (número médio de espécies) possibilitando comparações diretas da contribuição de cada diversidade para a diversidade gama (Veech et al., 2002). Por fim, ecologicamente, os valores de diversidade  $\beta$  expressam a diferença de composição de

espécies entre as assembleias inseridas em uma região devido às restrições ecológicas enfrentadas pelas espécies do pool regional em cada comunidade local (Loreau, 2000).

### ***2.5.3. Grupos Funcionais***

Abordagens de grupos funcionais de espécies podem oferecer a descrição de padrões gerais da estrutura de uma comunidade ecológica que não são percebidas se espécies individuais são consideradas (Silva & Brandão, 2010; Miranda et al., 2017). Nós utilizamos a proposta de Silva & Brandão (2014) para classificar as espécies de formigas em grupos funcionais. Nessa proposta, os grupos são determinados pelas características morfológicas das formigas, assumindo que elas são funcionalmente idênticas por possuírem características morfológicas semelhantes. Espécies não enquadradas nos grupos estabelecidos foram alocadas naqueles que apresentavam a maioria dos representantes do gênero em questão ou através de consulta direta a Rogério Silva, autor do referido trabalho.

Assim, as espécies de formigas que coletamos foram classificadas nos seguintes grupos funcionais conforme a abordagem de Silva & Brandão (2014): predadoras epigéicas de tamanho grande (PEG); predadoras epigéicas de tamanho médio (PEM); predadores hipogéicas de tamanho médio (PHM); pequenas predadoras hipogéicas (PPH); predadores especializados (PE); dacetineas predadoras (DP); espécies generalistas (G); hipogéicas generalistas de tamanho pequeno (HGP); cultivadoras de fungos (CF); formigas de correição (FC) e formigas arborícolas (FA).

## **2.6. Análises estatísticas**

Todas as análises foram realizadas utilizando o programa R v. 3.2.3 (R Core Team, 2018). Funções e pacotes específicos foram utilizadas quando necessário e o seu uso é descrito abaixo.

### ***2.6.1. Diversidade, Cobertura florestal e Heterogeneidade ambiental***

Para testarmos o pressuposto de que paisagens com maior cobertura florestal têm maior diversidade de formigas, realizamos modelos lineares generalizados (GLMs) tendo como variáveis resposta as diversidades gama ( $\gamma$ ), alfa ( $\alpha$ ) e beta ( $\beta$ ) e como variável

explicativa a porcentagem de cobertura florestal. O modelo cuja variável resposta foi a diversidade gama (dado de contagem) teve distribuição de erros Poisson e sendo apontada sobredispersão na análise de resíduos foi utilizada distribuição de erros Binomial negativa (Crawley, 2013). Os modelos que tiveram a diversidade alfa e beta (dados decimais) como variável resposta tiveram distribuição de erros Normal (Crawley, 2013).

Para testar se a cobertura florestal proporciona uma maior heterogeneidade ambiental, realizamos GLM com distribuição de erros Normal. A variável resposta foi o índice de heterogeneidade ambiental e a variável explicativa a porcentagem da cobertura florestal.

Finalmente, para verificarmos o efeito da heterogeneidade ambiental na diversidade de espécies ( $\gamma$ ,  $\alpha$ ,  $\beta$ ), usamos modelos lineares generalizados (GLMs). Tivemos como variáveis resposta as diversidades gama ( $\gamma$ ), alfa ( $\alpha$ ) e beta ( $\beta$ ) e como variável explicativa a heterogeneidade ambiental. O modelo cuja variável resposta foi a diversidade gama teve distribuição de erros Poisson e sendo apontada sobredispersão na análise de resíduos foi utilizada distribuição de erros Binomial negativa (Crawley, 2013). Para os modelos cujas as variáveis resposta foram as diversidades alfa e beta como variável resposta usamos distribuição de erros Normal (Crawley, 2013).

### ***2.6.2. Grupos Funcionais e Cobertura florestal***

A resposta da frequência de ocorrência dos grupos funcionais de formigas à cobertura florestal foi testada utilizando modelos lineares generalizados (GLMs). Para isso, obtivemos a frequência de ocorrência de cada grupo funcional nas paisagens, variando de zero a 16 (número de pontos amostrais por paisagem). A frequência de ocorrência dos grupos funcionais foi a variável resposta e a porcentagem da cobertura florestal a variável explicativa. Os modelos tiveram distribuição de erros Poisson (Crawley, 2013).

## **3. RESULTADOS**

### **3.1. Fauna de formigas**

Nós coletamos 216 espécies de formigas, sendo que para 55% do material conseguimos identificar em nível de espécie e 45% foram separadas em morfo-espécies. As espécies de formigas pertenceram a 52 gêneros e estão distribuídas em oito subfamílias,

sendo Myrmicinae a subfamília com maior número de espécies (119 espécies) seguida por Formicinae (41), Ponerinae (28), Dolichoderinae (10), Ectatomminae (8), Pseudomyrmecinae (5), Dorylinae (4), Paraponerinae (1). Dentre as espécies coletadas, *Brachymyrmex cavernicola*, *Megalomyrmex timbira*, *Oxyepoecus quadratus*, *Pheidole calimana*, *Pheidole horribilis* e *Strumigenys interfectiva* foram registradas pela primeira vez para o Brasil (Janicki et al., 2016) (Tabela 4).

**Tabela 4.** Lista de espécies e grupos funcionais de formigas coletadas ao longo do ramal Icuriã – Assis Brasil, AC, Brasil. 1= presença da espécie de formiga, 0 = ausência da espécie de formiga. PEG- Predadoras epigéicas de tamanho grande; PEM- Predadoras epigéicas de tamanho médio; PHM- Predadores hipogéicas de tamanho médio; PPH- Pequenas predadoras hipogéicas; PE- Predadores especializados; DC- Dacetíneas predadoras; G- Espécies generalistas; HGP- Hipogéicas generalistas de tamanho pequeno; CF- Cultivadoras de fungos; FC- Formigas de correição. \*Primeiro registro da espécie para o Brasil (Janicki et al., 2018).

Taxa	Grupos funcionais	Paisagens											
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
<b>Dolichoderinae (10)</b>													
<i>Azteca</i> sp.1	G	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dolichoderus attelaboides</i> (Fabricius, 1775)	G	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Dolichoderus bispinosus</i> (Olivier, 1792)	G	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dolichoderus ghilianii</i> Emery, 1894	G	0	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>Dolichoderus imitator</i> Emery, 1894	G	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Dolichoderus rugosus</i> (Smith, 1858)	G	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Dolichoderus</i> sp.1	G	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dorymyrmex brunneus</i> Forel, 1908	G	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1
<i>Gracilidris pombero</i> Wild & Cuzzo, 2006	G	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1
<i>Linepithema neotropicum</i> Wild, 2007	G	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<b>Dorylinae (4)</b>													
<i>Eciton vagans</i> (Olivier, 1792)	N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Labidus coecus</i> (Latreille, 1802)	N	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Labidus praedator</i> (Smith, 1858)	N	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	1
<i>Neivamyrmex</i> sp.1	N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<b>Ectatomminae (8)</b>													
<i>Ectatomma brunneum</i> Smith, 1858	LEP	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1	1
<i>Ectatomma edentatum</i> Roger, 1863	LEP	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0
<i>Ectatomma lugens</i> Emery, 1894	LEP	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0
<i>Ectatomma tuberculatum</i> (Olivier, 1792)	LEP	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Gnamptogenys ericae</i> (Forel, 1912)	SP	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Gnamptogenys regularis</i> Mayr, 1870	SP	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gnamptogenys moelleri</i> (Forel, 1912)	MEP	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0
<i>Gnamptogenys striatula</i> Mayr, 1884	MEP	1	1	1	1	0	1	1	0	1	0	0	0
<b>Formicinae (41)</b>													
<i>Acropyga</i> sp.1	SHP	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0

Tabela 4. Continua

Taxa	Grupos funcionais	Paisagens											
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
<i>Brachymyrmex cavernicola</i> * Wheeler, 1938	G	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachymyrmex</i> sp.1	G	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1
<i>Brachymyrmex</i> sp.2	G	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus atriceps</i> (Smith, 1858)	G	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Camponotus blandus</i> (Smith, 1858)	G	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1
<i>Camponotus cacicus</i> Emery, 1903	G	1	1	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0
<i>Camponotus crassus</i> Mayr, 1862	G	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0
<i>Camponotus depressus</i> Mayr, 1866	G	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
<i>Camponotus femoratus</i> (Fabricius, 1804)	G	1	1	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0
<i>Camponotus leydigi</i> Forel, 1886	G	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1
<i>Camponotus mirabilis</i> Emery, 1903	G	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0
<i>Camponotus picipes guatemalensis</i> Forel, 1885	G	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0
<i>Camponotus renggeri</i> Emery, 1894	G	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1
<i>Camponotus sericeiventris</i> (Guérin-Méneville, 1838)	G	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Camponotus</i> sp.3	G	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus</i> sp.4	G	1	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0
<i>Camponotus</i> sp.6	G	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Camponotus</i> sp.8	G	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0
<i>Camponotus</i> sp.9	G	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Camponotus</i> sp.10	G	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus</i> sp.11	G	1	0	0	1	1	0	1	0	1	1	0	0
<i>Camponotus</i> sp.12	G	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus</i> sp.14	G	1	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Camponotus</i> sp.15	G	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus</i> sp.20	G	1	0	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0
<i>Camponotus</i> sp.21	G	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus</i> sp.22	G	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus</i> sp.23	G	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Camponotus</i> sp.24	G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Camponotus</i> sp.26	G	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cephalotes maculatus</i> (Smith, 1876)	G	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Cephalotes opacus</i> Santschi, 1920	G	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gigantiops destructor</i> (Fabricius, 1804)	G	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nylanderia</i> sp.1	G	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0
<i>Nylanderia</i> sp.2	G	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Nylanderia</i> sp.3	G	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Nylanderia</i> sp.4	G	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	0	0
<i>Nylanderia</i> sp.5	G	1	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	0

Tabela 4. Continua

Taxa	Grupos funcionais	Paisagens											
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
<i>Nylanderia</i> sp.6	G	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Nylanderia</i> sp.7	G	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<b>Myrmicinae (119)</b>													
<i>Acromyrmex rugosus</i> (Smith, 1858)	FG	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Apterostigma megacephala</i> Lattke, 1999	FG	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Apterostigma</i> sp.1	FG	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Apterostigma</i> sp.2	FG	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Apterostigma</i> sp.3	FG	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Atta sexdens</i> (Linnaeus, 1758)	FG	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1
<i>Carebara brevopilosa</i> Fernández, 2004	SHG	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>Carebara urichi</i> (Wheeler, 1922)	SHG	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crematogaster brasiliensis</i> Mayr, 1878	G	0	0	1	1	1	1	0	1	0	0	1	0
<i>Crematogaster carinata</i> Mayr, 1862	G	1	1	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0
<i>Crematogaster dorsidens</i> Santschi, 1925	G	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1
<i>Crematogaster flavosensitiva</i> Longino, 2003	G	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crematogaster jardineri</i> Longino, 2003	G	1	0	1	0	1	1	1	0	1	0	0	0
<i>Crematogaster levior</i> Longino, 2003	G	1	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Crematogaster limata</i> Longino, 2003	G	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crematogaster longispina</i> Emery, 1890	G	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Crematogaster nigropilosa</i> Mayr, 1870	G	1	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Crematogaster</i> sp.1	G	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crematogaster</i> sp.2	G	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crematogaster</i> sp.3	G	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Crematogaster</i> sp.4	G	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyphomyrmex laevigatus</i> Weber, 1938	FG	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Cyphomyrmex minutus</i> Mayr, 1862	FG	1	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0
<i>Cyphomyrmex peltatus</i> Kempf, 1966	FG	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyphomyrmex rimosus</i> (Spinola, 1851)	FG	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1
<i>Cyphomyrmex transversus</i> Emery, 1894	FG	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyphomyrmex vorticis</i> Weber, 1940	FG	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Hylomyrma blandiens</i> Kempf, 1961	MEP	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Megalomyrmex balzani</i> Emery, 1894	MEP	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Megalomyrmex emeryi</i> Forel, 1904	MEP	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Megalomyrmex</i> pr. <i>leoninus</i>	MEP	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Megalomyrmex timbira</i> * Brandão, 1990	MEP	1	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Mycetarotes parallelus</i> (Emery, 1906)	FG	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
<i>Mycetophylax faunulus</i> (Wheeler, 1925)	FG	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mycocepurus smithii</i> (Forel, 1893)	FG	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1

Tabela 4. Continua

Taxa	Grupos funcionais	Paisagens											
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
<i>Myrmicocrypta</i> sp.1	FG	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>Myrmicocrypta</i> sp.2	FG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Ochetomyrmex neopolitus</i> Fernández, 2003	G	1	0	1	0	1	1	1	1	1	0	0	0
<i>Octostruma balzani</i> (Emery, 1894)	DP	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Oxyepoecus quadratus</i> * Albuquerque & Brandão, 2004	G	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oxyepoecus</i> sp.1	G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Pheidole astur</i> Wilson, 2003	G	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	0	0
<i>Pheidole bufo</i> Wilson, 2003	G	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole calimana</i> * Wilson, 2003	G	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pheidole capillata</i> Emery, 1906	G	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1
<i>Pheidole cataractae</i> Wheeler, 1916	G	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> cf. <i>laidlowi</i>	G	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1	0
<i>Pheidole cramptoni</i> Wheeler, 1916	G	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pheidole fimbriata</i> Roger, 1863	G	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pheidole horribilis</i> * Wilson, 2003	G	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole leonina</i> Wilson, 2003	G	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole lovejoyi</i> Wilson, 2003	G	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pheidole pedana</i> Wilson, 2003	G	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> pr. <i>laticornis</i>	G	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Pheidole radoszkowskii</i> Mayr, 1884	G	0	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1
<i>Pheidole sensitiva</i> Borgmeier, 1959	G	1	1	0	1	0	1	0	1	1	1	0	0
<i>Pheidole subarmata</i> Mayr, 1884	G	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1
<i>Pheidole vafra</i> Santschi, 1923	G	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1
<i>Pheidole vorax</i> (Fabricius, 1804)	G	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.2	G	1	0	1	0	1	1	1	1	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.5	G	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.8	G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Pheidole</i> sp.9	G	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.12	G	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.13	G	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.18	G	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.21	G	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.22	G	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.25	G	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.31	G	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.32	G	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.33	G	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.37	G	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.38	G	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0

Tabela 4. Continua

Taxa	Grupos funcionais	Paisagens											
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
<i>Pheidole</i> sp.39	G	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.40	G	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.41	G	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.42	G	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.43	G	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.46	G	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.47	G	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Pheidole</i> sp.48	G	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.49	G	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.50	G	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.51	G	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.52	G	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.53	G	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.54	G	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.55	G	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.56	G	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.57	G	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pogonomyrmex naegelii</i> Emery, 1878	G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Rogeria lirata</i> Kugler, 1994	MHP	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rogeria</i> sp.1	MHP	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sericomyrmex bondari</i> Borgmeier, 1937	FG	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Sericomyrmex mayri</i> Forel, 1912	FG	0	1	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0
<i>Sericomyrmex parvulus</i> Forel, 1912	FG	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	0	0
<i>Solenopsis invicta</i> Buren, 1972	MEP	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
<i>Solenopsis saevissima</i> (Smith, 1855)	SHG	0	0	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0
<i>Solenopsis</i> sp.1	SHG	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Solenopsis</i> sp.2	SHG	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Solenopsis</i> sp.3	SHG	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Solenopsis</i> sp.4	SHG	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Solenopsis</i> sp.5	SHG	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0
<i>Solenopsis</i> sp.6	SHG	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0
<i>Solenopsis</i> sp.7	SHG	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1
<i>Solenopsis</i> sp.8	SHG	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Strumigenys eggersi</i> Emery, 1890	DP	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Strumigenys interfectiva</i> *													
Lattke & Goitía, 1997	DP	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Strumigenys</i> pr. <i>louisianae</i>	DP	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Trachymyrmex bugnioni</i> (Forel, 1912)	FG	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
<i>Trachymyrmex relictus</i> Borgmeier, 1934	FG	0	1	1	0	1	0	1	0	1	1	0	0

Tabela 4. Continua

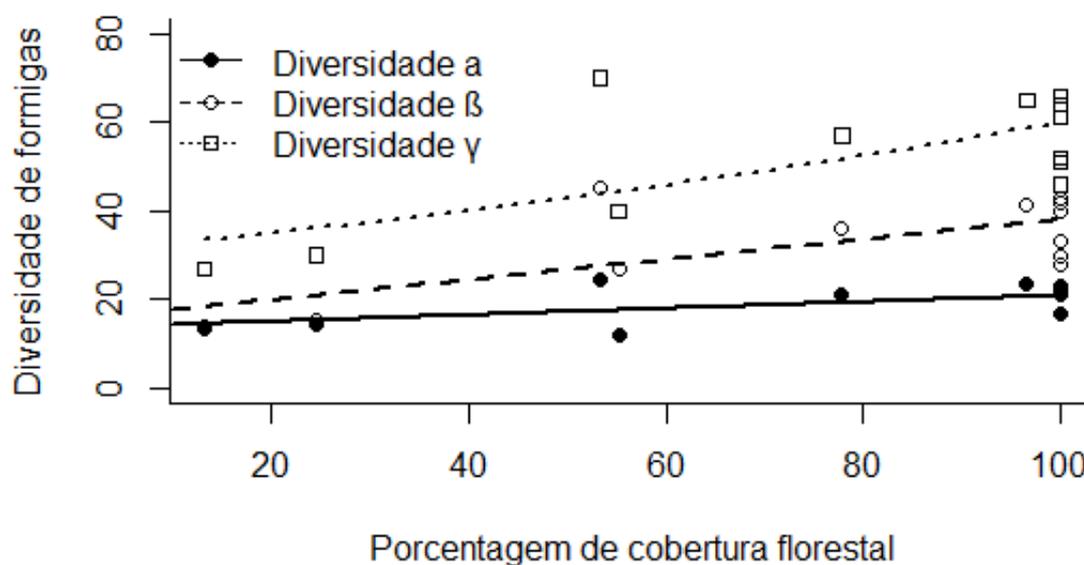
Taxa	Grupos funcionais	Paisagens											
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
<i>Trachymyrmex</i> sp.2	FG	0	1	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0
<i>Trachymyrmex</i> sp.5	FG	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Trachymyrmex</i> sp.6	FG	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Tranopelta subterranea</i> (Mann, 1916)	SHG	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tranopelta gilva</i> Mayr, 1866	SHG	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Wasmannia auropunctata</i> (Roger, 1863)	G	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1
<i>Wasmannia sigmoidea</i> (Mayr, 1884)	G	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0
<b>Paraponerinae (1)</b>													
<i>Paraponera clavata</i> (Fabricius, 1775)	LEP	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0
<b>Ponerinae (28)</b>													
<i>Anochetus bispinosus</i> (Smith, 1858)	LEP	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anochetus</i> sp.3	LEP	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Hypoponera</i> sp.1	SHP	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Hypoponera</i> sp.2	SHP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Hypoponera</i> sp.3	SHP	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Hypoponera</i> sp.4	SHP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Hypoponera</i> sp.5	SHP	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Hypoponera</i> sp.6	SHP	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Hypoponera</i> sp.7	SHP	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Hypoponera</i> sp.8	SHP	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypoponera</i> sp.9	SHP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Hypoponera</i> sp.10	SHP	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Hypoponera</i> sp.11	SHP	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypoponera</i> sp.12	SHP	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leptogenys arcuata</i> Roger, 1861	SP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Leptogenys gaigei</i> Wheeler, 1923	SP	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mayaponera constricta</i> (Mayr, 1884)	LEP	1	1	1	0	1	1	0	1	0	0	0	0
<i>Neoponera verenae</i> Forel, 1922	LEP	0	0	1	1	1	1	0	1	0	0	0	0
<i>Neoponera apicalis</i> (Latreille, 1802)	LEP	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	0
<i>Neoponera crenata</i> (Roger, 1861)	LEP	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Odontomachus bauri</i> Emery, 1892	LEP	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Odontomachus haematodus</i> (Linnaeus, 1758)	LEP	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1
<i>Odontomachus laticeps</i> Roger, 1861	LEP	1	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0
<i>Odontomachus meinerti</i> Forel, 1905	LEP	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pachycondyla crassinoda</i> (Latreille, 1802)	LEP	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0
<i>Pachycondyla harpax</i> (Fabricius, 1804)	LEP	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Platythyrea</i> pr. <i>Pilosula</i>	MEP	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0

Tabela 4. Continua

Taxa	Grupos funcionais	Paisagens											
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
<i>Rasopone arhuaca</i> (Forel, 1901)	MEP	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Pseudomyrmecinae (5)</b>													
<i>Pseudomyrmex gracilis</i> (Fabricius, 1804)	MEP	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pseudomyrmex tenuis</i> (Fabricius, 1804)	MEP	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Pseudomyrmex termitarius</i> (Smith, 1855)	MEP	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	1
<i>Pseudomyrmex triplarinus</i> (Weddell, 1850)	MEP	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudomyrmex</i> sp.3	MEP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<b>Total</b>		66	64	61	51	65	52	40	46	70	57	27	30

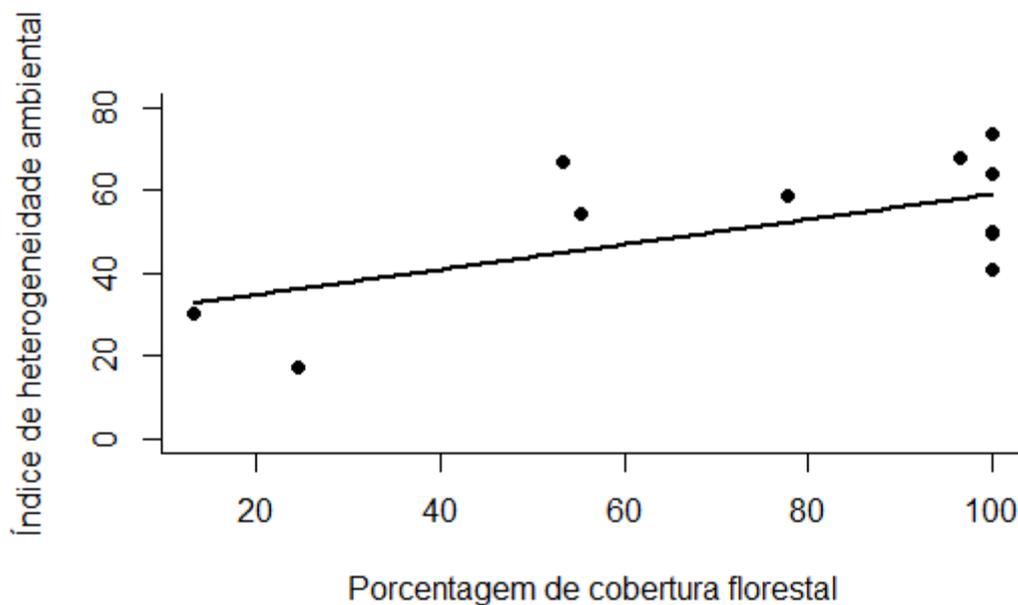
### 3.2. Diversidade de espécies de formigas, cobertura florestal e heterogeneidade ambiental

Encontramos uma relação positiva entre a diversidade  $\gamma$  de espécies de formigas ( $\chi^2_{(1,10)}=11,51$ ;  $p < 0,001$ ), diversidade  $\alpha$  ( $F_{(1,10)} = 4,63$ ;  $p < 0,05$ ) e diversidade  $\beta$  ( $F_{(1,10)} = 9,33$ ;  $p < 0,01$ ) e a porcentagem de cobertura florestal em nível de paisagem (Figura 4).



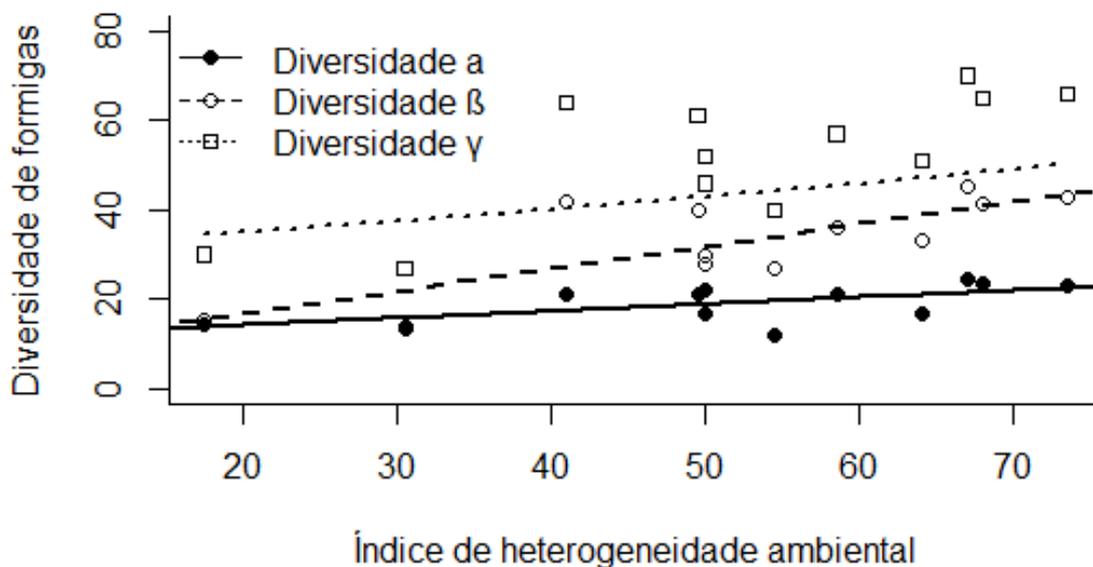
**Figura 4.** Relação da diversidade  $\gamma$  ( $\chi^2_{(1,10)}=11,51$ ;  $p < 0,001$ ) e seus componentes,  $\alpha$  ( $F_{(1,10)} = 4,63$ ;  $p < 0,05$ ) e  $\beta$  ( $F_{(1,10)} = 9,33$ ;  $p < 0,01$ ) com a porcentagem de cobertura florestal em escala de paisagem. Acre, sudoeste da Amazônia brasileira.

Observamos uma relação positiva entre o índice de heterogeneidade ambiental e a cobertura florestal ( $F_{(1,10)} = 5,58$ ;  $p < 0,04$ ), indicando que quanto maior proporção da cobertura florestal nas paisagens maior é a sua heterogeneidade ambiental (Figura 5).



**Figura 5.** Relação entre o índice de heterogeneidade ambiental e porcentagem de cobertura florestal ( $F_{(1,10)} = 5,58$ ;  $p < 0,04$ ) em escala de paisagem. Acre, sudoeste da Amazônia brasileira.

Verificamos também que quanto maior for o índice de heterogeneidade ambiental maior é a diversidade  $\gamma$  ( $\chi^2_{(1,10)} = 11,52$ ;  $p < 0,001$ ), a diversidade  $\alpha$  ( $F_{(1,10)} = 5,71$ ;  $p < 0,04$ ) e a diversidade  $\beta$  ( $F_{(1,10)} = 14,99$ ;  $p < 0,03$ ) (Figura 6).

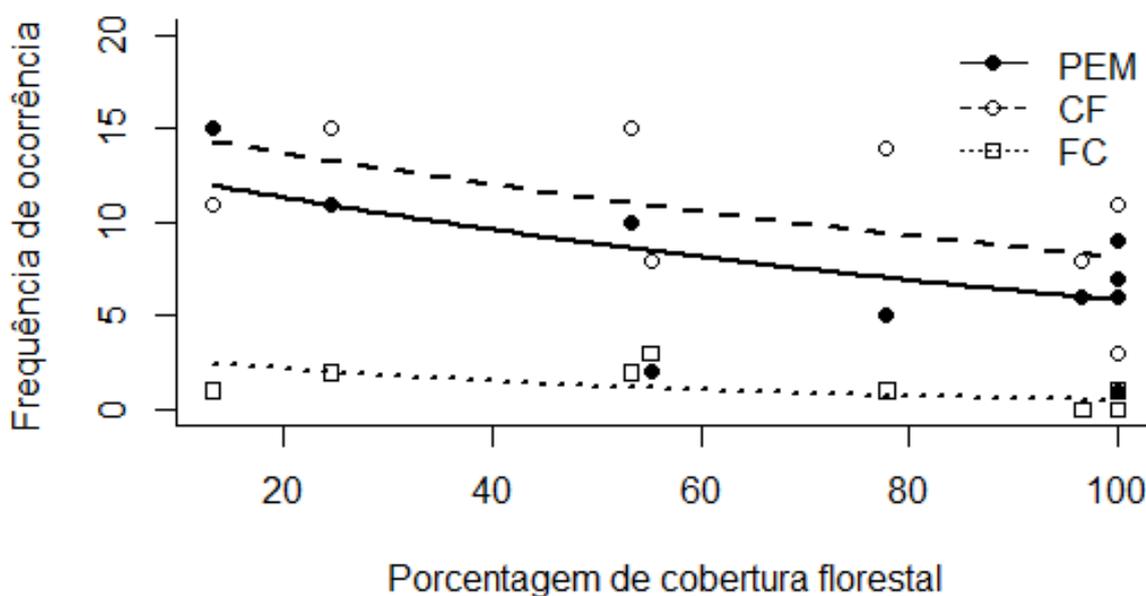


**Figura 6.** Relação entre diversidade  $\gamma$  ( $\chi^2_{(1,10)} = 11,52$ ;  $p < 0,001$ ) e seus componentes,  $\alpha$  ( $F_{(1,10)} = 5,71$ ;  $p < 0,04$ ) e diversidade  $\beta$  ( $F_{(1,10)} = 14,99$ ;  $p < 0,03$ ) com o índice de heterogeneidade ambiental em escala de paisagem em escala de paisagem. Acre, sudoeste da Amazônia brasileira.

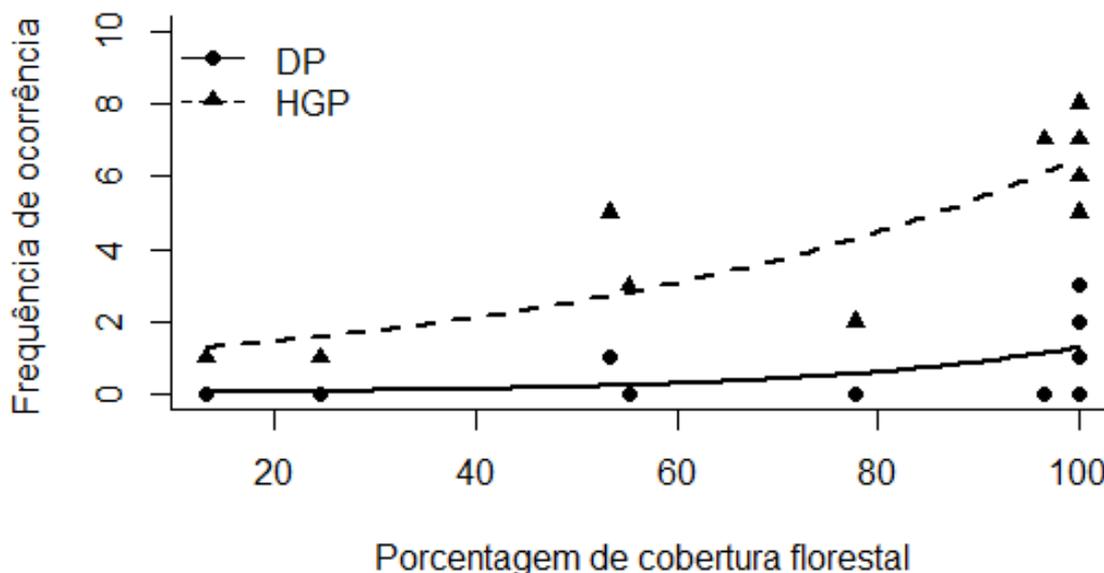
### 3.3. Grupos funcionais de formigas e cobertura florestal

As espécies de formigas coletadas pertencem a dez grupos funcionais dos 11 propostos por Silva & Brandão (2014), estando ausente apenas o grupo funcional de formigas arborícolas. Dos dez grupos funcionais obtidos, apenas cinco responderam ao aumento da porcentagem da cobertura florestal em nível de paisagem.

Dentre os grupos funcionais que responderam ao aumento da porcentagem da cobertura florestal, constatamos que houve uma diferença em suas respostas, sendo que a frequência de ocorrência dos grupos predadoras epigéicas de tamanho médio ( $\chi^2_{(1,10)} = 6,58$ ;  $p < 0,02$ ), cultivadoras de fungos ( $\chi^2_{(1,10)} = 5,23$ ;  $p < 0,03$ ) e formigas de correição ( $\chi^2_{(1,10)} = 4,45$ ;  $p < 0,04$ ) teve uma relação negativa com o aumento da cobertura florestal (Figura 7) e a frequência de ocorrência dos grupos dacetineas predadoras ( $\chi^2_{(1,10)} = 5,19$ ;  $p < 0,03$ ) e hipogéicas generalistas de tamanho pequeno ( $\chi^2_{(1,10)} = 12,42$ ;  $p < 0,01$ ) respondeu de forma positiva ao aumento da cobertura florestal (Figura 8).



**Figura 7.** Relação da frequência de ocorrência dos grupos funcionais predadoras epigéicas de tamanho médio (PEM) ( $\chi^2_{(1,10)} = 6,58$ ;  $p < 0,02$ ), cultivadoras de fungos (CF) ( $\chi^2_{(1,10)} = 5,23$ ;  $p < 0,04$ ) e formigas de correição (FC) ( $\chi^2_{(1,10)} = 4,45$ ;  $p < 0,04$ ) com a porcentagem de cobertura florestal em escala de paisagem no sudoeste da Amazônia.



**Figura 8.** Relação da frequência de ocorrência dos grupos funcionais dacetíneas predadoras (DP) ( $\chi^2_{(1,10)} = 5,19$ ;  $p < 0,03$ ) e hipogéicas generalistas de tamanho pequeno (HGP) ( $\chi^2_{(1,10)} = 12,42$ ;  $p < 0,01$ ) com a porcentagem da cobertura florestal em escala de paisagem. Acre sudoeste da Amazônia brasileira.

#### 4. DISCUSSÃO

Neste estudo verificamos que o aumento da cobertura florestal na Amazônia brasileira proporcionada o aumento em todos os componentes da diversidade de formigas ( $\gamma$ ,  $\alpha$  e  $\beta$ ) e demonstramos que esta relação é relacionada a heterogeneidade ambiental. Além disso, diferentes grupos funcionais também foram influenciados de formas distintas pela cobertura florestal. Isso indica que existe diferença na sensibilidade das espécies de formigas à perda de habitat florestal.

##### 4.1. Fauna de formigas

O número de espécies amostrado em nosso estudo está dentro do espectro reportado por estudos prévios sobre diversidade de formigas no estado do Acre (88 – 276 espécies) (Oliveira et al., 2009, 2011; Miranda et al., 2013), o que reforça a alta diversidade de formigas nesta região. Entretanto, diferente dos demais estudos, o nosso estudo foi o primeiro a contemplar uma região contínua de 75 km, abrangendo 948 ha de paisagens com diferentes níveis de influência antrópica, o que possibilitou pela primeira vez o registro de seis espécies de formigas para o Brasil (*Brachymyrmex cavernicola*, *Megalomyrmex timbira*, *Oxyepoecus quadratus*, *Pheidole calimana*, *Pheidole horribilis* e *Strumigenys interfectiva*). Isto

evidencia a escassez de estudos sobre diversidade de formigas no sudoeste da Amazônia brasileira (e.g., Oliveira et al., 2009, 2011; Miranda et al., 2012, 2013, 2017).

#### **4.2. Diversidade de espécies de formigas, Cobertura florestal e Heterogeneidade ambiental**

A relação entre diversidade de espécies e heterogeneidade ambiental tem sido reportada como um dos padrões de diversidade mais robustos, independentemente do táxon (Stein et al., 2014; Ortega et al., 2018). A heterogeneidade ambiental implica em variabilidade de habitats, recursos e locais de reprodução, enfraquecendo a competição interespecífica, aumentando a disponibilidade de refúgios e permitindo a coexistência de espécies (Ribas et al., 2003; Stein et al., 2014; Ortega et al., 2018), possibilitando em um mesmo espaço um grande número de espécies com diferentes restrições ecológicas (Souza Júnior et al., 2014). Nós observamos que em escala de paisagem a relação entre a heterogeneidade ambiental e diversidade de espécies é intermediada pela cobertura florestal, reforçando que a relação positiva entre número de espécies e heterogeneidade ambiental é promovida independente da escala espacial (Ortega et al., 2018). Assim, a relação positiva entre a quantidade de habitat natural e a diversidade de espécies de formigas (Solar et al., 2016; García-Martínez et al., 2017) se dá pelo fato que a cobertura florestal introduz a heterogeneidade ambiental e esta, por sua vez, proporciona uma maior diversidade de espécies ( $\gamma$ ,  $\alpha$  e  $\beta$ ) de formigas de acordo como os mecanismos reportados acima (Ribas et al., 2003; Pacheco & Vasconcelos, 2012).

Além disso, verificamos que o aumento da heterogeneidade ambiental proporcionada pela cobertura florestal promove o aumento da diversidade  $\beta$ . Isso demonstra que a variação dos parâmetros da estrutura horizontal e da cobertura do solo impõe restrições bióticas e abióticas sobre as espécies de formigas, sugerindo que a diversidade de formigas é direcionada pelas variações de condições e recursos do ambiente (Kraft et al., 2015; Cadotte & Tucker, 2017). Os altos valores de diversidade  $\beta$  encontrados neste estudo, refletem alta diferença na composição de espécies de formigas entre as assembleias de cada paisagem, sugerindo que a diversidade de formigas pode ser controlada por processos inferidos pela filtragem de nicho que impõe limitações na dispersão das espécies de formigas (Paknia & Pfeiffer, 2014; Ramos et al., 2018). Dessa forma, em paisagens com baixa cobertura florestal e consequentemente baixa heterogeneidade ambiental, as poucas espécies presentes na

paisagem são espécies que conseguem se distribuir amplamente em toda a paisagem pelo fato de estarem sob baixas restrições bióticas e abióticas (e.g., *Ectatomma brunneum* e *Pheidole subarmata*) (Tabela 4) (Sobrinho & Schoereder, 2007; Suguituru et al., 2015).

Apesar de muitos estudos utilizarem formigas como bioindicadores (Andersen & Majer, 2004; Philpott et al., 2010; Ribas et al., 2012; Schmidt et al., 2013), poucos observam uma resposta concisa quanto a modificação no número de espécies. Isso pode ser atribuído à escala espacial na qual estes estudos têm sido conduzidos devido a facilidade de as espécies de formigas superarem restrições bióticas e abióticas em pequenas escalas espaciais (Schmidt et al., 2017a). Assim, neste estudo, o uso de paisagens circulares com raio de 500 m permitiu observar uma relação mais evidente entre parâmetros ambientais (cobertura florestal e heterogeneidade ambiental) e a diversidade de espécies ( $\gamma$ ,  $\alpha$  e  $\beta$ ), uma vez que nesta escala espacial há uma maior limitação da capacidade de dispersão das espécies de formigas (Spiesman & Cumming, 2008).

A redução da heterogeneidade ambiental da paisagem promovida pela baixa de cobertura florestal possivelmente leva a uma redução das restrições bióticas e abióticas impostas ao *pool* de espécies presente na paisagem estudada, possibilitando que as formigas consigam se dispersar mais facilmente acarretando em baixos valores de diversidade  $\beta$  nestas paisagens com baixa cobertura florestal. Isso é evidenciado contrastando a diversidade e ocorrência de espécies de formigas entre a paisagem que teve menor cobertura florestal (paisagem 10: 13,30%) e as que tiveram maior cobertura florestal (e.g., paisagem 00: 100%). Na paisagem 10, nove espécies (33,3% do total de 27 espécies) estão presentes em todos os quatro transectos fazendo com que os valores de diversidade  $\alpha$  (13,75) e  $\beta$  (13,25) sejam muito próximos. Além disso, algumas das espécies (e.g., *Camponotus blandus*, *Ectatomma brunneum*, *Pheidole subarmata* e *Pseudomyrmex termitarius*) presentes em todos transectos da paisagem 10 são reportadas como espécies tolerantes a distúrbios (Suguituru et al., 2015). Por outro lado, na paisagem 00, apenas duas espécies (*Pachycondyla crassinoda* e *Pachycondyla harpax*) (3% do total de 67) estão presentes em todos os quatro transectos, o que acarretou em um baixo valor da diversidade  $\alpha$  (24,75) em relação ao valor da diversidade  $\beta$  (45,25). Dessa forma, a diminuição da cobertura florestal, e conseqüentemente da heterogeneidade ambiental, pode ser apontada como responsável pela homogeneização das assembleias de formigas em nível de paisagem pelo fato de promoverem a diminuição da

diversidade  $\gamma$ , uma baixa variação na composição de espécies (baixa diversidade  $\beta$ ) e um elevado número de espécies ocorrendo ao longo de toda extensão da paisagem.

Nossos resultados destacam a importância da cobertura florestal ressaltando que a quantidade de habitat nativo disponível em paisagens sob influência antrópica são essenciais para a conservação da diversidade (Leal et al. 2012; Fahrig, 2013; Solar et al. 2016). Isso fortalece a recomendação de que os esforços para a conservação da diversidade de formigas devem ser concentrados em minimizar a fragmentação de florestas (Leal et al. 2012; Haddad et al., 2015), promover a restauração florestal (Nakamura et al., 2003), conservar florestas secundárias (Solar et al., 2016) e criar matrizes estruturalmente semelhantes aos fragmentos florestais (Queiroz et al., 2017). Assim, em paisagens em que há um planejamento de seu uso com base nas considerações descritas acima apresentarão uma maior heterogeneidade ambiental (Boesing et al., 2018), promovendo uma maior conservação da biodiversidade (Tschardt et al., 2005) do que paisagens altamente simplificadas e tendo apenas um tipo de matriz, como por exemplo, pastagens (Nakamura et al., 2007; Leach et al., 2013).

#### **4.3. Resposta dos grupos funcionais à cobertura florestal**

Observamos que a variação nos percentuais de cobertura florestal disponível em nível de paisagem é percebida de forma distinta pelos diferentes grupos de espécies de formigas. A abordagem de grupos funcionais agrupa espécies de formigas que possuem estilos de vida potencialmente similares (Miranda et al., 2017). Grupos funcionais são importantes para facilitar a interpretação da maneira que as espécies exploram e dominam os recursos disponíveis ou auxiliam a superar condições adversas do ambiente físico (Silva & Brandão, 2010; Woodcock et al., 2011).

Assim, a diminuição da frequência de ocorrência dos grupos funcionais predadoras epigéicas de tamanho médio (PEM) e formigas de correição (FC) com o aumento da cobertura florestal pode estar associada ao tamanho corporal e deslocamento por cima da superfície do solo apresentados por estas espécies. De acordo com a hipótese do efeito do tamanho do grão (Kaspari & Weiser, 2007), formigas maiores que possuem pernas mais longas, embora apresentem uma locomoção mais rápida e sobre lacunas do substrato, têm o acesso limitado a abrigos e recursos presentes no interior destes (e.g., serapilheira).

No entanto, o aumento da frequência de ocorrência das espécies de formigas cultivadoras de fungo (CF) com a diminuição da cobertura florestal pode estar associada a preferência de alguns gêneros de formigas deste grupo (e.g., *Atta*, *Acromyrmex* e *Trachymyrmex*) por áreas abertas e habitats mais perturbados (Fowler & Robinson, 1977; Suguituru et al., 2015), por estes oferecerem um substrato restrito e abundante de gramíneas (Bestelmeyer & Wiens, 1996). Além disso, espécies de outros gêneros de formigas cultivadoras de fungo (e.g., *Cyphomyrmex* e *Mycocepurus*) possuem hábitos generalistas (Vasconcelos et al., 2018) superando as restrições impostas por diversos tipos de ambientes, inclusive de habitats sob influência antrópica.

O aumento da frequência de ocorrência dos grupos dacetíneas predadoras (DP) e hipogéicas generalistas de tamanho pequeno (HGP) com o aumento da cobertura florestal pode indicar que estas formigas devem ser mais sensíveis a eventos de perturbação antrópica que alteram as condições e recursos necessários para sua nidificação e forrageamento (Baccaro et al., 2013). Formigas dacetíneas predadoras (e.g., *Strumigenys*) têm o interior da serapilheira e cascas de árvores e troncos podres como locais de preferência para nidificação e/ou forrageio (Baccaro et al., 2015). Assim a limitação da disponibilidade desses locais, devido a redução da cobertura florestal, compromete a ocorrência de espécies de formigas que usam este micro-habitat. A preferência por habitats com maior cobertura florestal também pode ser atribuída para as espécies de formigas hipogéicas generalistas de tamanho pequeno. Paisagens com uma grande proporção de pastagem dificultam a sua ocorrência devido a possível compactação do solo promovida pelo intenso pisoteio do gado bovino. A compactação do solo reduz a disponibilidade de espaço livre entre as partículas do solo, limitando a nidificação e forrageamento de espécies de formigas subterrâneas e levando a formação de assembleias compostas por espécies de menor tamanho (Schmidt et al., 2017b) e um baixo número de espécies (Schmidt et al., 2013; Marques et al., 2017).

## 5. CONCLUSÃO

O aumento da cobertura florestal proporciona uma elevada heterogeneidade ambiental que pode atuar diretamente na diversidade de espécies de formigas, principalmente na diversidade  $\beta$  e limita a ocorrência de distintos grupos funcionais. Dado que assembleias de formigas são amplamente utilizadas como bioindicadores ambientais as alterações

promovidas por atividades humanas (Andersen & Majer, 2004; Schmidt et al., 2013), nossos resultados são importantes para o manejo de paisagens sob influência antrópica.

Evidenciamos que a diversidade de espécies de formigas está assegurada em habitats que consigam oferecer heterogeneidade ambiental, que ocasiona à similaridade na composição de espécies das assembleias. Assim, gestores de unidades de conservação, cujo plano de manejo prevê a exploração de recursos naturais (e.g., Reservas Extrativistas, Florestas Nacionais e afins) que afetam a estrutura e dinâmica da paisagem natural devem dedicar esforços para a conservação de áreas de habitat nativo afim de garantir uma maior biodiversidade e atenuar o processo de homogeneização biótica em nível de paisagem.

## 6. REFERÊNCIAS

- Acre, 2006. Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Acre, Fase II - Escala 1:250.000. Documento de Síntese. Secretaria de Meio Ambiente do Acre, Rio Branco.
- Acre, 2010. Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Acre, Fase II - Escala 1:250.000. Documento de Síntese. Secretaria de Meio Ambiente do Acre, Rio Branco.
- Andersen, A.N., Majer, J.D., 2004. Ants show the way Down Under: invertebrates as bioindicators in land management. *Front. Ecol. Environ.* 2, 291-298. <https://doi.org/10.2307/3868404>
- Araujo, T.P., Mello, F.M., 2010. Processamento de imagens digitais – Razão entre bandas. *Geociências* 29, 121–131
- Baccaro, F.B., Feitosa, R.M., Fernandez, F., Fernandes, I.O., Izzo, T.J., Souza, J.L.P., Solar, R., 2015. Guia para os gêneros de formigas do Brasil, Editora INPA. <https://doi.org/10.5281/zenodo.32912>
- Baccaro, F.B., Rocha, I.F., Del Aguila, B.E.G., Schietti, J., Emilio, T., Pinto, J.L.P. da V., Lima, A.P., Magnusson, W.E., 2013. Changes in ground-dwelling ant functional diversity are correlated with water table Level in an Amazonian terra firme forest. *Biotropica* 45, 755–763. <https://doi.org/10.1111/btp.12055>
- Bestelmeyer, B.T., Wiens, J.A., 1996. The effects of land use on the structure of ground-foraging ant communities in the Argentine Chaco. *Ecol. Appl.* 6, 1225–1240.
- Boesing, A.L., Nichols, E., Metzger, J.P., 2018. Biodiversity extinction thresholds are modulated by matrix type. *Ecography* 41, 1–14. <https://doi.org/10.1111/ecog.03365>
- Cadotte, M.W., Tucker, C.M., 2017. Should environmental filtering be abandoned? *Trends Ecol. Evol.* 32, 429–437. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.03.004>
- Carvalho, T.S., Domingues, E.P., Horridge, J.M., 2017. Controlling deforestation in the Brazilian Amazon: Regional economic impacts and land-use change. *Land use policy*

- 64, 327–341. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.03.001>
- Crawley, M.J., 2013. *The R book*, 2nd ed. A John Wiley & Sons Ltd, Chichester  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1002/9781118448908.ch13>
- Crósta, A.P., 1992. *Processamento Digital de Imagens de Sensoriamento Remoto*, ed. rev. Instituto de Geociências, IG/UNICAMP. Campinas, São Paulo.
- Cumming, G.S., 2007. Global biodiversity scenarios and landscape ecology. *Landsc. Ecol.* 22, 671–685. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-9057-3>
- Demarchi1, J.C., Sartori, A.A. da C., Zimback, C.R.L., 2011. Métodos de classificação de imagens orbitais para o mapeamento do uso do solo: estudo de caso na Sub-Bacia do Córrego das Três Barras. *Simpósio Bras. Sensoriamento Remoto XV*, 8833–8840.
- Duarte A. F. (2005) Variabilidade e tendência das chuvas em Rio Branco, Acre, Brasil. *Rev. Bras. Meteo.* 20, 37–42.
- Fahrig, L., 2013. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *J. Biogeogr.* 40, 1649–1663. <https://doi.org/10.1111/jbi.12130>
- Fowler, H.G., Robinson, S.W., 1977. Foraging and grass selection by the grass-cutting ant *Acromyrmex landolti fracticornis* (Forel) (Hymenoptera: Formicidae) in habitats of introduced forage grasses in Paraguay. *Bull. Entomol. Res.* 67, 659–666. <https://doi.org/10.1017/S0007485300007021>
- García-Martínez, M., Valenzuela-González, J.E., Escobar-Sarria, F., López-Barrera, F., Castaño-Meneses, G., 2017. The surrounding landscape influences the diversity of leaf-litter ants in riparian cloud forest remnants. *Plos One* 12, 1–19. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0172464>
- Griffiths, H.M., Ashton, L.A., Walker, A.E., Hasan, F., Evans, T.A., Eggleton, P., Parr, C.L., 2018. Ants are the major agents of resource removal from tropical rainforests. *J. Anim. Ecol.* 87, 293–300. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12728>

Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., Holt, R.D., Lovejoy, T.E., Sexton, J.O., Austin, M.P., Collins, C.D., Cook, W.M., Damschen, E.I., Ewers, R.M., Foster, B.L., Jenkins, C.N., King, A.J., Laurance, W.F., Levey, D.J., Margules, C.R., Melbourne, B.A., Nicholls, A.O., Orrock, J.L., Song, D.-X., Townshend, J.R., 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Sci. Adv.* 1,1-9. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>

IBAMA, 2006. Plano de Manejo Reserva Extrativista Chico Mendes - [Icmbio.gov.br](http://icmbio.gov.br).

Janicki, J., Narula, N., Ziegler, M., Guénard, B. Economo, E.P., 2016. Visualizing and interacting with large-volume biodiversity data using client-server web-mapping applications: The design and implementation of [antmaps.org](http://antmaps.org). URL <http://antmaps.org/index.html> (Acessado em 05 de abril de 2018)

Kaspari, M., Weiser, M., 2007. The size-grain hypothesis: do macroarthropods see a fractal world? *Ecol. Entomol.* 32, 279–282. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.2007.00870.x>

Kraft, N.J.B., Adler, P.B., Godoy, O., James, E.C., Fuller, S., Levine, J.M., 2015. Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. *Funct. Ecol.* 29, 592–599. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12345>

Lach, L., Catherine P., & Kirsti A., 2010. *Ant ecology*. Oxford University Press.

Leal, I.R., Filgueiras, B.K.C., Gomes, J.P., Iannuzzi, L., Andersen, A.N., 2012. Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic forest. *Biodivers. Conserv.* 21, 1687–1701. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0271-9>

Leach, E., Nakamura, A., Turco, F., Burwell, C.J., Catterall, C.P., Kitching, R.L., 2013. Potential of ants and beetles as indicators of rainforest restoration: characterising pasture and rainforest remnants as reference habitats. *Ecol. Manag. Restor.* 14, 202–209. <https://doi.org/10.1111/emr.12068>

Loreau, M., 2000. Are communities saturated? On the relationship between alpha, beta and gamma diversity. *Ecol. Lett.* 3, 73–76. <https://doi.org/10.1046/j.1461->

0248.2000.00127.x

- Lundholm, J.T., 2009. Plant species diversity and environmental heterogeneity: spatial scale and competing hypotheses. *J. Veg. Sci.* 20, 377–391. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.05577.x>
- Marques, T., Espírito-Santo, M.M., Neves, F.S., Schoereder, J.H., 2017. Ant assemblage structure in a secondary tropical dry forest: The role of ecological succession and seasonality. *Sociobiology* 64, 261–275. <https://doi.org/10.13102/sociobiology.v64i3.1276>
- McGeoch, M.A., 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biol. Rev.* 73, 181–201. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185x.1997.tb00029.x>
- Metzger, J.P., 2001. O Que É Ecologia De Paisagens? *Biota Neotropica* 1, 1–9. doi: 10.1093/hmg/ddn246
- Miranda, P.N., Baccaro, F.B., Morato, E.F., Oliveira, M.A., Delabie, J.H.C., 2017. Limited effects of low-intensity forest management on ant assemblages in southwestern Amazonian forests. *Biodivers. Conserv.* 26, 2435–2451. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1368-y>
- Miranda, P.N., Morato, E.F., Oliveira, M.A., Delabie, J.H.C., 2013. A riqueza e composição de formigas como indicadores dos efeitos do manejo florestal de baixo impacto em floresta tropical no estado do Acre. *Rev. Árvore* 37, 163–173. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622013000100017>
- Miranda, P.N., Oliveira, M.A., Baccaro, F.B., Morato, E.F., Delabie, J.H.C., 2012. Check list of ground-dwelling ants (Hymenoptera: Formicidae) of the eastern Acre, Amazon, Brazil. *Check List* 8, 722. <https://doi.org/10.15560/8.4.722>
- Muylaert, R.L., Stevens, R.D., Ribeiro, M.C., 2016. Threshold effect of habitat loss on bat richness in cerrado- forest landscapes. *Ecol. Appl.* 26, 1854–1867.

<https://doi.org/10.1890/15-1757.1>

- Nakamura, A., Catterall, C.P., House, A.P.N., Kitching, R.L., Burwell, C.J., 2007. The use of ants and other soil and litter arthropods as bio-indicators of the impacts of rainforest clearing and subsequent land use. *J. Insect Conserv.* 11, 177–186. <https://doi.org/10.1007/s10841-006-9034-9>
- Nakamura, A., Proctor, H., Catterall, C.P., 2003. Using soil and litter arthropods to assess the state of rainforest restoration. *Ecol. Manag. Restor.* 4, S20–S28. <https://doi.org/10.1046/j.1442-8903.4.s.3.x>
- Nagendra, H., Munroe, D.K., Southworth, J., 2004. From pattern to process: landscape fragmentation and the analysis of land use/land cover change. *Agric. Ecosyst. Environ.* 101, 111–115. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.09.003>
- Negret, J.F., 2010. Flexibilização do capital na reserva extrativista Chico Mendes e seu entorno: o cronômetro entrou na floresta. *Soc. Nat.* 22, 373–390. <https://doi.org/10.1590/S1982-45132010000200011>
- Olden, J.D., Rooney, T.P., 2006. On defining and quantifying biotic homogenization. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 15, 113–120. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00214.x>
- Oliveira, M.A., Della Lucia, T.M.C., Marinho, C.G.S., Delabie, J.H.C., Morato, E.F., 2009. Ant (Hymenoptera : Formicidae) diversity in an area of the Amazon forest in Acre, Brazil. *Sociobiology* 54, 1–26
- Oliveira, M.A., Della Lucia, T.M.C., Morato, E.F., Amaro, M.A., Marinho, C.G.S., 2011. Vegetation structure and richness: Effects on ant fauna of the Amazon - Acre, Brazil (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology* 57, 471–486
- Oliver, I., Dorrrough, J., Doherty, H., Andrew, N.R., 2016. Additive and synergistic effects of land cover, land use and climate on insect biodiversity. *Landsc. Ecol.* 31, 2415–2431. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0411-9>

- Ortega, J.C.G., Thomaz, S.M., Bini, L.M., 2018. Experiments reveal that environmental heterogeneity increases species richness, but they are rarely designed to detect the underlying mechanisms. *Oecologia* - Online first. <https://doi.org/10.1007/s00442-018-4150-2>
- Pacheco, R., Vasconcelos, H.L., 2012. Habitat diversity enhances ant diversity in a naturally heterogeneous Brazilian landscape. *Biodivers. Conserv.* 21, 797–809. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0221-y>
- Philpott, S.M., Perfecto, I., Arnambrecht, I. & Parr, C. L., 2010. Ant diversity and function in disturbed and changing habitats. In: *Ant ecology* (eds. L. Lach, C. L. Parr & K. L. Abbott), pp 137– 156, Oxford University Press, New York.
- Paknia, O., Pfeiffer, M., 2014. Niche-based processes and temporal variation of environment drive beta diversity of ants (Hymenoptera: Formicidae) in dryland ecosystems of Iran. *Myrmecological News* 20, 15–23
- Paolucci, L.N., Solar, R.R.C., Sobrinho, T.G., Sperber, C.F., Schoederer, J.H., 2012. How does small-scale fragmentation affect litter-dwelling ants? The role of isolation. *Biodivers. Conserv.* 21, 3095–3105. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0356-5>
- Queiroz, A.C.M., Rabello, A.M., Braga, D.L., Santiago, G.S., Zurlo, L.F., Philpott, S.M., Ribas, C.R., 2017. Cerrado vegetation types determine how land use impacts ant biodiversity. *Biodivers. Conserv.* 1–18. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1379-8>
- R Core Team, 2018. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org>
- Ramos, C.S., Isabel Bellocq, M., Paris, C.I., Filloy, J., 2018. Environmental drivers of ant species richness and composition across the Argentine Pampas grassland. *Austral Ecol.* 43, 424–434. <https://doi.org/10.1111/aec.12579>

- Ribas, C.R., Schoereder, J.H., Pic, M., Soares, S.M., 2003. Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. *Austral Ecol.* 28, 305–314. <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2003.01290.x>
- Ribas, C.R., Campos, R.B.F., Schmidt, F.A., Solar, R.R.C., 2012. Ants as Indicators in Brazil: A review with suggestions to improve the use of ants in environmental monitoring programs. *Psyche A J. Entomol.* 2012, 1–23. <https://doi.org/10.1155/2012/636749>
- Schmidt, F.A., Ribas, C.R., Schoereder, J.H., 2013. How predictable is the response of ant assemblages to natural forest recovery? Implications for their use as bioindicators. *Ecol. Indic.* 24, 158–166. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.05.031>
- Schmidt, F.A., Ribas, C.R., Sobrinho, T.G., Ubaidillah, R., Schoereder, J.H., Clough, Y., Tschardt, T., 2017a. Similar alpha and beta diversity changes in tropical ant communities, comparing savannas and rainforests in Brazil and Indonesia. *Oecologia* 185, 487–498. <https://doi.org/10.1007/s00442-017-3960-y>
- Schmidt, F.A., Schoereder, J.H., Caetano, M.D.N., 2017b. Ant assemblage and morphological traits differ in response to soil compaction. *Insectes Soc.* 64, 219–225. <https://doi.org/10.1007/s00040-016-0532-9>
- Silva, A.P.G., Mews, H.A., Marimon-Junior, B.H., Oliveira, E.A., Morandi, P.S., Oliveras, I., Marimon, B.S., 2018. Recurrent wildfires drive rapid taxonomic homogenization of seasonally flooded Neotropical forests. *Environ. Conserv.* - Online first. 1–9. <https://doi.org/10.1017/S0376892918000127>
- Silva, R.R., Brandão, C.R.F., 2014. Ecosystem-Wide Morphological Structure of Leaf-Litter Ant Communities along a Tropical Latitudinal Gradient. *Plos One* 9, e93049. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0093049>
- Silva, R.R., Brandão, C.R.F., 2010. Morphological patterns and community organization in leaf-litter ant assemblages. *Ecol. Monogr.* 80, 107–124. <https://doi.org/10.1890/08->

1298.1

- Sobrinho, T.G., Schoereder, J.H., 2007. Edge and shape effects on ant (Hymenoptera: Formicidae) species richness and composition in forest fragments. *Biodivers. Conserv.* 16, 1459–1470. <https://doi.org/10.1007/s10531-006-9011-3>
- Solar, R.R. de C., Barlow, J., Andersen, A.N., Schoereder, J.H., Berenguer, E., Ferreira, J.N., Gardner, T.A., 2016. Biodiversity consequences of land-use change and forest disturbance in the Amazon: A multi-scale assessment using ant communities. *Biol. Conserv.* 197, 98–107. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.03.005>
- Solar, R.R. de C., Barlow, J., Ferreira, J., Berenguer, E., Lees, A.C., Thomson, J.R., Louzada, J., Maués, M., Moura, N.G., Oliveira, V.H.F., Chaul, J.C.M., Schoereder, J.H., Vieira, I.C.G., Mac Nally, R., Gardner, T.A., 2015. How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes? *Ecol. Lett.* 18, 1108–1118. <https://doi.org/10.1111/ele.12494>
- Souza Júnior, M.B., Ferreira, F.F., de Oliveira, V.M., 2014. Effects of the spatial heterogeneity on the diversity of ecosystems with resource competition. *Phys. A Stat. Mech. its Appl.* 393, 312–319. <https://doi.org/10.1016/j.physa.2013.08.045>
- Souza, V.M. De, Souza, M.B. De, Morato, E.F., 2008. Efeitos da sucessão florestal sobre a anurofauna (Amphibia: Anura) da Reserva Catuaba e seu entorno, Acre, Amazônia sul-ocidental. *Rev. Bras. Zool.* 25, 49–57. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752008000100008>
- Spiesman, B.J., Cumming, G.S., 2008. Communities in context: the influences of multiscale environmental variation on local ant community structure. *Landsc. Ecol.* 23, 313–325. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9186-3>
- Stein, A., Gerstner, K., Kreft, H., 2014. Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecol. Lett.* 17, 866–880. <https://doi.org/10.1111/ele.12277>

- Stein, A., Kreft, H., 2015. Terminology and quantification of environmental heterogeneity in species-richness research. *Biol. Rev.* 90, 815–836. <https://doi.org/10.1111/brv.12135>
- Storck-Tonon, D., Morato, E.F., Melo, A.W.F. de, Oliveira, M.L. de, 2013. Orchid Bees of forest fragments in Southwestern Amazonia. *Biota Neotrop.* 13, 133–141. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032013000100015>
- Suguituru, S.S., Morini, M.S. de C., Feitosa, R.M., Silva, R.R. da, 2015. Formigas do Alto Tietê. *Canal* 6, Bauru.
- Tabarelli, M., Aguiar, A.V., Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Peres, C.A., 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. *Biol. Conserv.* 143, 2328–2340. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.005>
- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - Ecosystem service management. *Ecol. Lett.* 8, 857–874. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>
- Tscharntke, T., Tylianakis, J.M., Rand, T.A., Didham, R.K., Fahrig, L., Batáry, P., Bengtsson, J., Clough, Y., Crist, T.O., Dormann, C.F., Ewers, R.M., Fründ, J., Holt, R.D., Holzschuh, A., Klein, A.M., Kleijn, D., Kremen, C., Landis, D.A., Laurance, W., Lindenmayer, D., Scherber, C., Sodhi, N., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., van der Putten, W.H., Westphal, C., 2012. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biol. Rev.* 87, 661–685. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x>
- Vasconcelos, H.L., Maravalhas, J.B., Feitosa, R.M., Pacheco, R., Neves, K.C., Andersen, A.N., 2018. Neotropical savanna ants show a reversed latitudinal gradient of species richness, with climatic drivers reflecting the forest origin of the fauna. *J. Biogeogr.* 45, 248–258. <https://doi.org/10.1111/jbi.13113>
- Veech, J.A., Summerville, K.S., Crist, T.O., Gering, J.C., 2002. The additive partitioning of species diversity: recent revival of an old idea. *Oikos* 99, 3–9.

<https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.990101.x>

Wilson, E.O., Holldobler, B., 2005. The rise of the ants: A phylogenetic and ecological explanation. Proc. Natl. Acad. Sci. 102, 7411–7414.  
<https://doi.org/10.1073/pnas.0502264102>

Woodcock, P., Edwards, D.P., Fayle, T.M., Newton, R.J., Khen, C. V., Bottrell, S.H., Hamer, K.C., 2011. The conservation value of South East Asia's highly degraded forests: evidence from leaf-litter ants. Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 366, 3256–3264. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0031>

**\*Referências de acordo com as normas do periódico científico *Science of the Total Environment* (Apêndice I)**

## 7. APÊNDICES

*Apêndice I- Informações e normas para publicação do periódico científico escolhido para submissão do artigo proveniente desta dissertação.*

Nome da revista: Science of the Total Environment

ISSN Online: 0048-9697

Editora: Elsevier.

Fator de Impacto (2016): 4,900.

Classificação Qualis/Capes em Biodiversidade: A2

Endereço eletrônico de acesso às normas da revista: (Guide for authors:

<https://www.elsevier.com/journals/science-of-the-total-environment/0048-9697/guide-for-authors>)