



GUILHERME PEREIRA ALVES

**AS RESPOSTAS DAS COMUNIDADES DE FORMIGAS À
COBERTURA FLORESTAL DA PAISAGEM**

LAVRAS – MG

2024

GUILHERME PEREIRA ALVES

**AS RESPOSTAS DAS COMUNIDADES DE FORMIGAS À COBERTURA
FLORESTAL DA PAISAGEM**

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

Dra. Carla Rodrigues Ribas

Orientadora

Dr. Antônio César Medeiros de Queiroz

Coorientador

Dr. Chaim José Lasmar

Coorientador

LAVRAS – MG

2024

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

Alves, Guilherme Pereira.

As respostas das comunidades de formigas à cobertura florestal
da paisagem / Guilherme Pereira Alves. - 2024.

92p.

Orientador(a): Carla Rodrigues Ribas.

Coorientador(a): Chaim José Lasmar, Antonio Cesar Medeiros
de Queiroz.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Lavras, 2024.

Bibliografia.

1. Ecologia de Paisagem. 2. Fragmentação. 3. Metodologia de
Coleta. I. Ribas, Carla Rodrigues. II. Lasmar, Chaim José. III.
Medeiros de Queiroz, Antônio Cesar. IV. Título.

GUILHERME PEREIRA ALVES

**AS RESPOSTAS DAS COMUNIDADES DE FORMIGAS À COBERTURA
FLORESTAL DA PAISAGEM**

ANT COMMUNITIES' RESPONSES TO LANDSCAPE FOREST COVER

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

APROVADA em 29 de fevereiro de 2024

Dra. Carla Rodrigues Ribas UFLA

Dra. Clarissa Alves da Rosa INPA

Dra. Grazielle Santiago da Silva UFLA

Dr. Júlio Neil Cassa Louzada UFLA

Dr. Ronald Zanetti Bonetti Filho UFLA

Dra. Carla Rodrigues Ribas

Orientadora

Dr. Antônio César Medeiros de Queiroz

Coorientador

Dr. Chaim José Lasmar

Coorientador

LAVRAS – MG

2024

AGRADECIMENTOS

A todas as pessoas que participaram do meu processo educacional pelas instituições de ensino pelas quais passei. A Universidade Federal de Lavras, instituição que me graduei, realizei meu mestrado e doutorado, principalmente ao Programa de Pós-graduação em Ecologia Aplicada.

A todos os (as) professores (as) e estudantes envolvidos no projeto maior do qual este se originou, por toda a discussão e apoio necessários para que este projeto se concretizasse.

À Universidade Federal de Lavras,

Aos professores e professoras do Programa de Pós-graduação em Ecologia Aplicada pelos ensinamentos e pela oportunidade de aprender.

Aos amigos que fiz nessa caminhada, principalmente os da ecologia, pelas conversas, pelos cafés e cervejas.

Aos membros atuais e aos que passaram pelo Laboratório de Ecologia de Formigas, por todos os momentos bons dentro e fora do laboratório e por todas as discussões sobre ecologia e sobre formigas.

À minha orientadora, Carla, por todo o auxílio durante essa caminhada. Por estar presente desde o primeiro período da minha graduação até o fim do doutorado. Por todas as conversas sobre ecologia e sobre formigas, por todos os momentos que precisei de alguém para conversar sobre problemas acadêmicos ou não e, principalmente, pela paciência.

Aos meus coorientadores, Chaim e Antônio, por todo o auxílio no processo de análise estatística e escrita. Além de todos os ensinamentos sobre ecologia.

A minha família, por sempre apoiar minhas decisões e dar todo o suporte.

A Alice, minha companheira, por sempre estar ao meu lado nos momentos bons e ruins.

Ao CNPq e CAPES, por financiar o projeto no qual este trabalho está inserido.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelas bolsas durante o doutorado.

RESUMO GERAL

A perda de habitat é uma das principais causas do declínio da biodiversidade global, afetando a conectividade e composição da paisagem, especialmente em ambientes tropicais. Isso resulta em mudanças na cobertura florestal e outros usos da terra, aumentando a heterogeneidade ambiental. A fragmentação do habitat leva à formação de múltiplos fragmentos menores e isolados, afetando as espécies daquela paisagem. Tais mudanças também influenciam a qualidade do habitat, interações entre espécies e o funcionamento do ecossistema. Para tentar melhor entender as consequências dessas mudanças ambientais devemos nos focar em objetos de estudo e uma coleta de dados adequados. A amostragem em estudos científicos deve minimizar custos e tempo de coleta, sem comprometer o rigor científico. As formigas, podem ser considerados boas bioindicadoras pois, além de terem amostragem relativamente simples, desempenham papéis cruciais nos ecossistemas tropicais e são sensíveis às perturbações do habitat. Além de participarem de processos como a dispersão de sementes, polinização e engenharia de ecossistemas. Nesse trabalho, i) avaliamos a efetividade de armadilhas utilizadas para captura de formigas, instaladas próximas ou não de armadilhas iscadas para besouros. Testamos a predição de que a presença das armadilhas de besouros, quando instaladas na mesma área que as armadilhas para captura de formigas, não afetará a riqueza e a composição de espécies de formigas capturadas em *pitfalls* sem isca. Após análises estatísticas, não foi encontrado diferença significativa na riqueza de espécies de formigas entre áreas com e sem armadilhas iscadas para besouros, tanto para formigas arborícolas quanto epigeicas. Também não houve variação na composição de espécies entre áreas com e sem iscas. Portanto, as armadilhas para besouros não influenciam na composição ou na riqueza de espécies de formigas. Assim, realizar ambas as metodologias de coleta, tanto para besouros quanto para formigas, simultaneamente, podem reduzir o tempo de campo e agilizar a coleta de ambos os grupos. Além disso, ii) investigar como a perda de cobertura florestal na paisagem afeta as comunidades de formigas. Para isso, teste as seguintes predições: 1) Fragmentos florestais inseridos em paisagens com maior porcentagem de cobertura florestal, associados à afinidade de habitat das formigas (especializadas em áreas abertas, áreas florestais ou generalistas), terão maior riqueza de espécies de formigas; 2) Fragmentos florestais inseridos em paisagens com maior cobertura florestal terão a composição de espécies mais dissimilar entre si do que paisagens com menores coberturas florestais; 3) Há um limiar de perda de cobertura florestal na paisagem que gera um declínio acentuado da riqueza de espécies de formigas nos fragmentos florestais. Houve uma relação negativa significativa entre a cobertura florestal na paisagem e a riqueza de formigas especialistas em habitats abertos e florestais, enquanto as formigas com hábitos generalistas não foram afetadas pela mudança na cobertura florestal. Não houve diferenças claras na composição de espécies entre os fragmentos florestais, independentemente da cobertura florestal da paisagem. Além disso, identificamos um ponto de inflexão em torno de $30,02\% \pm 2,677\%$ de cobertura florestal, indicando uma mudança na tendência da relação entre a riqueza de espécies e a cobertura florestal. Portanto, formigas respondem negativamente à perda de cobertura florestal, sendo influenciadas pela interação entre a afinidade de habitat e a porcentagem de cobertura florestal da paisagem.

Palavras chave: formigas; *pitfall*; perda de habitat; fragmentação; paisagem

GENERAL ABSTRACT

Habitat loss is one of the primary causes of global biodiversity decline, affecting landscape connectivity and composition, especially in tropical environments. This results in changes in forest cover and other land uses, increasing environmental heterogeneity. Habitat fragmentation leads to the formation of multiple smaller and isolated fragments, affecting species within that landscape. Such changes also influence habitat quality, species interactions, and ecosystem functioning. To better understand the consequences of these environmental changes, we must focus on appropriate study objects and data collection. Data sampling in scientific studies should minimize costs and collection time without compromising scientific rigor. Ants can be considered good bioindicators because, besides having relatively simple sampling, they play crucial roles in tropical ecosystems and are sensitive to habitat disturbances. In addition to participating in processes such as seed dispersal, pollination, and ecosystem engineering, they are important indicators of environmental changes. In this study, I aimed to i) assess the difference in the effectiveness of traps used for ant capture installed in the presence and absence of baited traps for beetles. Testing the prediction that the presence of beetle traps will not affect the richness and species composition of ants captured in baitless *pitfalls*. After statistical analyses, no significant difference was found in ant species richness between areas with and without baited beetle traps, both for arboreal and ground-dwelling ants. There was also no variation in species composition between areas with and without baits. Therefore, beetle traps do not influence the composition or richness of ant species. Thus, conducting both collection methodologies, for both beetles and ants, simultaneously can reduce field time and expedite the collection of both groups. Additionally, ii) investigating how forest cover loss in the landscape affects ant communities. To do this, I tested the following predictions: 1) Forest fragments inserted into landscapes with higher percentages of forest cover, associated with ant habitat affinity (specialized in open areas, forested areas, or generalists), will have higher species richness of ants; 2) Forest fragments inserted into landscapes with higher forest cover will have more dissimilar species compositions than landscapes with lower forest cover; 3) There is a threshold of forest cover loss in the landscape that generates a sharp decline in ant species richness in forest fragments. There was a significant negative relationship between landscape forest cover and the richness of ants specialized in open and forest habitats, while ants with generalist habits were not affected by changes in forest cover. There were no clear differences in species composition among forest fragments, regardless of landscape forest cover. Additionally, we identified an inflection point around $30.02\% \pm 2.677\%$ forest cover, indicating a change in the trend of the relationship between species richness and forest cover. Therefore, ants respond negatively to forest cover loss, being influenced by the interaction between habitat affinity and the percentage of forest cover in the landscape.

Keywords: ants; *pitfall*; habitat loss; fragmentation; landscape

INDICADOR DE IMPACTO

A pesquisa intitulada "As Respostas das Comunidades de Formigas à Cobertura Florestal da Paisagem" investiga como a variação na cobertura florestal afeta a estrutura e diversidade das comunidades de formigas, que são fundamentais para os processos ecológicos, como decomposição, dispersão de sementes e controle de pragas. Os resultados indicam que a manutenção da integridade florestal é crucial para a preservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. Este estudo, realizado em diferentes biomas e paisagens, quantifica a relação entre a cobertura florestal e a diversidade de formigas, fornecendo dados qualitativos e quantitativos relevantes. Os impactos potenciais deste trabalho incluem a formulação de políticas de conservação mais eficazes, práticas de manejo sustentável e a sensibilização das populações locais sobre a importância da biodiversidade. A pesquisa demonstra um caráter extensionista ao incluir comunidades locais como parceiros e beneficiários, influenciando diretamente o manejo florestal em territórios específicos. Além disso, alinha-se aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU, especialmente aos ODS 13 (Ação Contra a Mudança Global do Clima) e ODS 15 (Vida Terrestre), contribuindo para a Agenda 2030 ao enfatizar a importância da conservação dos ecossistemas e a proteção da biodiversidade. Ao envolver estudantes, docentes e técnicos, a pesquisa promove uma abordagem multidisciplinar e colaborativa, integrando esforços de diversos setores para alcançar objetivos comuns em prol da sustentabilidade ambiental e do bem-estar social.

IMPACT INDICATOR

The research titled "Ant Communities' Responses to Landscape Forest Cover" investigates how variations in forest cover affect the structure and diversity of ant communities, which are fundamental to ecological processes such as decomposition, seed dispersal, and pest control. The results indicate that maintaining forest integrity is crucial for preserving biodiversity and ecosystem services. This study, conducted in different biomes and landscapes, quantifies the relationship between forest cover and ant diversity, providing relevant qualitative and quantitative data. The potential impacts of this work include the formulation of more effective conservation policies, sustainable management practices, and raising awareness among local populations about the importance of biodiversity. The research demonstrates an extensionist character by including local communities as partners and beneficiaries, directly influencing forest management in specific territories. Furthermore, it aligns with the United Nations Sustainable Development Goals (SDGs), particularly SDG 13 (Climate Action) and SDG 15 (Life on Land), contributing to the 2030 Agenda by emphasizing the importance of ecosystem conservation and biodiversity protection. By involving students, teachers, and technicians, the research promotes a multidisciplinary and collaborative approach, integrating efforts from various sectors to achieve common goals in favor of environmental sustainability and social well-being.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL.....	1
	REFERÊNCIAS.....	4
2	QUANTO MENOR A COBERTURA FLORESTAL MAIOR A RIQUEZA DE ESPÉCIES DE FORMIGAS CAPTURADA EM DIFERENTES ESTRATOS	8
	RESUMO.....	9
	ABSTRACT.....	10
	INTRODUÇÃO.....	11
	MATERIAIS E MÉTODOS	13
	ÁREA DE ESTUDO	13
	DESENHO AMOSTRAL E COLETA DE FORMIGAS	14
	ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	15
	RESULTADOS	17
	DISCUSSÃO	22
	REFERÊNCIAS.....	26
	MATERIAL SUPLEMENTAR.....	31
3	JUNTO OU SEPARADO? AS FORMIGAS SERÃO CAPTURADAS SE HÁ OU NÃO PITFALLS ISCADOS PARA ROLA-BOSTA (COLEOPTERA: SCARABAEINAE) POR PERTO	43
	RESUMO.....	44
	ABSTRACT.....	45
	INTRODUÇÃO.....	46
	MATERIAIS E MÉTODOS	49
	ÁREA DE ESTUDO	49
	DESENHO AMOSTRAL E COLETA DE FORMIGAS	49
	ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	51
	RESULTADOS	53
	DISCUSSÃO	54
	REFERÊNCIAS.....	56
	MATERIAL SUPLEMENTAR.....	60
	CONCLUSÃO GERAL.....	75
4	ESTRATÉGIA DE DIVULGAÇÃO.....	78
	A FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL PELOS OLHOS DAS FORMIGAS	79

1 INTRODUÇÃO GERAL

A perda de habitat é considerada uma das principais causas do declínio da biodiversidade em todo o mundo (CARDINALE et al., 2012; FAHRIG, 2017). Esse processo afeta significativamente a conectividade e composição da paisagem, levando a mudanças na proporção de cobertura florestal e outros usos da terra (FAHRIG, 2017; MENDES et al., 2017). Tais mudanças a nível de paisagem podem gerar uma alta heterogeneidade ambiental em paisagens naturais e modificadas (DI GIULIO et al., 2001; MENDES et al., 2017). As mudanças na paisagem em ambientes tropicais resultam em alterações duradouras e complexas na biodiversidade, envolvendo diversas respostas biológicas, como perda de espécies, mudanças na estrutura e função da comunidade (GIBSON et al., 2013), com efeitos irreversíveis sobre o funcionamento do ecossistema (ESCOBAR et al., 2008).

À medida que o ambiente é fragmentado, o número de manchas florestais aumenta, deixando de ser um único fragmento e passando a ser vários fragmentos florestais, tipicamente menores e mais isoladas (FAHRIG, 2003). A teoria da metapopulação (HANSKI, 1998) e a teoria da biogeografia de ilhas (MACARTHUR R, WILSON E. 1967) sugerem que a fragmentação impacta negativamente as populações e a riqueza geral das espécies daquela paisagem. Por fim, em uma paisagem fragmentadas podemos observar uma maior variedades de habitats periféricos (BROADBENT et al., 2008), o que pode se torna uma nova força que irá influenciar as espécies daquela paisagem. Tais mudanças podem diminuir a qualidade do habitat, alterar as condições biofísicas, alterando as interações entre espécies (FAHRIG, 2003; LAURANCE et al., 2002; PFEIFER et al., 2017).

Um dos grupos de organismos mais importantes para o funcionamento dos ecossistemas de florestas tropicais são os invertebrados (PFEIFER et al., 2017). Esses organismos são excelentes indicadores para as mudanças no ambiente, especialmente à modificação do habitat (FAYLE et al., 2010). Mudanças a nível de paisagem, como fragmentação e perda de habitat podem provocar alterações no microclima e desempenham um papel fundamental na transformação das comunidades de invertebrados, especialmente quando uma floresta primaria passa por exploração e fragmentação (DIDHAM et al., 1998; GRAY et al., 2018; HOWDEN; NEALIS, 1975).

Entre os invertebrados, as formigas se destacam como um grupo extremamente relevante e dominante nas florestas tropicais em termos de número e biomassa

(FOLGARATI, 1998; GRIFFITHS et al., 2018). Trata-se de um grupo altamente diverso em todo o mundo e desempenham diversos papéis ecológicos, incluindo dispersão de sementes, polinização e engenharia de ecossistemas (FERNANDES et al., 2019; MARTELLO et al., 2018). Elas são sensíveis às perturbações do habitat, como exploração madeireira, fragmentação e conversão de habitat, o que pode resultar em mudanças na composição e riqueza das espécies (ANDERSEN, 2019; BOYLE et al., 2021; BRÜHL; ELTZ, 2010; LUKE et al., 2014; SOLAR et al., 2016). Portanto, as formigas são excelentes candidatas para estudar os efeitos das mudanças do uso do solo (ANDERSEN, 2019). Assim, é plausível que as mudanças ambientais exerçam uma influência significativa sobre as comunidades de formigas, podendo chegar a afetar suas atividades de forrageamento e competição intraespecíficas (ANDERSEN, 2019; BISHOP, 2017; CERDÁ; RETANA; CROS, 1998).

Em todo trabalho científico a metodologia de coleta de dados deve ser adequada ao tipo de projeto executado. Sendo assim a metodologia é uma parte fundamental do processo científico. Dessa forma, minimizar os custos, o tempo e facilitar a logística em campo para obtenção dos dados, sem prejudicar o rigor científico, se torna essencial para produzir trabalhos de qualidade. Em países em desenvolvimento os custos para execução de um projeto científico podem ser tão altos que manter projetos de longa duração pode se tornar quase impossível (DANIELSEN et al., 2003). Para programas de monitoramento de longo prazo, devemos ter cuidado ao delimitarmos nosso desenho amostral, para, assim, garantir a validade, a precisão e a comparabilidade dos dados ao longo do tempo, além de otimizar recursos e minimizar vieses. As técnicas aplicadas devem ser viáveis quanto ao seu custo-benefício, adequadas ao objeto de estudo, rápidas e passíveis de serem repetidas (MARGULES E AUSTIN, 1991; KIM, 1993; FISHER, 1999; PARR E CHOW, 2001). Estabelecer uma metodologia de coleta adequada e padronizada é especialmente importante nos trópicos, onde a riqueza de espécies é alta e o conhecimento científico sobre a fauna ainda é modesto (UMETSU et al., 2008). Portanto, uma ênfase maior deve ser dada para as análises de redução do esforço de coleta nos protocolos.

Além das formigas desempenharem diversos papéis ecológicos, a metodologia de coleta desse grupo é relativamente simples, rápida e barata (DA SILVA; CAJAIBA; PÉRICO, 2021; GARDNER et al., 2008; RIBAS et al., 2012a; SCHMIDT et al., 2022). Um dos tipos de armadilha utilizada para captura de formigas é o *pitfall*. Uma armadilha feita de um recipiente de plástico que é preenchido com uma solução composta por água, detergente e sal, e deixadas expostas por um curto período (BESTELMEYER et al.,

2000). Essa armadilha pode ser utilizada sem nenhuma isca, capturando formigas que estão forrageando no local (AGOSTI et al., 2000) ou com o auxílio de iscas como sardinha e mel (BERNARDES JÚNIOR et al., 2020; MARSH et al., 2018; TORRES; SOUZA; BACCARO, 2020). O *pitfall* pode ser enterrada ao nível do solo, amarrada em árvores ou até mesmo enterrada abaixo do nível do solo.

Ao conectar os dois capítulos dessa tese, busca-se uma relação entre a otimização da coleta de dados e a relação das formigas e a diminuição da cobertura vegetal de um ambiente, aliada à compreensão dos impactos da fragmentação florestal e a, contribuição para manutenção da biodiversidade. Ao aperfeiçoar métodos de coleta, mapear os efeitos da fragmentação florestal e fortalecer o papel das formigas como bioindicadoras, este estudo busca fornecer subsídios para ações de conservação e manejo sustentável dos ecossistemas, como a restauração florestal e a criação de corredores ecológicos. Esperamos que este trabalho, ao integrar metodologia robusta e ecologia, contribua para a construção de um futuro mais sustentável para a biodiversidade da Mata Atlântica e para o planeta.

REFERÊNCIAS

- AGOSTI, D. et al. **Standard methods for measuring and monitoring biodiversity. Biological diversity handbook series**, 2000.
- ANDERSEN, A. N. Responses of ant communities to disturbance: Five principles for understanding the disturbance dynamics of a globally dominant faunal group. **Journal of Animal Ecology**, v. 88, n. 3, p. 350–362, 2019.
- BERNARDES JÚNIOR, E. J. et al. Dry Forest Fragmentation in Brazilian Cerrado and Its Effects on Communities of Ground Foraging Ants. **Florida Entomologist**, v. 103, n. 3, p. 384–391, 2020.
- BESTELMEYER, B. T. et al. Field Techniques for the study of Ground-Dwelling Ants: An Overview, Description, and Evaluation. In: **Ants: Standard methods for measuring and monitoring biodiversity**. [s.l: s.n.]. p. 122–144.
- BISHOP, T. R. Taxonomic and functional ecology of montane ants. **Frontiers of Biogeography**, v. 9, n. 1, p. 1–12, 2017.
- BOYLE, M. J. W. et al. Localised climate change defines ant communities in human-modified tropical landscapes. **Functional Ecology**, v. 35, n. 5, p. 1094–1108, 11 maio 2021.
- BROADBENT, E. N. et al. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. **Biological Conservation**, v. 141, n. 7, p. 1745–1757, 2008.
- BRÜHL, C. A.; ELTZ, T. Fuelling the biodiversity crisis: species loss of ground-dwelling forest ants in oil palm plantations in Sabah, Malaysia (Borneo). **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 2, p. 519–529, 20 fev. 2010.
- CARDINALE, B. J. et al. Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, v. 486, n. 7401, p. 59–67, 2012.
- CERDÁ, X.; RETANA, J.; CROS, S. Critical thermal limits in Mediterranean ant species: Trade-off between mortality risk and foraging performance. **Functional Ecology**, v. 12, n. 1, p. 45–55, 1998.

DA SILVA, W. B.; CAJAIBA, R. L.; PÉRICO, E. Ant diversity sampling in the Brazilian Amazon: A comparison of litter collection and *pitfall* trapping. **Revista de Biologia Tropical**, v. 69, n. 3, p. 865–872, 2021.

DANIELSEN, F. et al. Biodiversity monitoring in developing countries: What are we trying to achieve? **Oryx**, v. 37, n. 4, p. 407–412, 2003.

DIDHAM, R.K., HAMMOND, P.M., LAWTON, J.H., EGGLETON, P. AND STORK, N. . Beetle Species Responses to Tropical Forest Fragmentation Published by : Wiley on behalf of the Ecological Society of America Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/2657241> Wiley , Ecological Society of America are collaborating with JSTOR to digitize ,. **Ecological Monographs**, v. 68, n. 3, p. 295–323, 1998.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 487–515, 2003.

FAHRIG, L. Ecological Responses to Habitat Fragmentation per Se. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 48, p. 1–23, 2017.

FAYLE, T. M. et al. Oil palm expansion into rain forest greatly reduces ant biodiversity in canopy, epiphytes and leaf-litter. **Basic and Applied Ecology**, v. 11, n. 4, p. 337–345, 2010.

FERNANDES, T. T. et al. Ant Occupation of Twigs in the Leaf Litter of the Atlantic Forest: Influence of the Environment and External Twig Structure. **Tropical Conservation Science**, v. 12, 2019.

FOLGARATI, P. F. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem function: a review. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, p. 1221–1244, 1998.

GARDNER, T. A. et al. The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. **Ecology Letters**, v. 11, n. 2, p. 139–150, 2008.

GIBSON, L. et al. Near-complete extinction of native small mammal fauna 25 years after forest fragmentation. **Science**, v. 341, n. 6153, p. 1508–1510, 2013.

GRAY, R. E. J. et al. Effect of tropical forest disturbance on the competitive interactions

within a diverse ant community. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1–12, 2018.

GRIFFITHS, H. M. et al. Ants are the major agents of resource removal from tropical rainforests. **Journal of Animal Ecology**, v. 87, n. 1, p. 293–300, 2018.

HANSKI, I. Metapopulation dynamics. **Nature**, v. 396, n. 6706, p. 41–49, 1998.

HOWDEN, H. F.; NEALIS, V. G. Effects of Clearing in a Tropical Rain Forest on the Composition of the Coprophagous Scarab Beetle Fauna (Coleoptera). **Biotropica**, v. 7, n. 2, p. 77, 1975.

LAURANCE, W. F. et al. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: A 22-year investigation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 605–618, 2002.

LUKE, S. H. et al. Functional structure of ant and termite assemblages in old growth forest, logged forest and oil palm plantation in Malaysian Borneo. **Biodiversity and Conservation**, v. 23, n. 11, p. 2817–2832, 30 out. 2014.

MARSH, C. J. et al. Is β -diversity of Amazonian ant and dung beetles communities elevated at rainforest edges? **Journal of Biogeography**, v. 45, n. 8, p. 1966–1979, 2018.

MARTELLO, F. et al. Homogenization and impoverishment of taxonomic and functional diversity of ants in Eucalyptus plantations. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1–11, 2018.

MENDES, P. et al. The relative importance of local versus landscape variables on site occupancy in bats of the Brazilian Cerrado. **Landscape Ecology**, v. 32, n. 4, p. 745–762, 29 abr. 2017.

PFEIFER, M. et al. Creation of forest edges has a global impact on forest vertebrates. **Nature**, v. 551, n. 7679, p. 187–191, 2017.

RIBAS, C. R. et al. Can ants be used as indicators of environmental impacts caused by arsenic? **Journal of Insect Conservation**, v. 16, n. 3, p. 413–421, 2012.

SCHMIDT, F. A. et al. Ant diversity studies in Brazil: an overview of the myrmecological research in a megadiverse country. **Insectes Sociaux**, v. 69, n. 1, p. 105–121, 8 fev. 2022.

SOLAR, R. R. DE C. et al. Biodiversity consequences of land-use change and forest disturbance in the Amazon: A multi-scale assessment using ant communities. **Biological**

Conservation, v. 197, p. 98–107, maio 2016.

TORRES, M. T.; SOUZA, J. L. P.; BACCARO, F. B. Distribution of epigeic and hypogeic ants (Hymenoptera: Formicidae) in ombrophilous forests in the Brazilian Amazon. **Sociobiology**, v. 67, n. 2, p. 186–200, 2020.

UMETSU, F.; PAUL METZGER, J.; PARDINI, R. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic forest small mammals. **Ecography**, v. 31, n. 3, p. 359–370, 5 jun. 2008.

2 QUANTO MENOR A COBERTURA FLORESTAL MAIOR A RIQUEZA DE ESPÉCIES DE FORMIGAS CAPTURADA EM DIFERENTES ESTRATOS

G.P. Alves¹; C.J. Lasmar ¹; A.C.M. Queiroz¹; C.R. Ribas^{1,2}

1: Laboratório de Ecologia de Formigas, Departamento de Ecologia e Conservação, Instituto de Ciências Naturais, Universidade Federal de Lavras (UFLA), CEP 37.200-900 Lavras, MG, Brasil, e-mail: guialves.biologia@gmail.com

2: Departamento de Biologia, Universidade Federal Rural de Pernambuco, UFRPE, Recife – PE

RESUMO

A perda de habitat e fragmentação, impulsionadas por atividades antrópicas, representam ameaças crescentes à biodiversidade global. Neste estudo, conduzido na região da Mata Atlântica em Minas Gerais, investigamos os efeitos da perda de cobertura florestal na diversidade e composição de comunidades de formigas, destacando seu papel como indicadores ecológicos em paisagens fragmentadas. As coletas foram realizadas entre janeiro e março de 2019 em áreas com diferentes porcentagens de cobertura florestal. O primeiro objetivo buscou entender como a riqueza de espécies de formigas é influenciada pela interação entre a preferência de habitat e a cobertura florestal. Investigar se há influência da cobertura vegetal da paisagem na composição da comunidade das formigas. Por fim, entender se há um ponto de perda de cobertura florestal na paisagem que gera um declínio acentuado da riqueza de espécies de formigas nos fragmentos florestais. Para nossa primeira predição, encontramos uma relação negativa significativa, onde quanto maior a cobertura florestal na paisagem, menor a riqueza de formigas especialistas em habitats abertas e florestais. Formigas com hábitos generalistas não foram afetadas pela mudança na cobertura florestal. Para a segunda predição não houve diferenças claras entre a composição de espécies de formigas arborícolas, epigeicas e para o modelo combinado de ambos os estratos. Por fim, a terceira predição revelou um ponto de inflexão (breakpoint) $30,02\% \pm 2,677\%$ de cobertura florestal, para formigas arborícolas. Indicando uma mudança na tendência da relação entre a riqueza de espécies e a cobertura florestal. Portanto, formigas respondem negativamente a perda de cobertura florestal, sendo influenciadas pela interação entre a afinidade de habitat e a porcentagem de cobertura florestal da paisagem.

Palavras-Chave: fragmentação; bioindicadores; cobertura florestal.

ABSTRACT

Habitat loss and fragmentation, driven by anthropogenic activities, represent increasing threats to global biodiversity. In this study, conducted in the Atlantic Forest region of Minas Gerais, we investigated the effects of forest cover loss on the diversity and composition of ant communities, highlighting their role as ecological indicators in fragmented landscapes. Collections were carried out between January and March 2019 in areas with different percentages of forest cover. Our aim was to understand how ant species richness is influenced by the interaction between habitat preference and forest cover. Investigate whether there is an influence of landscape vegetation cover on the composition of the ant community. Finally, understand whether there is a point of loss of forest cover in the landscape that generates a sharp decline in ant species richness in forest fragments. For our first prediction, we found a significant negative relationship, where the greater the forest cover in the landscape, the lower the richness of specialist ants in open and forested habitats. Ants with generalist habits were not affected by the change in forest cover. For the second prediction there were no clear differences between the species composition of arboreal and epigeic ants and for the combined model of both strata. Finally, the third prediction revealed a breakpoint of $30.02\% \pm 2.677\%$ of forest cover for arboreal ants. Indicating a change in the trend in the relationship between species richness and forest cover. Therefore, ants respond negatively to the loss of forest cover, being influenced by the interaction between habitat affinity and the percentage of forest cover in the landscape.

Keywords: fragmentation; bioindicators; forest cover.

INTRODUÇÃO

Ao longo das últimas décadas, a fragmentação e perda de habitat emergiram como uma das maiores ameaças à biodiversidade e à estabilidade dos ecossistemas em todo o mundo. As atividades antrópicas vêm causando degradação ambiental e a perda de habitats naturais em uma escala alarmante (FISCHER et al., 2021; PFEIFER et al., 2017; STEFFEN et al., 2015). A expansão das atividades humanas, como o desmatamento, a urbanização desenfreada, mineração e a agricultura intensiva (GIBBS et al., 2016; LAURANCE; SAYER; CASSMAN, 2014), tem levado à diminuição contínua das áreas de floresta em todo o mundo (HOANG; KANEMOTO, 2021; LEWIS; EDWARDS; GALBRAITH, 2015; WRIGHT, 2005). Essas transformações resultam em mudanças na paisagem e fragmentação de habitats e, conseqüentemente, em mudanças na estrutura das comunidades (DORNELAS et al., 2014) e perda de serviços e funções ecossistêmicas (MITCHELL et al., 2015). Como resultados dessas atividades antrópicas temos, uma perda de habitats natural quando avaliamos em uma escala temporal. No período de 2000 a 2010, o desmatamento anual médio de 11 milhões de hectares por ano. Já no período de 2010 a 2018 passou a ser 7,8 milhões de hectares por ano. No Brasil, somente no ano de 2015, perdemos cerca de 1.7 milhões de hectares (FAO; UNEP, 2020)

A fragmentação e perda de cobertura florestal representam uma transformação nas áreas naturais a nível de paisagem (FAHRIG, 2013). Esse fenômeno pode ocorrer pela redução do tamanho das áreas florestais, pelo aumento na quantidade de áreas fragmentadas e pelo aumento da área de borda florestal de uma dada área (FAHRIG, 2003). Embora os efeitos da fragmentação e perda de cobertura florestal possam ser vistos de maneira imediata (GIBSON et al., 2013), as conseqüências dessas mudanças podem se estender por décadas (SPALDING; HULL, 2021) e podem ultrapassar as fronteiras das áreas afetadas. À medida que os habitats naturais diminuem, as populações de animais e plantas são afetadas direta e indiretamente. Essas perturbações têm um efeito cascata que afeta a diversidade genética, dinâmica populacional e biodiversidade, podendo até mesmo causar alterações climáticas (SALES et al., 2020).

A análise das dinâmicas da cobertura florestal em diversas paisagens, tanto em nível local quanto regional, pode proporcionar uma compreensão mais aprofundada dos elementos que influenciam as mudanças nos padrões e na distribuição das espécies ao longo do tempo (REDDY; JHA; DADHWAL, 2013). Entretanto a gestão sustentável dos ecossistemas florestais demanda atualizações precisas e contínuas sobre as mudanças na

extensão espacial da cobertura florestal (MOHAJANE et al., 2017; PANIGRAHY et al., 2010).

Para monitorar essas mudanças na paisagem e entender melhor seus impactos sobre a biodiversidade, é essencial adotar abordagens científicas rigorosas. Uma maneira de fazer isso é estudar as comunidades de organismos indicadores, como os insetos (BUCHORI et al., 2018; CHOWDHURY et al., 2023). Dentro desse grupo, as formigas são um dos grupos que podem ser utilizados como ferramentas para monitorar tais mudanças. Elas são sensíveis às alterações ambientais, desempenham diversas funções ecológicas e estão presentes em quase todos os níveis tróficos da teia alimentar de um ambiente (PHILPOTT et al., 2010; RIBAS et al., 2012a). Além disso, são relativamente fáceis de coletar e identificar (DA SILVA; CAJAIBA; PÉRICO, 2021; GARDNER et al., 2008; RIBAS et al., 2012a). Essas características reunidas fazem com que as formigas sejam consideradas boas bioindicadoras (AKHILA, A KESHAMMA, 2022; KASPARI; MAJER, 2000; KHAN; SINGH; RASTOGI, 2017).

Neste contexto, este estudo tem como objetivo central investigar como a perda de cobertura florestal na paisagem afeta as comunidades de formigas. Para isso, vamos testar as seguintes hipóteses: 1) Fragmentos florestais inseridos em paisagens com maior porcentagem de cobertura florestal, associados à afinidade de habitat das formigas (especializadas em áreas abertas, áreas florestais ou generalistas), terão maior riqueza de espécies de formigas; 2) Fragmentos florestais inseridos em paisagens com maior cobertura florestal terão a composição de espécies mais dissimilar do que paisagens com menores coberturas florestais; 3) Há um limiar de perda de cobertura florestal na paisagem que gera um declínio acentuado da riqueza de espécies de formigas nos fragmentos florestais.

MATERIAIS E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

As coletas foram realizadas na região da Mata Atlântica, em Minas Gerais (tabela 1, material suplementar). As áreas amostradas são classificadas como Floresta Ombrófila Montana, Floresta Ombrófila Alto Montana e Floresta Estacional Semidecídua Montana. O clima é temperado úmido, com inverno seco e verão quente (Cwa) e temperado úmido com inverno seco e verão moderadamente quente (Cwb) (Martins et al. 2018). Para as áreas sob o clima tipo Cwa, os meses de novembro e dezembro concentram as maiores precipitações mensais, com média de 220 mm. As temperaturas médias são de 19.7°C no inverno e 22.7°C no verão. Já para as áreas com clima do tipo Cwb, os meses mais chuvosos são entre novembro e fevereiro, com precipitação média de 230 mm. As temperaturas médias são de 14.3°C no inverno e 17.0°C no verão (INMET, 2020).

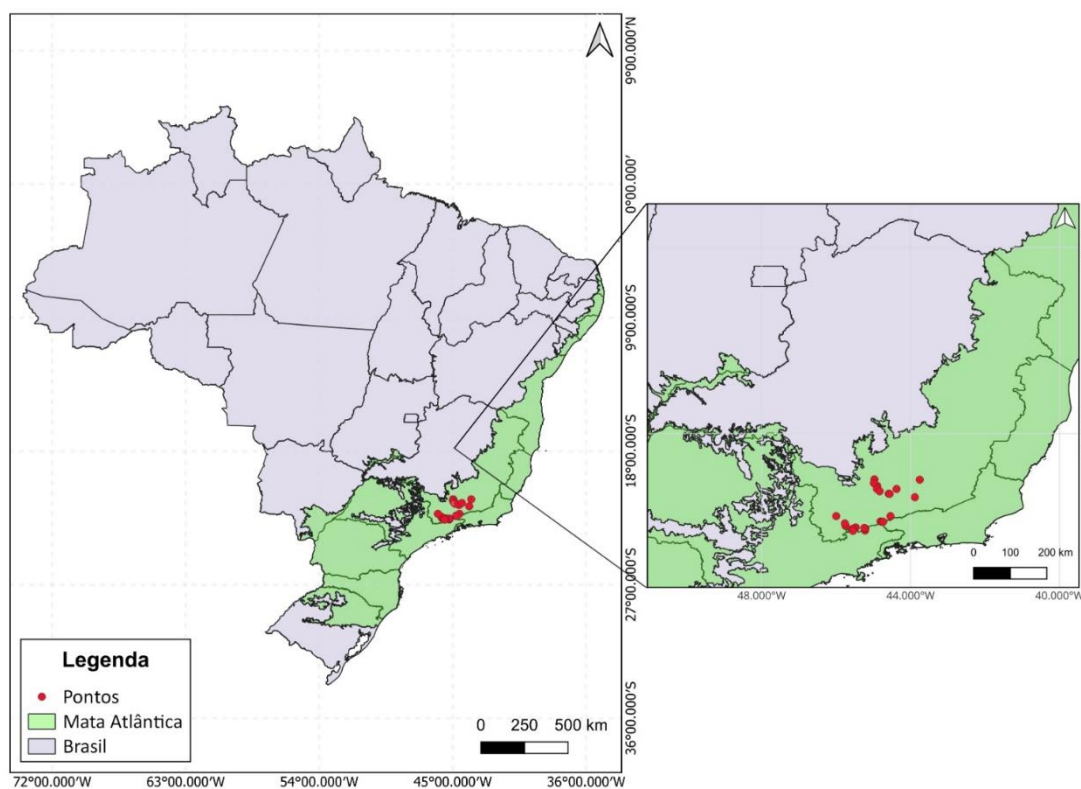


Figura 1: Distribuição dos locais de coleta em diferentes paisagens da Mata Atlântica.

DESENHO AMOSTRAL E COLETA DE FORMIGAS

Coletamos entre janeiro e março de 2019, na estação chuvosa. As paisagens em que estes fragmentos estão inseridos variam entre 16% e 95% de cobertura florestal (Tabela 1, no Material Suplementar). Em cada paisagem, a partir de um ponto central, plotamos um buffer de 1 km de diâmetro. Construimos os grids para coletar os dados daquela área no ponto central de cada buffer. As bordas de todos os buffers das paisagens selecionados estão distantes entre si por, pelo menos, 1 km. As porcentagens de cobertura florestal dentro dos buffers foram obtidas utilizando o software ArcGIS, utilizando a área da formação florestal nativa para calcular a cobertura florestal. Portanto, formações plantadas, como eucaliptos, não eram consideradas na porcentagem de formação florestal.

Em cada paisagem, instalamos um grid (60 m x 20 m) com oito pontos amostrais, separados entre si por 20 m. Em cada ponto amostral, instalamos uma armadilha do tipo *pitfall* epigeico (BESTELMEYER et al., 2000) e uma do tipo *pitfall* arborícola (RIBAS et al., 2003) (Figura 2) para avaliar respostas diferenciais de formigas em estratos distintos (ANTONIAZZI et al., 2020; JACQUEMIN et al., 2016). Além disso, delimitamos o tamanho do fragmento e altitude de cada fragmento (tabela 1, material suplementar). Embora essas variáveis não fossem inicialmente o foco da hipótese, elas foram incluídas, pois sabemos que há variações entre as áreas e tais variações pode influenciar a riqueza de espécies. Cada *pitfall* possui 10 cm de diâmetro de abertura e foi preenchido com 200 ml de uma solução de água, sal (0,4%) e detergente (0,6%) (CANEDO-JÚNIOR et al., 2016). Cada armadilha epigeica foi enterrada com a abertura rente ao nível do solo. As arborícolas foram amarradas na árvore mais próxima de onde o *pitfall* epigeico foi instalado, com circunferência na altura do peito superior a 15 cm, a 1,5 m do nível do solo. As armadilhas ficaram expostas por 24 horas.

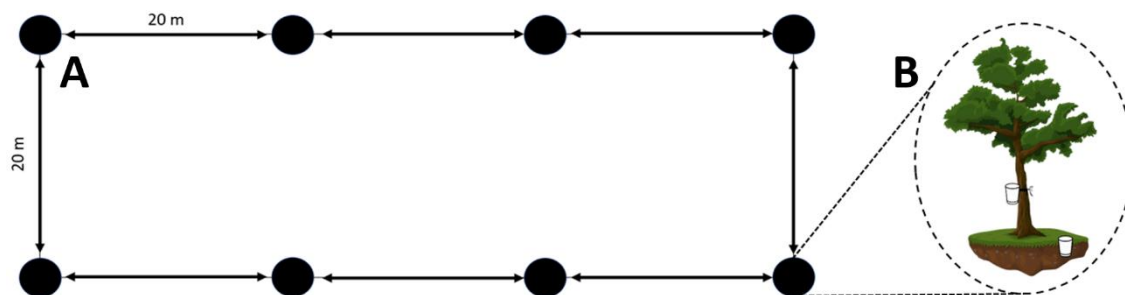


Figura 2: A) Posicionamento dos pontos amostrais em cada grid contendo oito pontos amostrais, representados pelos círculos. B) Em cada ponto amostral, instalamos uma armadilha arborícola e uma epigeica.

Após a realização das coletas, levamos os materiais coletados para o Laboratório de Ecologia de Formigas, na Universidade Federal de Lavras (UFLA), onde realizamos os processos de triagem, montagem e identificação das formigas. Identificamos as formigas até o nível de gênero, de acordo com a chave de identificação de Baccaro et al. (2015), e morfoespeciamos por comparações com a coleção de referência do Laboratório de Ecologia de Formigas - UFLA. Após esse processo, os espécimes foram conferidos e identificados até o menor nível taxonômico possível, pela especialista Dr^a. Mila Ferraz de Oliveira Martins e depositados na Coleção Entomológica da UFLA (CEUFLA).

ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Primeiramente, para selecionar as variáveis que iríamos utilizar na construção dos modelos, realizamos um teste de correlação de spearman (BEST; ROBERTS, 1975; MYERS; SIROIS, 2005) entre as variáveis porcentagem de cobertura da paisagem, altitude e tamanho dos fragmentos. Os modelos foram construídos utilizando somente variáveis sem correlação.

Para determinar a relação entre a porcentagem de cobertura florestal na paisagem e a riqueza de espécies de formigas nos fragmentos florestais (predição 1), utilizamos um modelo linear generalizado misto (GLMM) com distribuição *Poisson*. A riqueza de espécies foi determinada pela soma das riquezas de cada grid em cada área. Ou seja, a riqueza acumulada dos oito pontos amostrais em cada fragmento. Para nossas análises consideramos somente a presença ou ausência de cada espécie na área. A presença foi registrada quando pelo menos uma formiga foi capturada em uma das armadilhas distribuídas na área. A variável resposta adotada foi a riqueza de espécies associada a cada afinidade de habitat, enquanto as variáveis explicativas incluíram a interação entre

a porcentagem de cobertura florestal da paisagem e a afinidade de habitat (Especialistas em florestas, especialistas em áreas abertas ou generalistas), além do tamanho do fragmento. Apesar das áreas amostrais terem sido escolhidas aleatoriamente, elas formaram dois grupos de regiões distintas, um em latitudes mais superior e o outro em latitudes mais inferior (Figura 1). Por esse motivo inserimos uma variável chamada “região”, com dois grupos (“acima” e “abaixo”), para representar a posição geográfica dos pontos. Durante as análises, a variável região foi inserida como aleatória, pois o agrupamento dos pontos não configurava uma variável de interesse às nossas hipóteses. A análise GLMM foi realizada utilizando a função *glmer* do pacote "lme4" (BATES et al., 2015).

Para determinar a relação entre a porcentagem de cobertura florestal na paisagem e a composição de espécies de formigas (predição 2), primeiramente, agrupamos as paisagens em três categorias: 0 a 30% de cobertura florestal, 31 a 60% e 61 a 100%. Esses agrupamentos foram utilizados por ser a métrica utilizada pelo *National Forest Inventory* (NFI) e ser utilizado em outros trabalhos (MAJASALMI; RAUTIAINEN, 2021; SONG et al., 2014). Para cada um dos agrupamentos nos utilizamos uma matriz de presença e ausência para as espécies de formigas em cada grid. Para avaliar a dissimilaridade na composição de espécies entre as paisagens, realizamos uma análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), utilizando o índice de dissimilaridade de *Jaccard* e 999 permutações. Após a realização do NMDS, testamos os resultados através de um ANOSIM (Análise de Similaridade). Posteriormente, realizamos uma comparação *pairwise* entre os grupos de paisagens, utilizando o teste de permutação. A análise foi realizada utilizando a função *metaMDS* do pacote "vegan"(OKSANEN et al., 2022).

Para analisar se há um declínio da riqueza de espécies de formigas nos fragmentos a partir de uma certa perda de cobertura florestal na paisagem (predição 3), realizamos uma análise de *breakpoint*. Ajustamos o modelo utilizando a função ‘*segmented*’, do pacote *segmented*, utilizando a adequação *Quasi-Poisson*. Após isso, obtivemos o ponto de interrupção (*breakpoint*) através do comando ‘*fitted*’ (MUGGEO, 2017).

Todas as análises foram feitas separadamente para os estratos arbórea e epigeico e para os dados totais (utilizando ambos os estratos), para entender como as mudanças na porcentagem da quantidade de floresta iriam afetar a comunidade de formiga como um todo e entender como as formigas que exploram cada um desses estratos iriam responder a essas mudanças. Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o programa R (versão 4.3.2) (R Core Team, 2023).

RESULTADOS

Ao todo, coletamos 127 espécies de formigas, divididas em 31 gêneros diferentes (Tabela 2; materiais suplementares). No estrato arborícola, coletamos 49 espécies, divididas em 15 gêneros. Já no estrato epigeico, coletamos 113 espécies, divididas em 30 gêneros.

A riqueza de espécies de formigas especialistas em áreas abertas foi menor em paisagens com maior cobertura florestal (epigeicas: $t = -2,087$, $p = 0,0408$; arborícolas: $t = -2,029$; $p = 0,0465$; total: $t = -2,500$; $p = 0,0150$). Para as formigas especialistas em áreas florestais encontramos o mesmo padrão (epigeicas: $t = -4,205$; $p < 0,0001$; arborícolas: $t = -2,117$; $p = 0,0381$; total: $t = -4,518$; $p < 0,0001$). Já as formigas com hábitos generalistas não foram afetadas pela mudança na porcentagem de cobertura florestal em nenhum dos estratos (epigeico: $t = -0,404$; $p = 0,6879$; arborícola $t = -0,747$; $p = 0,4578$; total: $t = -0,892$; $p = 0,3760$). O tamanho dos fragmentos não demonstrou uma relação significativa com a riqueza de espécies (epigeico: $t = 0,904$, $p = 0,3695$; arborícola: $t = -0,641$; $p = 0,5237$; total: $t = 0,808$; $p = 0,4222$).

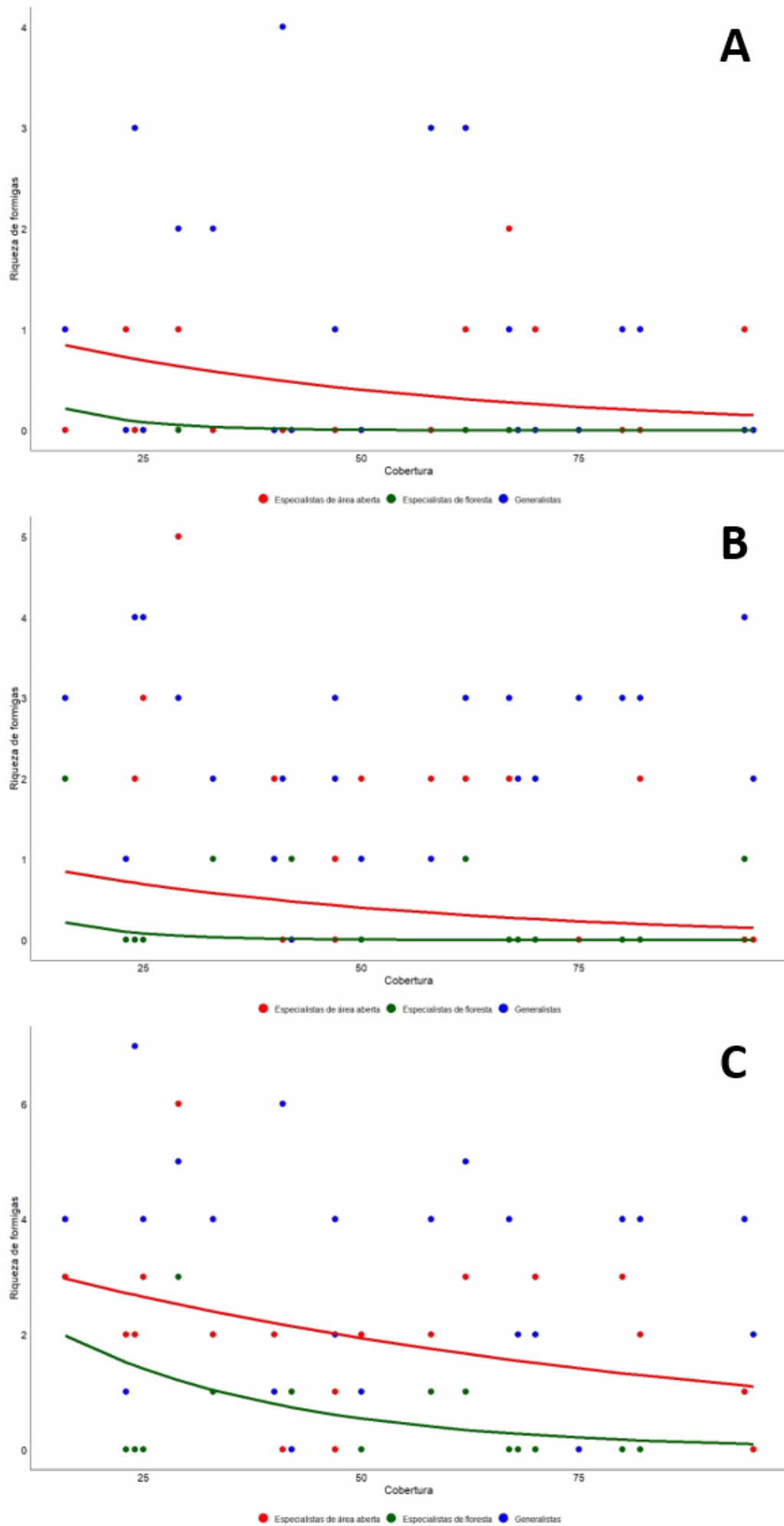


Figura 3: (A) Relação entre a Cobertura Florestal (eixo x) e a Riqueza total de Espécies (eixo y) para formigas arborícolas. (B) Relação entre a Cobertura Florestal (eixo x) e a Riqueza total de Espécies (eixo y) para formigas epigeicas (C) Relação entre a Cobertura Florestal (eixo x) e a Riqueza total de Espécies (eixo y) para formigas de ambos os estratos, analisadas conjuntamente.

Não houve formação clara de grupos de espécies nas diferentes classes de cobertura vegetal na paisagem para formigas arborícolas ($R= 0,0201$; $p= 0,2977$), epigeicas ($R= 0,0201$; $p= 0,3006$) e para o modelo usando ambos os estratos ($R= 0,0521$; $p= 0,2153$). (Figura 1; material suplementar). Ou seja, a composição de espécies não varia entre si.

Por fim, verificamos que, para formigas arborícolas, há um ponto onde a tendência dos dados muda, o que caracteriza o *breakpoint*. Este ponto se encontra em $30,02\% \pm 2,677\%$ de cobertura ($F = 2,003$; $p = 0,045$) (Figura 3). Antes desse ponto temos uma relação positiva entre a riqueza de espécies arborícolas e a cobertura florestal. Após esse ponto essa relação passa a ser negativa. Já para formigas epigeicas ($F = -1,432$; $p = 0,169$) e para ambos os estratos juntos ($F = 0,405$; $p = 0,690$), não há um *breakpoint*.

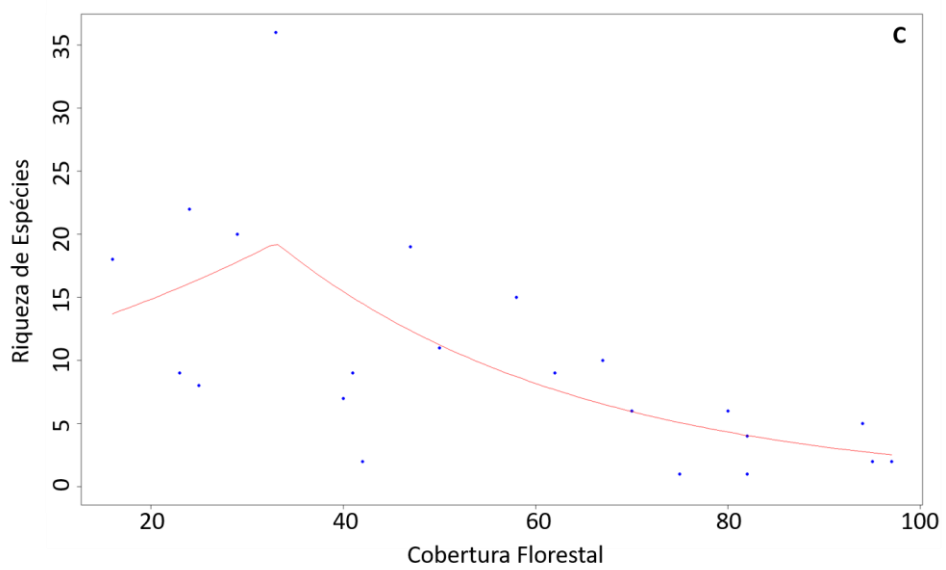
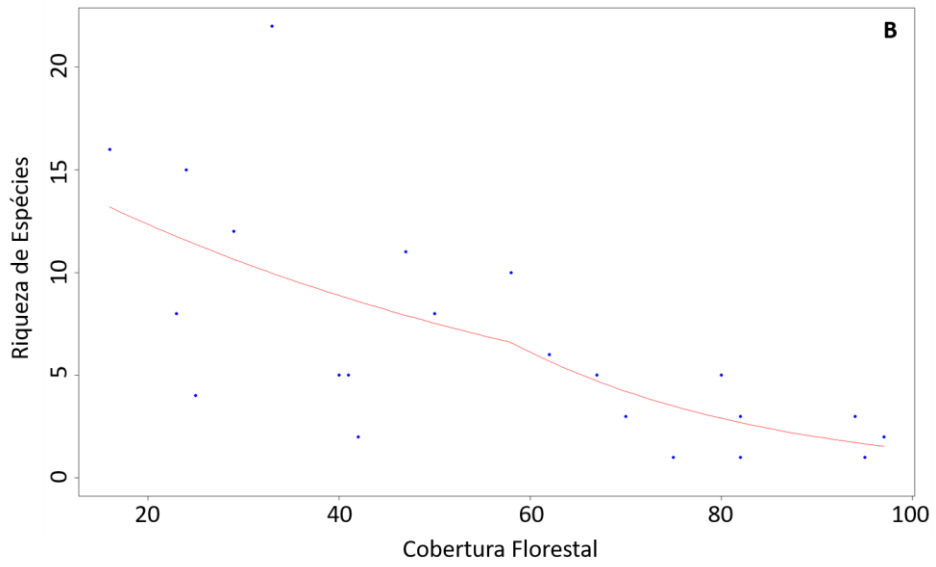
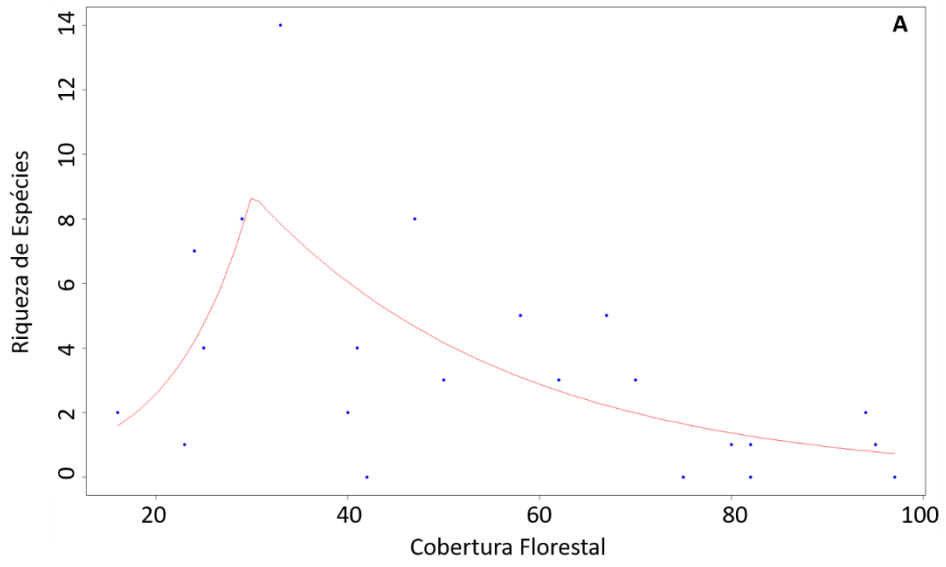


Figura 4: (A) Análise de *breakpoint* para a relação entre cobertura florestal e riqueza de formigas arborícolas. A linha vermelha indica o modelo de ajuste com o ponto de quebra (*breakpoint*) ($F = 2,003$; $p = 0,045$). (B) Análise de *breakpoint* para a relação entre cobertura florestal e riqueza de formigas epigeicas. O tracejado em vermelho indica o modelo de ajuste sem o ponto de quebra (*breakpoint*) ($F = -1,432$; $p = 0,169$). (C) Análise de *breakpoint* para a relação entre cobertura florestal e riqueza de formigas utilizando dados arborícolas e epigeicos. O tracejado em vermelho indica o modelo de ajuste sem o ponto de quebra (*breakpoint*) ($F = 0,405$; $p = 0,690$).

DISCUSSÃO

Formigas arborícolas e epigeicas em um fragmento florestal apresentam uma riqueza menor em paisagens com maior cobertura florestal e isso independe de serem especialistas em áreas florestais ou abertas, um resultado contrário ao proposto por nossas hipóteses. A composição de espécies independe da cobertura da paisagem. Para formigas arborícolas percebemos uma diminuição da riqueza de espécies a partir de 30% de cobertura florestal, antes disso a relação é positiva. Já para formigas epigeicas não observamos um ponto onde há uma mudança na tendência. Ou seja, não encontramos um padrão para comunidade de formigas relacionadas a porcentagem de cobertura florestal da paisagem.

Para a primeira predição, que dizia que fragmentos florestais inseridos em paisagens com maior porcentagem de cobertura florestal, associados à afinidade de habitat das formigas (especializadas em áreas abertas, áreas florestais ou generalistas), terão maior riqueza de espécies de formiga, tanto para o estrato arborícola quanto para o epigeico, observamos uma relação negativa entre a riqueza de formigas e a porcentagem de cobertura florestal da área. Tanto formigas especialistas em áreas abertas quanto especialistas em habitats florestais mostraram uma diminuição na riqueza de espécies com o aumento da cobertura florestal. Para as formigas arborícolas e epigeicas, observamos que a especialização do uso de habitat, dentro das nossas variáveis testadas, é o principal fator que determina a riqueza de espécies de formigas.

Essa tendência sugere que a distribuição e disponibilidade de habitats específicos desempenham um papel importante na estruturação das comunidades de formigas na paisagem. Em áreas com maior cobertura florestal, as formigas especialistas em habitats abertos podem enfrentar maior dificuldade por estarem competindo em um tipo de habitat que esta não é completamente adaptada. Já para as formigas especialistas em habitats florestais, a dispersão mais ampla das formigas pela paisagem pode implicar em uma menor coleta de espécies nos fragmentos florestais locais. Assim, a interação entre a especialização do habitat e a distribuição da cobertura florestal influencia a composição e a diversidade das comunidades de formigas, ressaltando a importância de considerar esses fatores na conservação e gestão de habitats naturais. A maior riqueza de espécies de formigas em locais de menor cobertura vegetal do solo e a cobertura da copa das árvores também foi encontrada por LASSAU; HOCHULI, (2004). De forma semelhante,

(AHUATZIN et al., 2019), verificou que a riqueza de espécies de formigas esta associada negativamente com a densidade de árvores.

Isso destaca a importância da adaptação ao ambiente específico na diversidade dessas formigas, com diferentes espécies favorecendo diferentes condições ambientais. O que condiz com o esperado, uma vez que formigas arborícolas são altamente dependentes das condições e recursos ofertados pelas árvores (MOTTTL et al., 2020; WRIGHT, 2005). Além disso, árvores individuais funcionam como os principais fragmentos de habitat para as formigas arborícolas colonizarem e competirem (CAMARGO; OLIVEIRA, 2012).

Por outro lado, as formigas com hábitos generalistas não foram afetadas pela mudança na porcentagem de cobertura florestal. Isso sugere que essas formigas são mais adaptáveis e capazes de sobreviver em uma variedade de condições de habitat.

Por último, percebemos que o tamanho dos fragmentos não teve influência na riqueza de espécies de formigas. Isso pode ter ocorrido pois, mesmo nas menores coberturas florestais tínhamos um perímetro florestal relativamente grande, sendo o menor deles com aproximadamente 4 km². Esse tamanho de fragmento se mostra bem maior que a maioria das áreas de forrageamento da maioria das espécies de formigas (PAULSON; AKRE, 1991; HOGG ET AL. 2018).

A falta de relação entre o tamanho do fragmento e a riqueza de espécies pode sugerir uma possível ênfase na importância da cobertura florestal ao entorno do fragmento. Este resultado fortalece a suposição de que a distribuição das formigas pode ser mais influenciada pela disponibilidade de habitat na paisagem em escala regional do que pelo tamanho específico dos fragmentos locais. Considerando que mesmo os menores fragmentos estudados possuíam um perímetro florestal considerável, comparativamente grande em relação às áreas de forrageamento das espécies de formigas, conforme descrito por estudos anteriores (HOGG et al., 2018; PAULSON; AKRE, 1991), é plausível inferir que as formigas podem se dispersar mais efetivamente em ambientes com maior cobertura florestal na paisagem. Isso poderia explicar a relação negativa observada entre a riqueza de formigas e a cobertura florestal, onde a diversidade local nos fragmentos florestais pode ser reduzida devido à dispersão mais ampla das espécies em ambientes mais florestais na paisagem circundante.

Quanto à segunda predição, que sugeria uma composição de espécies mais dissimilar em paisagens com maior cobertura florestal, os resultados não corroboram nossa predição. A ausência de uma relação clara entre a composição de espécies de

formigas e a cobertura florestal sugere que outros fatores, além porcentagem de cobertura florestal, estão moldando a estrutura das comunidades de formigas. Isso pode incluir a complexidade do habitat (NOOTEN et al., 2021) e a conectividade do habitat (JIMENEZ-SOTO et al., 2019), por exemplo. Esses resultados destacam a complexidade das interações ecológicas e ressaltam a importância de considerar múltiplos fatores na compreensão da composição das comunidades de formigas em paisagens fragmentadas.

Em relação à terceira predição, que buscava saber se há um limiar de perda de cobertura florestal na paisagem que gera um declínio acentuado da riqueza de espécies de formigas nos fragmentos florestais, a partir de 30% de cobertura florestal na paisagem, a relação entre a riqueza de espécies no fragmento e a cobertura florestal deixa de ser positiva e passa a ser negativa. A conectividade do dossel molda as comunidades de formigas arbóreas ao mediar o movimento e o acesso aos recursos (ADAMS et al., 2017; POWELL et al., 2011) Como as copas das árvores tendem a não crescer de forma a estabelecer contacto físico significativo umas com as outras, as lianas são a principal fonte de ligações físicas diretas e persistentes em muitas copas florestais (YANOVIK, 2015). Após atingir 30% de cobertura florestal na paisagem, as copas das árvores, nos fragmentos florestais, podem se tornar mais facilmente traspassada, assim as formigas, que antes se mantinham em um dado local, podem se deslocar por toda a paisagem. Isso pode resultar em uma diminuição na diversidade de espécies arborícolas conforme elas se deslocam.

Ao testar as predições propostas, identificamos relações complexas entre a cobertura florestal e a riqueza de espécies, bem como a dissimilaridade na composição das comunidades. Os resultados sugerem que fragmentos florestais inseridos em paisagens com maior cobertura florestal não necessariamente abrigam comunidades mais diversas, resultados contrários a expectativa convencional. Além disso, a ausência de uma clara dissimilaridade na composição de espécies em paisagens com diferentes coberturas florestais destaca a importância de fatores adicionais que modulam as comunidades de formigas. Além disso, identificamos um ponto crítico de perda de cobertura florestal, onde ocorre um declínio na riqueza de espécies.

É importante ressaltar que, embora já exista uma alta homogeneidade entre as espécies encontradas nas áreas coletadas, o tempo necessário para que essas mudanças se manifestem é significativo, e cada ação que leve a uma maior degradação pode levar a perdas irreversíveis na diversidade biológica. Mesmo que a diversidade atual pareça limitada, o potencial para recuperação e adaptação ainda existe, e cada ação de degradação adicional compromete esse potencial. Portanto, a conservação e a restauração

de habitats são essenciais para prevenir um colapso completo das comunidades ecológicas e permitir que as populações afetadas recuperem parte de sua diversidade genética e funcional.

Em resumo, os resultados fornecem *insights* sobre a influência da cobertura florestal na riqueza e composição de espécies de formigas em paisagens fragmentadas. Destacamos a necessidade de considerar não apenas a quantidade de cobertura florestal, mas também outros fatores ecológicos que moldam as comunidades de formigas em ambientes perturbados ou fragmentados, com por exemplo, a heterogeneidade da paisagem, conectividade e área de borda. Além disso, os resultados indicam a necessidade de investigações futuras para explorar os mecanismos relacionados a esse processo e avaliar o impacto da fragmentação da paisagem na biodiversidade de formigas em diferentes regiões e ecossistemas.

REFERÊNCIAS

ADAMS, B. J.; SCHNITZER, S. A.; YANOVIK, S. P. Trees as islands: canopy ant species richness increases with the size of liana-free trees in a Neotropical forest. **Ecography**, v. 40, n. 9, p. 1067–1075, 3 set. 2017.

AHUATZIN, D. A. et al. Forest cover drives leaf litter ant diversity in primary rainforest remnants within human-modified tropical landscapes. **Biodiversity and Conservation**, v. 28, n. 5, p. 1091–1107, 2019.

AKHILA, A KESHAMMA, E. Recent perspectives on ants as bioindicators: A review. **Journal of Entomology and Zoology Studies**, v. 10, n. 3, p. 11–14, 2022.

ANTONIAZZI, R. et al. Distance–decay patterns differ between canopy and ground ant assemblages in a tropical rainforest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 36, n. 5, p. 234–242, 18 set. 2020.

BATES, D. et al. Fitting linear mixed-effects models using lme4. **Journal of Statistical Software**, v. 67, n. 1, 2015.

BEST, D. J.; ROBERTS, D. E. Algorithm AS 89: The Upper Tail Probabilities of Spearman's Rho. **Applied Statistics**, v. 24, n. 3, p. 377, 1975.

BESTELMEYER, B. T. et al. Field Techniques for the study of Ground-Dwelling Ants: An Overview, Description, and Evaluation. In: **Ants: Standard methods for measuring and monitoring biodiversity**. [s.l: s.n.]. p. 122–144.

BUCHORI, D. et al. Insect diversity in post-mining areas: Investigating their potential role as bioindicator of reclamation success. **Biodiversitas**, v. 19, n. 5, p. 1696–1702, 2018.

CAMARGO, R. X.; OLIVEIRA, P. S. Natural history of the neotropical arboreal ant, *odontomachus hastatus*: Nest sites, foraging schedule, and diet. **Journal of Insect Science**, v. 12, n. 48, p. 1–9, 2012.

CANEDO-JÚNIOR, E. O. et al. Can anthropic fires affect epigaeic and hypogaeic Cerrado ant (Hymenoptera: Formicidae) communities in the same way? **Revista de Biología Tropical**, v. 64, n. 1, p. 95, 2016.

CHOWDHURY, S. et al. Insects as bioindicator: A hidden gem for environmental monitoring. **Frontiers in Environmental Science**, v. 11, n. March, p. 1–16, 2023.

DA SILVA, W. B.; CAJAIBA, R. L.; PÉRICO, E. Ant diversity sampling in the Brazilian Amazon: A comparison of litter collection and *pitfall* trapping. **Revista de Biologia Tropical**, v. 69, n. 3, p. 865–872, 2021.

DORNELAS, M. et al. Assemblage time series reveal biodiversity change but not systematic loss. **Science**, v. 344, n. 6181, p. 296–299, 2014.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 487–515, 2003.

FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: The habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**, v. 40, n. 9, p. 1649–1663, 2013.

FAO; UNEP. **The State of the World's Forests 2020**. [s.l.] Forests, biodiversity and people., 2020.

FISCHER, R. et al. Accelerated forest fragmentation leads to critical increase in tropical forest edge area. **Science Advances**, v. 7, n. 37, p. 1DUMMMY, 2021.

GARDNER, T. A. et al. The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. **Ecology Letters**, v. 11, n. 2, p. 139–150, 2008.

GIBBS, H. K. et al. Did Ranchers and Slaughterhouses Respond to Zero-Deforestation Agreements in the Brazilian Amazon? **Conservation Letters**, v. 9, n. 1, p. 32–42, 2016.

GIBSON, L. et al. Near-complete extinction of native small mammal fauna 25 years after forest fragmentation. **Science**, v. 341, n. 6153, p. 1508–1510, 2013.

HOANG, N. T.; KANEMOTO, K. Mapping the deforestation footprint of nations reveals growing threat to tropical forests. **Nature Ecology and Evolution**, v. 5, n. 6, p. 845–853, 2021.

HOGG, B. N. et al. Foraging Distance of the Argentine Ant in California Vineyards. **Journal of Economic Entomology**, v. 111, n. 2, p. 672–679, 2 abr. 2018.

JACQUEMIN, J.; ROISIN, Y.; LEPONCE, M. Spatio-temporal variation in ant

(Hymenoptera: Formicidae) communities in leaf-litter and soil layers in a premontane tropical forest. **Myrmecological News**, v. 22, n. February, p. 129–139, 2016.

JIMENEZ-SOTO, E. et al. Vegetation connectivity increases ant activity and potential for ant-provided biocontrol services in a tropical agroforest. **Biotropica**, v. 51, n. 1, p. 50–61, 2019.

KASPARI, M.; MAJER, J. D. Using Ants to Monitor Environmental Change. In: **Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity**. [s.l: s.n.]. p. 80–88.

KHAN, S. R.; SINGH, S. K.; RASTOGI, N. Heavy metal accumulation and ecosystem engineering by two common mine site-nesting ant species: implications for pollution-level assessment and bioremediation of coal mine soil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 189, n. 4, p. 195, 29 abr. 2017.

LASSAU, S. A.; HOCHULI, D. F. Effects of habitat complexity on ant assemblages. **Ecography**, v. 27, n. 2, p. 157–164, 2004.

LAURANCE, W. F.; SAYER, J.; CASSMAN, K. G. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 29, n. 2, p. 107–116, 2014.

LEWIS, S. L.; EDWARDS, D. P.; GALBRAITH, D. Increasing human dominance of tropical forests. **Science**, v. 349, n. 6250, p. 827–832, 2015.

MAJASALMI, T.; RAUTIAINEN, M. Representation of tree cover in global land cover products: Finland as a case study area. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, n. 3, 2021.

MITCHELL, M. G. E. et al. Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 30, n. 4, p. 190–198, 2015.

MOHAJANE, M. et al. Mapping forest species in the Central Middle Atlas of Morocco (Azrou Forest) through remote sensing techniques. **ISPRS International Journal of Geo-Information**, v. 6, n. 9, 2017.

MOTTL, O. et al. Experiments with artificial nests provide evidence for ant community stratification and nest site limitation in a tropical forest. **Biotropica**, v. 52, n. 2, p. 277–

287, 2020.

MUGGEO, V. M. R. Interval estimation for the breakpoint in segmented regression: a smoothed score-based approach. **Australian and New Zealand Journal of Statistics**, v. 59, n. 3, p. 311–322, 2017.

MYERS, L.; SIROIS, M. J. Spearman Correlation Coefficients, Differences between. In: **Encyclopedia of Statistical Sciences**. [s.l.] Wiley, 2005.

NOOTEN, S. S. et al. Habitat complexity affects functional traits and diversity of ant assemblages in urban green spaces (Hymenoptera: Formicidae). **Myrmecological News**, v. 31, n. L, p. 31–46, 2021.

OKSANEN, J. et al. Package “Vegan” Title Community Ecology Package. **Cran**, p. 1–297, 2022.

PANIGRAHY, R. K. et al. Forest cover change detection of Western Ghats of Maharashtra using satellite remote sensing based visual interpretation technique. **Current Science**, v. 98, n. 5, p. 657–664, 2010.

PAULSON, G. S.; AKRE, R. D. Role of Predaceous Ants in Pear Psylla (Homoptera: Psyllidae) Management: Estimating Colony Size and Foraging Range of *Formica neoclara* (Hymenoptera: Formicidae) through a Mark-Recapture Technique. **Journal of Economic Entomology**, v. 84, n. 5, p. 1437–1440, 1991.

PFEIFER, M. et al. Creation of forest edges has a global impact on forest vertebrates. **Nature**, v. 551, n. 7679, p. 187–191, 2017.

PHILPOTT, S. M. et al. Ant diversity and Function in Disturbed and Changing Habitats. In: **Ant Ecology**. [s.l.: s.n.]. p. 137–156.

POWELL, S. et al. Canopy connectivity and the availability of diverse nesting resources affect species coexistence in arboreal ants. **Journal of Animal Ecology**, v. 80, n. 2, p. 352–360, mar. 2011.

REDDY, C. S.; JHA, C. S.; DADHWAL, V. K. Assessment and monitoring of long-term forest cover changes in Odisha, India using remote sensing and GIS. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, n. 5, p. 4399–4415, 2013.

RIBAS, C. R. et al. Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. **Austral Ecology**, v. 28, n. 3, p. 305–314, 2003.

RIBAS, C. R. et al. Can ants be used as indicators of environmental impacts caused by arsenic? **Journal of Insect Conservation**, v. 16, n. 3, p. 413–421, 2012.

SALES, L. et al. Multiple dimensions of climate change on the distribution of Amazon primates. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 18, n. 2, p. 83–90, 2020.

SONG, X. P. et al. Integrating global land cover products for improved forest cover characterization: An application in North America. **International Journal of Digital Earth**, v. 7, n. 9, p. 709–724, 2014.

SPALDING, C.; HULL, P. M. Towards quantifying the mass extinction debt of the Anthropocene. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 288, n. 1949, 2021.

STEFFEN, W. et al. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. **Science**, v. 347, n. 6223, 2015.

WRIGHT, S. J. Tropical forests in a changing environment. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 20, n. 10, p. 553–560, 2005.

YANOVIK, S. P. Effects of lianas on canopy arthropod community structure. In: **Ecology of Lianas**. [s.l.] Wiley, 2015. p. 343–361.

MATERIAL SUPLEMENTAR

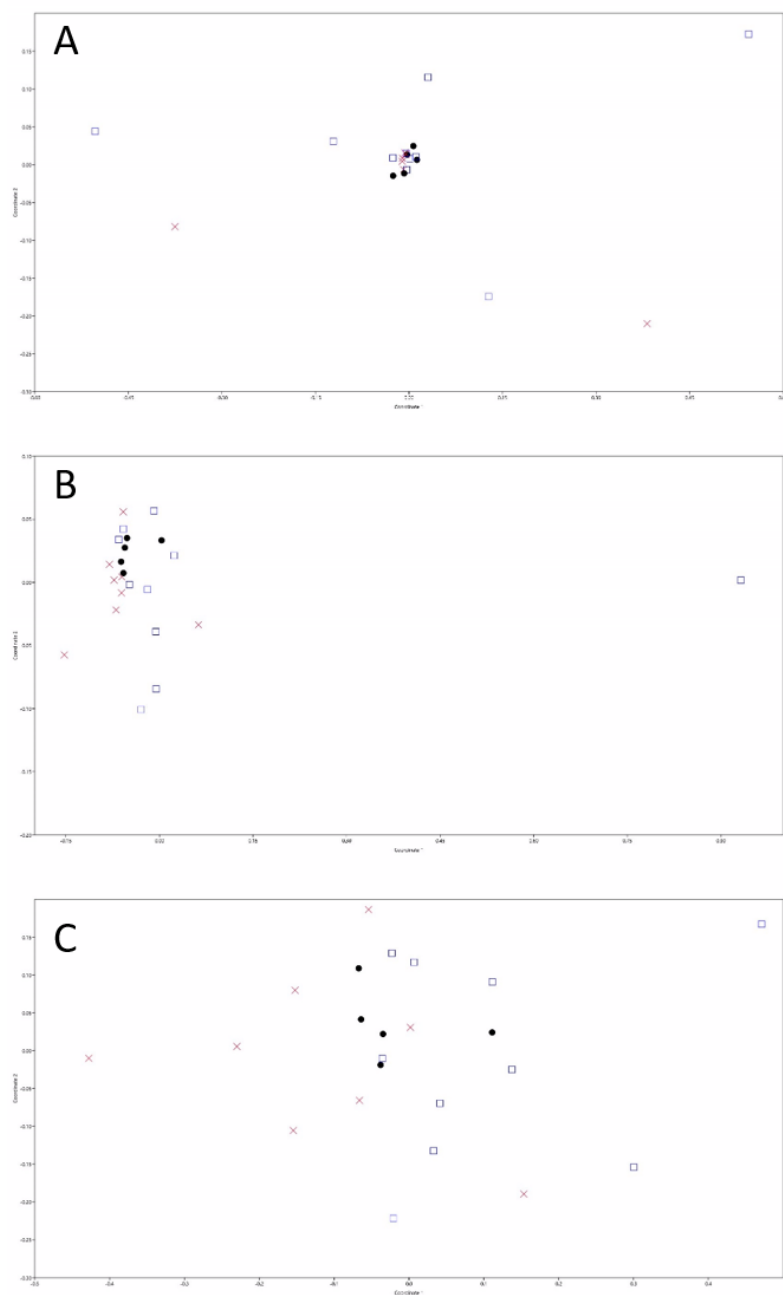


Figura 1: NMDS representando a comunidade de espécies de formigas arborícolas (A); formigas epigeicas (B); ambos os estratos analisados conjuntamente (C). Círculos pretos representam paisagens de 0 a 30% de cobertura; X vermelho representam paisagens de 31-60%; quadrados azuis representam paisagens de 61-100%.

Tabela 1: Dados geográficos das áreas de coleta.

Código	Município	Longitude	Latitude	Cobertura	Altitude(m)	Área Florestal(m²)	Riqueza de Espécies
BAR_01	Barbacena	43°45'12.014''O	21°14'22.004''S	42%	1153	2740832	7
BOC_01	Bocaina de Minas	44°32'23.026''O	22°13'4.024''S	40%	1249	38589760	10
BOC_02	Bocaina	45°13'22.152''O	22°36'15.444''S	50%	1409	150000	24
CDO_01	Conceição dos Ouros	45°44'40.279''O	22°28'50.664''S	58%	895	10589642	9
CDO_02	Conceição dos Ouros	45°45'54.718''O	22°24'49.794''S	67%	917	5802513	11
CRR_01	São Vicente de Minas	44°35'7.111''O	21°37'1.999''S	82%	1376	28443535	4
CRR_02	Minduri	44°33'41.762''O	21°37'10.269''S	80%	995	28443535	11
DMO_01	Delfim Moreira	45°12'53.351''O	22°32'59.877''S	25%	1395	29266414	22
DMO_02	Delfim Moreira	45°14'33.634''O	22°32'6.138''S	68%	1395	29266414	11
IBI_01	Lima Duarte	43°53'3.026''O	21°42'34.005''S	47%	1440	24071535	20
ING_01	Ingaí	44°53'32.019''O	21°24'26.001''S	75%	890	376339	5
ITT_01	Itamonte	44°48'21.331''O	22°21'34.138''S	82%	1555	5,88E+08	12
ITT_03	Itamonte	44°45'47.836''O	22°22'7.647''S	94%	1637	5,88E+08	21
ITT_04	Itamonte	44°44'8.329''O	22°21'59.198''S	95%	2100	5,88E+08	12
LAV_01	Lavras	44°58'16.895''O	21°13'44.553''S	16%	952	833131	19
LAV_02	Poço Bonito	44°59'7.578''O	21°19'54.362''S	33%	1148	1176089	25
LUM_01	Luminárias	44°54'21.028''O	21°28'59.027''S	29%	934	1106829	20
LUM_02	Luminárias	44°49'50.178''O	21°32'52.221''S	41%	1111	239299	6
MDD_01	Madre de Deus de Minas	44°22'34.030''O	21°29'17.015''S	23%	927	610670	4
PIR_01	Piranguçu	45°28'25.554''O	22°31'17.572''S	24%	981	194582	18
PIR_02	Piranguçu	45°32'57.392''O	22°33'9.427''S	47%	1079	5711830	17
PIR_03	Piranguçu	45°32'53.439''O	22°36'51.722''S	62%	1611	5711830	16
POA_01	Pouso Alegre	45°59'51.955''O	22°13'3.648''S	70%	1037	15147955	9

<i>Camponotus sp2</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus tanaemyrmex sp1</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Camponotus tanaemyrmex sp3</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus tanaemyrmex sp4</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus tanaemyrmex sp5</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crematogaster sp1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Crematogaster sp2</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Crematogaster sp4</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyphomyrmex sp. N. a.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyphomyrmex sp. N. e.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Cyphomyrmex sp. N.d.</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Discothyrea cf. bobi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ectatomma edentatum</i>	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0
<i>Ectatomma muticum</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ectatomma striatum</i>	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Gnamptogenys sp. N. e.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Gnamptogenys striatula</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1
<i>Heteroponera cf. dentinodis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Heteroponera cf. mayri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Heteroponera dentinodis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Hylomyrma reitteri</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Hylomyrma sp1</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Hypoconera sp1</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypoconera sp2</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypoconera sp3</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypoconera sp4</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0
<i>Labidus coecus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Labidus praedato</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0

<i>Linepithema angulatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Linepithema humile</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Linepithema iniquum</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Linepithema leucomelas</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Linepithema micans</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1
<i>Linepithema pulex</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Linepithema humile</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Linepithema micans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Megalomyrmex pr. myops</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1
<i>Mycetomoellerius cf. holmgreni</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mycetomoellerius holmgreni</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Myrmelachista cf. catharinae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myrmelachista sp1</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nylanderia sp1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Ocheolyrmex sp1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ocheyomyrmex sp2</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Octostruma cf. stenognatha</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Odontomachus hastatus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oxyepoecus gr. vezenyii sp1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oxyepoecus vezenyii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oxyepoecus myops</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oxyepoecus rosai</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Pachycondyla striata</i>	0	1	1	0	1	0	1	1	1	1	1	0
<i>Paratrachymex sp1</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paratrachymyrmex sp1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole gr. flavens sp1</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pheidole gr. tristis sp1</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0

<i>Pheidole sp8</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole sp9</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole cf. ambigua</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Pheidole cf. fera</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole cf. hetschko</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole cf. sigillata</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0
<i>Pheidole gr. diligens sp2</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole gr. fallax sp1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole gr. fallax sp2</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pheidole gr. flavens sp1</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Pheidole gr. flavens sp2</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Pheidole gr. flavens sp3</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Pheidole gr. flavens sp4</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Pheidole gr. flavens sp5</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole gr. tristis sp2</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole sp1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole sp10</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole sp11</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole sp12</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole sp13</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole sp14</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole sp15</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole sp16</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Pheidole sp17</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Pheidole sp3</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole sp4</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole sp5</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Pheidole sp6</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0

3 JUNTO OU SEPARADO? AS FORMIGAS SERÃO CAPTURADAS SE HÁ OU NÃO *PITFALLS* ISCADOS PARA ROLA-BOSTA (COLEOPTERA: SCARABAEINAE) POR PERTO

G.P. Alves¹; C.J. Lasmar¹; A.C.M. Queiroz¹; C.R. Ribas^{1,2}

1: Laboratório de Ecologia de Formigas, Departamento de Ecologia e Conservação, Instituto de Ciência Naturais, Universidade Federal de Lavras (UFLA), CEP 37.200-900 Lavras, MG, Brasil, e-mail: Guialves.biologia@gmail.com

2: Departamento de Biologia, Universidade Federal Rural de Pernambuco, UFRPE, Recife - PE

RESUMO

A amostragem é uma parte fundamental de estudos ecológicos, pois uma boa metodologia é essencial para produzir trabalhos científicos de qualidade. Portanto minimizar custos, tempo e facilitar a logística em campo para a coleta de dados, preservando o rigor científico é uma tarefa extremamente importante. Os artrópodes, como formigas e besouros, desempenham funções importantes nos ecossistemas terrestres e são amplamente estudados. Devido à similaridade no processo de coleta entre esses grupos, muitas vezes eles são coletados simultaneamente na mesma área. Porém, não sabemos se instalar armadilhas diferentes, na mesma área, tem efeito negativo no processo de coleta desses animais. Portanto o objetivo desse trabalho é entender se a presença de armadilhas iscadas para captura de rola bostas influenciam as armadilhas, sem iscas, para captura de formigas. Para isto, coletamos em 10 áreas onde armadilhas para captura de ambos os grupos foram instalados juntas e em outras 10 áreas instalamos armadilhas somente para formigas. Totalizando um tamanho amostral de 20 áreas espaçadas no mínimo por um quilometro. As amostragens foram feitas na mata atlântica, no ano de 2019. Coletamos 41 espécies de formigas no estrato arborícola e 88 no epigéico. Não encontramos diferença significativa na riqueza de espécies de formigas em armadilhas com iscas para besouros e sem iscas entre as áreas, tanto para formigas arborícolas quanto epigeicas. Também não observamos variação na composição de espécies de formigas entre áreas com a presença de iscas paa atrair os besouros e sem iscas. Isso nos leva a concluir que as armadilhas para besouros não influenciam na composição ou na riqueza de espécies de formigas. Assim, realizar ambas as metodologias de coleta, tanto para besouros quanto para formigas, simultaneamente, podem reduzir o tempo de campo, gastos monetários e agilizar a coleta de ambos os grupos.

Palavras-Chave: metodologia; iscas; formigas; besouro rola-bosta.

ABSTRACT

Sampling is a fundamental part of ecological studies, as good methodology is essential for producing high-quality scientific work. Therefore, minimizing costs, time, and facilitating field logistics for data collection while preserving scientific rigor is extremely important. Arthropods, such as ants and beetles, play important roles in terrestrial ecosystems and are widely studied. Due to the similarity in the collection process between these groups, they are often collected simultaneously in the same area. However, it is unknown whether installing different traps, but in the same area, has a negative effect on the collection process of these animals. Therefore, our objective in this study was to understand if the presence of baited traps for dung beetles influences the traps, without bait, for ant capture. For this, we collected in 10 areas where traps for capturing both groups were installed together and in another 10 areas, we installed traps only for ants, totaling a sample size of 20 areas spaced at least one kilometer apart. Our sampling was conducted in the Atlantic Forest in the year 2019. We collected 41 ant species in the arboreal stratum and 88 in the epigeic stratum. We did not find a significant difference in ant species richness between areas with and without baited traps for beetles, for both arboreal and epigeic ants. We also did not observe variation in species composition between areas with and without bait. This leads us to conclude that beetle traps do not influence the composition or species richness of ants. Therefore, conducting both collection methodologies, for beetles and ants, simultaneously can reduce field time and expedite the collection of both groups.

Keywords: methodology; baits; ants; dung beetle.

INTRODUÇÃO

Os insetos podem ser encontrados em basicamente todas as regiões do mundo e são um dos grupos mais diversos de seres vivos (MCGEOCH, 2007; ROHYANI, 2020). Desempenham diversas funções ecológicas nos ambientes em que se encontram, o que confere a eles grande importância no funcionamento dos ecossistemas (Hamilton et al., 2010). Apesar de serem tão fundamentais para os ecossistemas, nos últimos anos, observamos uma diminuição na abundância, diversidade e biomassa desses animais (CARDOSO et al., 2020; MONTGOMERY et al., 2020), o que faz com que estudos envolvendo os insetos se torne ainda mais relevantes. Entre os diversos grupos de insetos, os Himenópteros e os Coleópteros, com destaque para as formigas (Hymenoptera: Formicidae) e os escaravelhos (Coleoptera: Scarabaeinae), são usados como modelo em diversos trabalhos, da ecologia básica à aplicada (ex.: CARVALHO et al., 2020; FORTI et al., 2020; MARSH et al., 2018).

Dentre as vantagens do uso de formigas como modelo em estudos ecológicos, podemos destacar o fato de que estas são sensíveis às mudanças ambientais (PHILPOTT et al., 2010; RIBAS et al., 2012a), bastante numerosas nos ambientes terrestres, além de desempenharem funções ecológicas chave para o funcionamento do ecossistema, tais como predação de pequenos invertebrados, dispersão de diásporos e polinização (BLÜTHGEN; FELDHAAR, 2009; HÖLLDOBLER; WILSON, 1990; RICO-GRAY; OLIVEIRA, 2008). Por esses motivos, podemos considerá-las como um bom modelo ecológico para medir os efeitos causados por mudanças ambientais (TIEDE et al., 2017). Somado a isso, a amostragem desse grupo é relativamente simples, rápida e barata (DA SILVA; CAJAIBA; PÉRICO, 2021; GARDNER et al., 2008; RIBAS et al., 2012a; SCHMIDT et al., 2022).

Um dos métodos mais comuns de captura desse grupo é a armadilha do tipo *pitfall*. Tal meio se trata de um recipiente de plástico que é preenchido com uma solução composta por água, detergente e sal, e deixadas expostas por um curto período (BESTELMEYER et al., 2000; SOUZA et al., 2012)- Na coleta de formigas, embora alguns estudos utilizem iscas, como sardinha e mel (BERNARDES JÚNIOR et al., 2020; MARSH et al., 2018; TORRES; SOUZA; BACCARO, 2020), as armadilhas geralmente são instaladas sem nenhuma isca, capturando formigas que estão forrageando no local (AGOSTI et al., 2000).

Os besouros rola-bosta (Coleoptera: Scarabaeidae) também são um grupo importante de bioindicadores (NICHOLS et al., 2007; NUMA et al., 2009; OTAVO; PARRADO ROSSELLI; NORIEGA, 2013; SPECTOR, 2006). Eles são suscetíveis a mudanças ambientais e têm variação no tamanho e estrutura corporal que reflete em diferenças nas funções ecológicas desempenhadas por eles (por exemplo, remoção de esterco, dispersão de sementes e bioturbação do solo (ANDRESEN, 2002; BARRAGÁN et al., 2022; BRAGA et al., 2013; NORIEGA et al., 2021). Portanto, esses besouros também são modelos adequados para estudos ecossistêmicos (BRAGA et al., 2013; LOUZADA; SILVA, 2009).

Tal qual as formigas, uma das principais formas de coleta desses animais são as armadilhas *pitfall*. Geralmente, são utilizados os mesmos tipos de recipientes plásticos enterrados ao nível do solo e preenchidos com uma solução de água, sal e detergente. Entretanto, estes geralmente são iscados com 20g de fezes humanas, suínas, bovinas ou uma mistura entre estas, que atraem besouros em busca destes recursos (LOUZADA; SILVA, 2009; MARSH et al., 2013).

Em projetos ecológicos multitaxa, é comum termos diferentes grupos de pesquisas amostrando dados biológicos na mesma expedição de campo. Em todo estudo ecológico, a amostragem é uma parte fundamental do processo científico. Dessa forma, minimizar os custos, o tempo e facilitar a logística em campo para obtenção dos dados, sem prejudicar o rigor científico, se torna essencial para produzir trabalhos de qualidade. Formigas e besouros podem comumente serem explorados em um mesmo estudo ecológico. A amostragem conjunta de besouros e formigas geralmente é feita de duas formas: (i) em um mesmo *pitfall* iscado com fezes (PRZYBYSZEWSKI et al., 2020); ou (ii) em dois *pitfalls* para a amostragem de cada grupo de inseto específico (SILVEIRA et al., 2016).

No primeiro caso, a amostragem de formigas nos *pitfalls* iscados com fezes para captura de besouros pode ser enviesada pela presença de uma isca, devido a presença de iscas no *pitfall*, portanto, não sendo recomendada (PRZYBYSZEWSKI et al., 2020). Porém, não se sabe se somente a presença do *pitfall* iscado para a captura de besouros rola-bosta pode comprometer a confiabilidade dos dados dos *pitfalls* sem isca utilizados para captura de formigas, caso as armadilhas para ambos os grupos estejam instaladas na mesma área e no mesmo momento.

Até o presente momento, nenhum trabalho foi realizado para avaliar se as armadilhas iscadas para captura de besouros exercem efeito na amostragem da

comunidade de formigas (veja: PRZYBYSZEWSKI et al., 2020). Se as armadilhas iscadas para captura de besouros rola-bosta não interferirem na captura de formigas, poderemos acelerar ainda mais a execução de trabalhos ecológicos com o objetivo de capturar estes dois grupos, pois poderemos instalar as armadilhas para captura de ambos na mesma área e ao mesmo tempo. Isto tornaria a metodologia de campo mais eficiente e, conseqüentemente, reduziria os custos de coleta, otimizando assim o protocolo de amostragem.

Portanto, nesse trabalho, foi avaliado a efetividade de armadilhas utilizadas para captura de formigas instaladas em áreas onde há armadilhas iscadas para captura de besouros e em áreas onde armadilhas iscadas para besouros estão ausentes. Para isso, testamos a predição de que a presença das armadilhas de besouros não afetará a riqueza e a composição de espécies de formigas capturadas em *pitfalls* sem isca.

MATERIAIS E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

As coletas foram realizadas na região da Mata Atlântica em Minas Gerais, Brasil (Figura 1). A vegetação da região de estudo é classificada como Floresta Ombrófila Montana, Floresta Ombrófila Alto Montana e Floresta Estacional Semidecídua Montana. O clima é classificado como temperado úmido com inverno seco e verão moderadamente quente (Cwb) (Figura 1, material suplementar). Os meses em que o volume médio de chuva é maior estão entre novembro e fevereiro, com precipitação média de 230 mm. As temperaturas médias são de 14.3°C no inverno e 17.0°C no verão (De Sá Júnior, 2012).

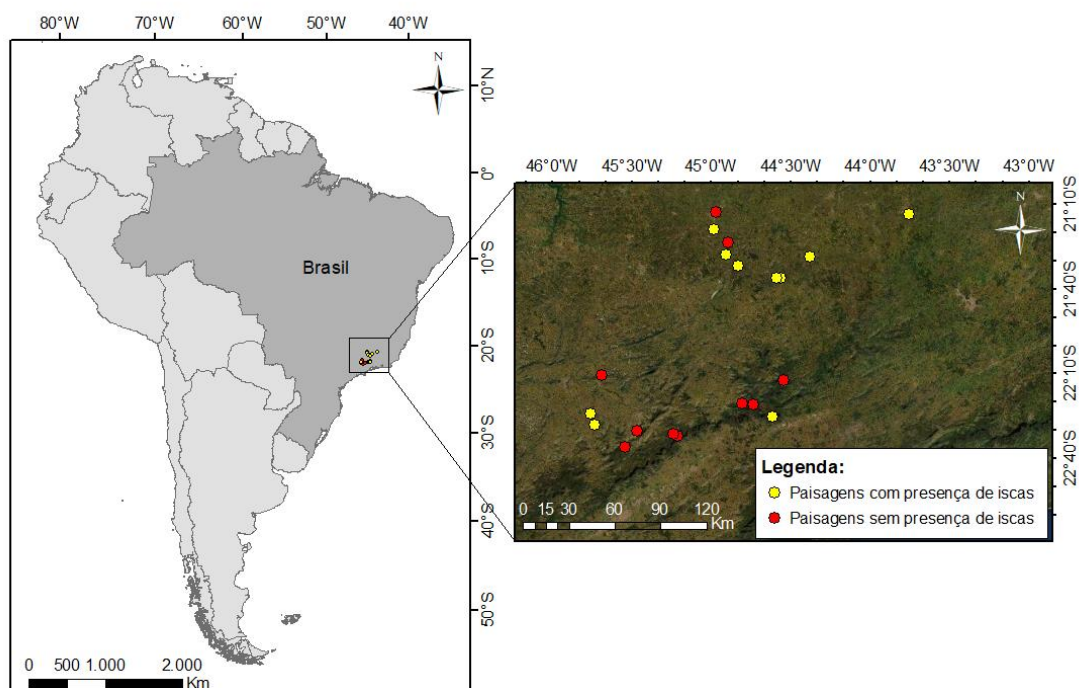


Figura 1: Distribuição dos locais de coleta de formigas e dados ambientais em diferentes paisagens. Minas Gerais – Brasil.

DESENHO AMOSTRAL E COLETA DE FORMIGAS

Coletamos entre janeiro e março de 2019, na estação chuvosa, entre janeiro e abril. Para avaliar se as armadilhas utilizadas para a captura de besouros influenciam a captura de formigas, adotamos uma abordagem em que comparamos 10 áreas onde as armadilhas para captura de besouros foram colocados juntamente com armadilhas para formigas, com outras 10 áreas onde apenas as armadilhas para formigas foram implantadas (Figura 1).

Isso resultou em um total de 20 áreas amostrais, cada uma espaçada por pelo menos um quilômetro.

Em cada uma das áreas ($n = 10$) onde não foram instaladas armadilhas iscadas, estabelecemos um grid de 60 m x 20 m com oito pontos de amostragem espaçados a cada 20 m (Figura 2). Em cada um desses pontos, colocamos uma armadilha do tipo *pitfall* epigeico (BESTELMEYER et al., 2000) e uma armadilha arbórea (RIBAS et al., 2012b), ambas sem iscas. Cada armadilha tinha uma abertura de 10 cm de diâmetro e foi preenchida com 200 ml de uma solução contendo água, sal (0,4%) e detergente (0,6%) (CANEDO-JÚNIOR et al., 2016). As armadilhas epigeicas foram enterradas de modo que a abertura ficasse nivelada com o solo, enquanto as armadilhas arbóreas foram fixadas na árvore mais próxima com circunferência na altura do peito superior a 15 cm, a uma altura de 1,5 m do solo. As armadilhas epigeicas foram instaladas a 1,5 m do solo. Todas as armadilhas permaneceram expostas por 24 horas.

Nas áreas onde foram utilizadas armadilhas iscadas ($n = 10$), também estabelecemos um grid de 60 m x 20 m com oito pontos de amostragem espaçados a cada 20 m para a coleta de formigas, seguindo a mesma distribuição das áreas sem armadilhas iscadas. A uma distância de 10 m do ponto de amostragem de formigas, colocamos uma armadilha iscada para a coleta de besouros rola-bosta (Figura 3). Nas armadilhas iscadas para besouros utilizamos uma isca atrativa que consistia em 50% de fezes humanas e 50% de fezes suínas (MARSH et al., 2013). Todas as armadilhas ficaram em campo por 24 horas (SABU et al., 2011).

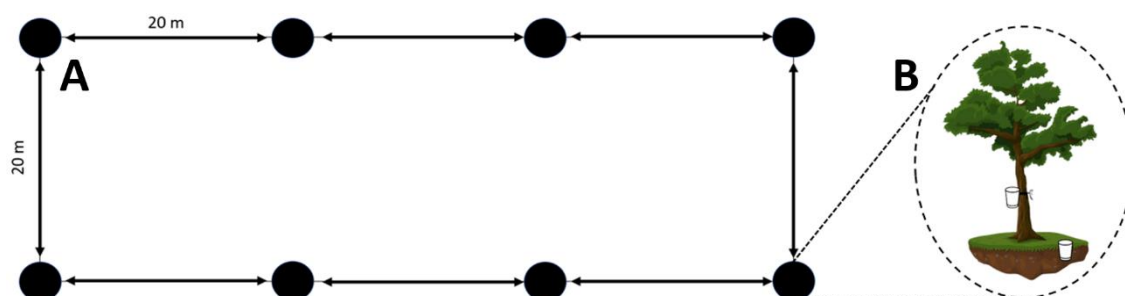


Figura 2: A) Posicionamento dos pontos amostrais para captura de formigas (círculos pretos) em cada grid contendo oito pontos amostrais. B) Em cada ponto amostral, instalamos uma armadilha arborícola e uma epigeica.

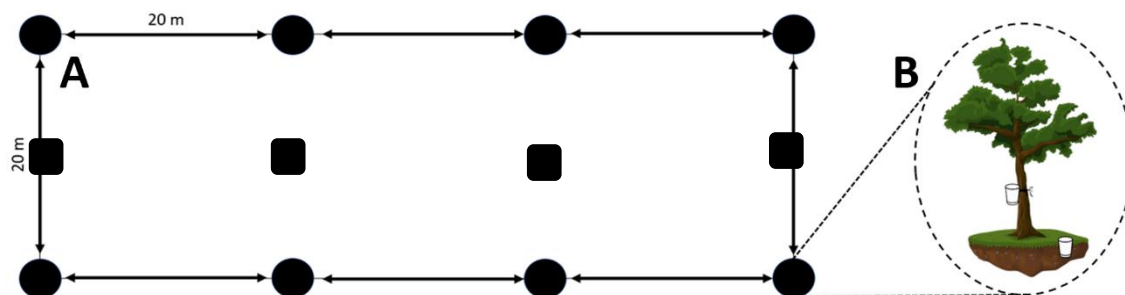


Figura 3: A) Posicionamento dos pontos amostrais para captura de formigas (círculos pretos) e para captura de besouros (quadrados pretos) em cada grid contendo oito pontos amostrais. B) Em cada ponto amostral, instalamos uma armadilha arborícola e uma epigeica.

As formigas coletadas em campo foram triadas, montadas e identificadas no Laboratório de Ecologia de Formigas, na Universidade Federal de Lavras (UFLA). Identificamos as formigas até o nível de gênero, de acordo com a chave de identificação de BACCARO et al., 2015 e morfoespeciamos por comparações com a coleção de referência do Laboratório de Ecologia de Formigas - UFLA. Após esse processo, os espécimes identificados foram conferidos e identificados até o menor nível taxonômico possível, pela especialista Dr^a. Mila Ferraz de Oliveira Martins e depositados na Coleção Entomológica da UFLA (CEUFLA).

ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Para testar a influência da presença e ausência de armadilhas para besouro na riqueza de espécies de formigas realizamos modelos lineares generalizados (GLM), utilizando a distribuição quasipoisson, no programa R versão 4.1.3, usando a riqueza de espécies como a variável resposta e a presença ou ausência de armadilhas para besouro a variável explicativa. Realizamos os testes para o estrato arborícola e para o epigéicos de forma separadas. Dessa forma, possuíamos 20 áreas amostrais, sendo essas dez grids com *pitfalls* arborícolas instalados em áreas onde havia a presença de *pitfall* iscados e dez instalados em áreas onde não havia a presença de *pitfall* iscados. Da mesma forma, possuíamos dez grids com *pitfalls* epigeicos instalados em áreas onde havia a presença de *pitfall* iscados e dez instalados em áreas onde não havia a presença de *pitfall* iscados.

Para quantificar o efeito da diferença na composição de espécies de formigas entre as áreas com e sem armadilhas iscadas para besouros, realizamos uma análise de variância multivariada permutacional(permanova) utilizando as espécies de formigas e a presença

ou ausência de iscas. E o coeficiente de distância de “Jaccard”. Utilizamos o comando “adonis” do pacote “vegan”, com 999 permutações para definir a significância dos resultados. (CLARKE; HERING, 2006; RODRIGUES; LOUZADA; RAMOS, 2018). Os testes foram realizados separadamente para o estrato arbóreo e epigeico.

RESULTADOS

Ao todo coletamos 41 espécies de formiga no estrato arborícola e 88 espécies no estrato epigeico (Tabelas 2, 3, 4 e 5; material suplementar).

Não encontramos diferença entre a riqueza de espécies de formigas dos estratos arborícola ($p = 0,2435$; $F = 1,4538$) e epigeico ($p = 0,1692$; $F = 2,0615$), coletadas na presença e na ausência de armadilhas para besouros

A composição de espécies nos estratos epigéico ($p = 0,3258$; $F = 1,042$) (Figura 2, material suplementar) e arborícola ($p = 0,3198$; $F = 1,042$) (Figura 3, material suplementar). também não diferiram entre as formigas coletadas na presença e na ausência de iscas

DISCUSSÃO

Investigamos os efeitos da presença ou ausência de armadilhas para besouros iscadas em esterco de armadilhas na captura de formigas em *pitfalls* sem isca. e não observamos nenhum. Isso sugere que ambas as metodologias podem ser utilizadas ao mesmo tempo sem gerar viés metodológico, agilizando os esforços de amostragem em trabalhos com ambos os grupos.

Não encontrar diferença na riqueza de espécies de formigas entre as áreas com e sem armadilhas iscadas para besouros, tanto no estrato epigeico quanto no arborícola, indica que a presença ou ausência de iscas, de forma isolada, não é um fator importante para determinar a riqueza de espécies de formigas em uma área. No entanto, é importante lembrar que a riqueza de espécies pode ser influenciada por diversos fatores, como a disponibilidade de habitat e recursos, a competição entre espécies e sazonalidade, por exemplo (JAHAN et al., 2022; PARR, 2008; QUEIROZ et al., 2023).

Com relação à composição das espécies de formigas epigeicas, verificamos que a presença da isca nas armadilhas utilizadas para a captura de besouros rola-bosta não foi uma variável forte o suficiente para modificar o padrão de composição encontrado nas áreas, para espécies epigeicas e arborícolas.

As formigas arborícolas, normalmente, são generalistas, alimentando-se de néctar extrafloral, pólen, seiva e honeydew (DAVIDSON et al., 2003; HUNT, 2003), também podem se alimentar de corpos de animais mortos e capturar pequenas presas que estejam nas árvores que estas habitam (BLÜTHGEN et al., 2000; FLOREN et al., 2002). Além disso sabemos que existem espécies de formigas altamente especializadas aos hábitos arborícolas (Baccaro et al., 2015), com tamanha especialização acreditamos que a presença de um recurso no nível do solo pode exercer pouco ou nenhum efeito nessas formigas.

Entretanto sugiro mais estudos com relação ao número de indivíduos dentro de cada espécie. A presença de iscas na área pode atrair certas espécies de formigas. Formigas com hábitos generalistas não devem ser fortemente afetadas pela presença da isca (Baccaro et al., 2015; Barthi et al., 2016). Entretanto, quando pensamos em formigas com hábitos mais especialistas, estas podem ser atraídas para as áreas próximas às fezes, portanto sendo capturadas em maior quantidade por armadilhas próximas às iscas.

Portanto, o uso de armadilhas para besouros, iscadas com fezes, não afeta a riqueza e composição de espécies de formigas capturadas por armadilhas epigeicas e

arborícolas. Portanto, esse estudo indica que não há problemas em instalar ambas as armadilhas juntas, desde que os dados coletados pelas armadilhas utilizadas para captura de besouros não sejam utilizados para avaliar a comunidade de formigas, ou seja, cada armadilha seja utilizada para um tipo de coleta.

REFERÊNCIAS

- AGOSTI, D. et al. **Standard methods for measuring and monitoring biodiversity. Biological diversity handbook series**, 2000.
- ANDRESEN, E. Dung beetles in a Central Amazonian rainforest and their ecological role as secondary seed dispersers. **Ecological Entomology**, v. 27, n. 3, p. 257–270, 28 jun. 2002.
- BACCARO, F. B. et al. **Guia para os gêneros de formigas do Brasil**. [s.l.: s.n.].
- BARRAGÁN, F. et al. The rolling dung master: An ecosystem engineer beetle mobilizing soil nutrients to enhance plant growth across a grassland management intensity gradient in drylands. **Journal of Arid Environments**, v. 197, p. 104673, fev. 2022.
- BERNARDES JÚNIOR, E. J. et al. Dry Forest Fragmentation in Brazilian Cerrado and Its Effects on Communities of Ground Foraging Ants. **Florida Entomologist**, v. 103, n. 3, p. 384–391, 2020.
- BESTELMEYER, B. T. et al. Field Techniques for the study of Ground-Dwelling Ants: An Overview, Description, and Evaluation. In: **Ants: Standard methods for measuring and monitoring biodiversity**. [s.l.: s.n.]. p. 122–144.
- BLÜTHGEN, N. et al. How plants shape the ant community in the Amazonian rainforest canopy: the key role of extrafloral nectaries and homopteran honeydew. **Oecologia**, v. 125, n. 2, p. 229–240, 1 out. 2000.
- BLÜTHGEN, N.; FELDHAAR, H. Food and Shelter: How Resources Influence Ant Ecology. In: **Ant Ecology**. [s.l.] Oxford University Press, 2009. p. 115–136.
- BRAGA, R. F. et al. Dung Beetle Community and Functions along a Habitat-Disturbance Gradient in the Amazon: A Rapid Assessment of Ecological Functions Associated to Biodiversity. **PLoS ONE**, v. 8, n. 2, p. e57786, 27 fev. 2013.
- CANEDO-JÚNIOR, E. O. et al. Can anthropic fires affect epigaeic and hypogaeic Cerrado ant (Hymenoptera: Formicidae) communities in the same way? **Revista de Biología Tropical**, v. 64, n. 1, p. 95, 2016.
- CARDOSO, P. et al. Scientists' warning to humanity on insect extinctions. **Biological Conservation**, v. 242, n. December 2019, 2020.
- CARVALHO, R. L. et al. Understanding what bioindicators are actually indicating: Linking disturbance responses to ecological traits of dung beetles and ants. **Ecological Indicators**, v. 108, n. April 2019, p. 105764, 2020.
- CLARKE, R. T.; HERING, D. Errors and uncertainty in bioassessment methods – major results and conclusions from the STAR project and their application using STARBUGS.

- Hydrobiologia**, v. 566, n. 1, p. 433–439, ago. 2006.
- DA SILVA, W. B.; CAJAIBA, R. L.; PÉRICO, E. Ant diversity sampling in the Brazilian Amazon: A comparison of litter collection and *pitfall* trapping. **Revista de Biologia Tropical**, v. 69, n. 3, p. 865–872, 2021.
- DAVIDSON, D. W. et al. Explaining the Abundance of Ants in Lowland Tropical Rainforest Canopies. **Science**, v. 300, n. 5621, p. 969–972, 9 maio 2003.
- FLOREN, A.; BIUN, A.; LINSENMAIR, E. K. Arboreal ants as key predators in tropical lowland rainforest trees. **Oecologia**, v. 131, n. 1, p. 137–144, 1 mar. 2002.
- FORTI, L. C. et al. Occurrence of Leaf-Cutting and Grass-Cutting Ants of the Genus *Atta* (Hymenoptera: Formicidae) in Geographic Regions of Brazil. **Sociobiology**, v. 67, n. 4, p. 514–525, 2020.
- GARDNER, T. A. et al. The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. **Ecology Letters**, v. 11, n. 2, p. 139–150, 2008.
- HÖLLDOBLER, B.; WILSON, E. O. **The Ants**. [s.l.] Harvard University, 1990.
- HUNT, J. H. Cryptic Herbivores of the Rainforest Canopy. **Science**, v. 300, n. 5621, p. 916–917, 9 maio 2003.
- JAHAN, M. N. et al. Effects of Vegetation Types and Habitat Disturbance on Species Richness and Composition of Ant (Hymenoptera, Formicidae) Assemblages in Lawachara National Park, Bangladesh. **Environment & Ecosystem Science**, v. 6, n. 1, p. 01–06, 2022.
- LOUZADA, J. N. C.; SILVA, P. R. C. E. Utilisation of introduced Brazilian pastures ecosystems by native dung beetles: Diversity patterns and resource use. **Insect Conservation and Diversity**, v. 2, n. 1, p. 45–52, 2009.
- MARSH, C. J. et al. Optimising Bait for *Pitfall* Trapping of Amazonian Dung Beetles (Coleoptera: Scarabaeinae). **PLoS ONE**, v. 8, n. 8, p. 1–8, 2013.
- MARSH, C. J. et al. Is β -diversity of Amazonian ant and dung beetle communities elevated at rainforest edges? **Journal of Biogeography**, v. 45, n. 8, p. 1966–1979, 2018.
- MCGEOCH, M. A. Insects and bioindication: theory and progress. In: **Insect conservation Biology**. [s.l.: s.n.], p. 144–174.
- MONTGOMERY, G. A. et al. Is the insect apocalypse upon us? How to find out. **Biological Conservation**, v. 241, n. August, 2020.
- NICHOLS, E. et al. Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: A quantitative literature review and meta-analysis. **Biological Conservation**, v. 137, n. 1, p. 1–19, jun. 2007.

- NORIEGA, J. A. et al. Human perturbations reduce dung beetle diversity and dung removal ecosystem function. **Biotropica**, v. 53, n. 3, p. 753–766, 28 maio 2021.
- NUMA, C. et al. Effect of landscape structure on the spatial distribution of Mediterranean dung beetle diversity. **Diversity and Distributions**, v. 15, n. 3, p. 489–501, 9 maio 2009.
- OTAVO, S. E.; PARRADO ROSSELLI, Á.; NORIEGA, J. A. Superfamilia Scarabaeoidea (Insecta: Coleoptera) como elemento bioindicador de perturbación antropogénica en un parque nacional amazónico. **Revista de Biología Tropical**, v. 61, n. 2, 24 jul. 2013.
- PARR, C. L. Dominant ants can control assemblage species richness in a South African savanna. **Journal of Animal Ecology**, v. 77, n. 6, p. 1191–1198, 2008.
- PHILPOTT, S. M. et al. Ant diversity and Function in Disturbed and Changing Habitats. In: **Ant Ecology**. [s.l: s.n.]. p. 137–156.
- PRZYBYSZEWSKI, K. R. et al. Can baited *pitfall* traps for sampling dung beetles replace conventional traps for sampling ants? **Sociobiology**, v. 67, n. 3, p. 376–387, 2020.
- QUEIROZ, A. C. M. et al. Ant diversity decreases during the dry season: A meta-analysis of the effects of seasonality on ant richness and abundance. **Biotropica**, v. 55, n. 1, p. 29–39, 3 jan. 2023.
- RIBAS, C. R. et al. Can ants be used as indicators of environmental impacts caused by arsenic? **Journal of Insect Conservation**, v. 16, n. 3, p. 413–421, 2012a.
- RIBAS, C. R. et al. Ants as indicators in Brazil: A review with suggestions to improve the use of ants in environmental monitoring programs. **Psyche (London)**, v. 2012, 2012b.
- RICO-GRAY, V.; OLIVEIRA, P. S. **The Ecology and Evolution of Ant-Plant Interactions**. [s.l: s.n.]. v. 15
- RODRIGUES, G. C.; LOUZADA, F.; RAMOS, P. L. Poisson–exponential distribution: different methods of estimation. **Journal of Applied Statistics**, v. 45, n. 1, p. 128–144, 2 jan. 2018.
- ROHYANI, I. S. Community structure analysis of soil insects and their potential role as bioindicators in various ecosystem types in lombok, West Nusa Tenggara, Indonesia. **Biodiversitas**, v. 21, n. 9, p. 4221–4227, 2020.
- SABU, T. K. et al. A comparison of the *pitfall* trap, Winkler extractor and Berlese funnel for sampling ground-dwelling arthropods in tropical montane cloud forests. **Journal of Insect Science**, v. 11, n. 28, p. 1–19, 2011.
- SCHMIDT, F. A. et al. Ant diversity studies in Brazil: an overview of the myrmecological research in a megadiverse country. **Insectes Sociaux**, v. 69, n. 1, p. 105–121, 8 fev. 2022.

- SILVEIRA, J. M. et al. A Multi-Taxa Assessment of Biodiversity Change After Single and Recurrent Wildfires in a Brazilian Amazon Forest. **Biotropica**, v. 48, n. 2, p. 170–180, 2016.
- SOUZA, J. L. P. DE et al. Trade-offs between complementarity and redundancy in the use of different sampling techniques for ground-dwelling ant assemblages. **Applied Soil Ecology**, v. 56, p. 63–73, 2012.
- SPECTOR, S. Scarabaeine Dung Beetles (coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae): An Invertebrate Focal Taxon for Biodiversity Research and Conservation. **The Coleopterists Bulletin**, v. 60, n. sp5, p. 71–83, 2006.
- TIEDE, Y. et al. Ants as indicators of environmental change and ecosystem processes. **Ecological Indicators**, v. 83, p. 527–537, 2017.
- TORRES, M. T.; SOUZA, J. L. P.; BACCARO, F. B. Distribution of epigeic and hypogeic ants (Hymenoptera: Formicidae) in ombrophilous forests in the Brazilian Amazon. **Sociobiology**, v. 67, n. 2, p. 186–200, 2020.

MATERIAL SUPLEMENTAR

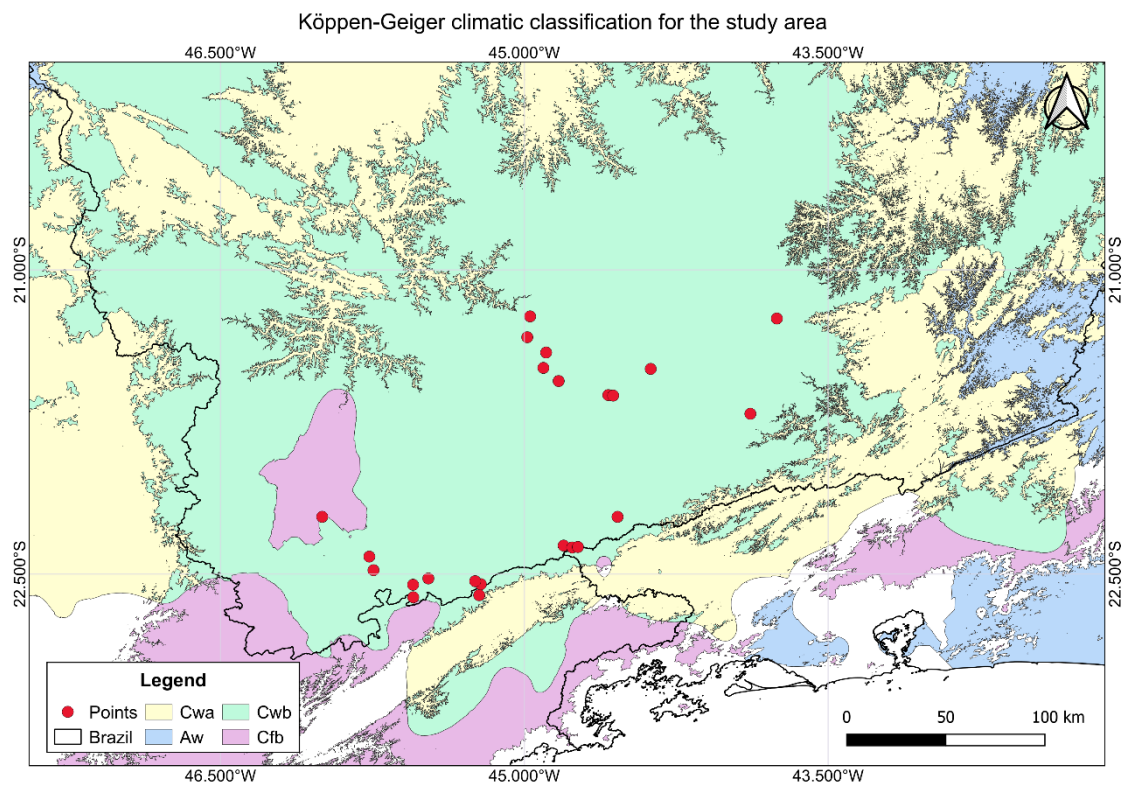


Figura 1: Classificação de Köppen-Geiger para as áreas coletadas.

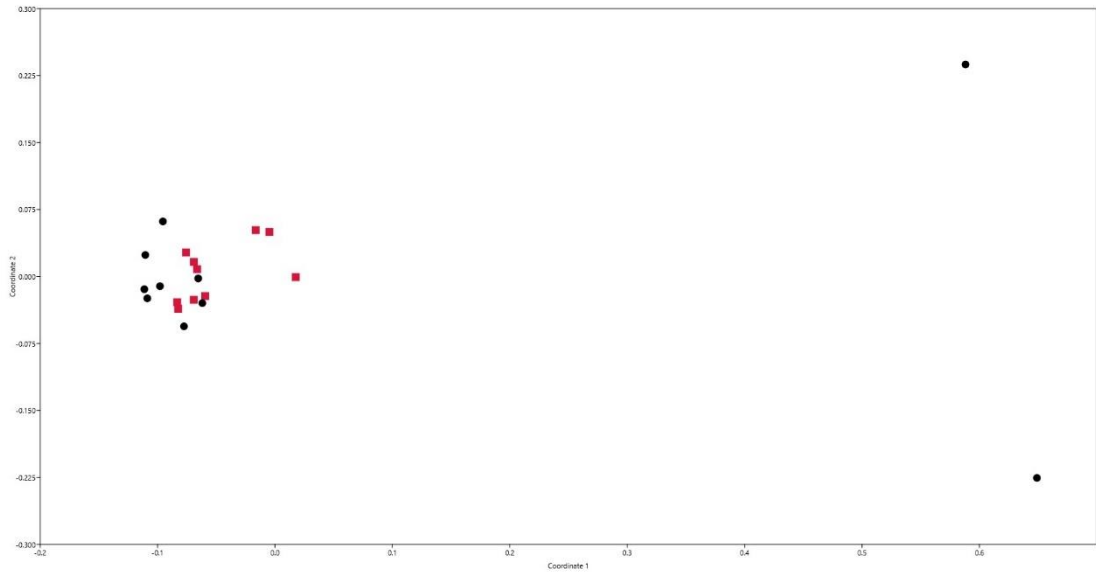


Figura 2: Composição da comunidade de formigas epigeicas. Quadrados vermelhos representam áreas com presença de iscas e círculos pretos representam áreas sem a presença de iscas ($p= 0,3258$; $F= 1,042$)

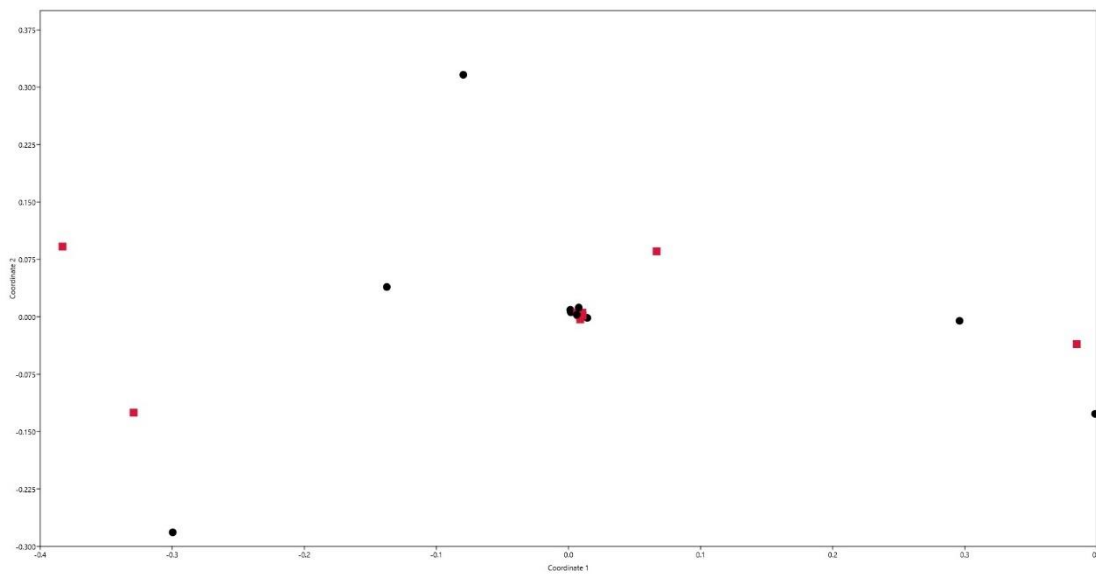


Figura 3: Composição da comunidade de formigas epigeicas. Quadrados vermelhos representam áreas com presença de iscas e círculos pretos representam áreas sem a presença de iscas ($p= 0,3198$; $F= 1,042$)

Tabela 1: Dados geográficos dos locais das coletas.

Código da área	Município	Longitude	Latitude	Altitude	Isca
BOC_01	Bocaina de Minas	44°32'23.026"O	22°13'4.024"S	1249	Ausente
DMO_01	Delfim Moreira	45°12'53.351"O	22°32'59.877"S	1395	Ausente
DMO_02	Delfim Moreira	45°14'33.634"O	22°32'6.138"S	1339	Ausente
ING_01	Ingai	44°53'32.019"O	21°24'26.001"S	890	Ausente
ITT_01	Itamonte	44°48'21.331"O	22°21'34.138"S	1555	Ausente
ITT_04	Itamonte	44°44'8.329"O	22°21'59.198"S	2100	Ausente
LAV_01	Lavras	44°58'16.895"O	21°13'44.553"S	952	Ausente
PIR_01	Piranguçu	45°28'25.554"O	22°31'17.572"S	981	Ausente
PIR_03	Piranguçu	45°32'53.439"O	22°36'51.722"S	1611	Ausente
SRS_01	Santa Rita do Sapucaí	45°41'40.512"O	22°11'32.441"S	1035	Ausente
BAR_01	Barbacena	43°45'12.014" O	21°14'22.004"S	1153	Presente
CDO_01	Conceição dos Ouros	45°44'40.279"O	22°28'50.664"S	895	Presente
CDO_02	Conceição dos Ouros	45°45'54.718"O	22°24'49.794"S	917	Presente
CRR_01	São Vicente de Minas	44°35'7.111"O	21°37'1.999"S	1376	Presente
CRR_02	Minduri	44°33'41.762"O	21°37'10.269"S	995	Presente
ITT_05	Itatiaia	44°36'44.769"O	22°26'2.972"S	1078	Presente
LAV_02	Poço Bonito	44°59'7.578"O	21°19'54.362"S	1148	Presente
LUM_01	Luminárias	44°54'21.028"O	21°28'59.027"S	934	Presente
LUM_02	Luminárias	44°49'50.178"O	21°32'52.221"S	1111	Presente
MDD_01	Madre de Deus de Minas	44°22'34.030"O	21°29'17.015"S	927	Presente

Tabela 2: Lista de espécies de formigas coletadas no estrato epigeico. Armadilhas instaladas na ausência de iscas.

Área	BOC_01	DMO_01	DMO_02	ING_01	ITT_01	ITT_04	LAV_01	PIR_01	PIR_03	SRS_01
Isca	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
<i>Acromyrmex aspersus</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acromyrmex disciger</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acromyrmex niger</i>	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Acromyrmex octospinosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acromyrmex sp1</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acromyrmex subterraneus</i>	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Atta sexdens</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Camponotus cf. ager</i>	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Camponotus myrmaphaenus sp1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus myrmothrix sp1</i>	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>Camponotus pr. melanoticus</i>	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>Camponotus pr. renggeri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus rufipes</i>	0	1	1	1	0	1	0	1	1	0
<i>Camponotus sericeiventris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus tanaemyrmex sp1</i>	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Camponotus tanaemyrmex sp3</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus tanaemyrmex sp4</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus tanaemyrmex sp5</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyphomyrmex sp. N. a.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Discothyrea cf. bobi</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Ectatomma edentatum</i>	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0
<i>Ectatomma muticum</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0
<i>Ectatomma striatum</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gnamptogene striatula</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0

<i>Gnamptogene striatum</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gnamptogenys striatula</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Gnamptogenys striatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Hylomyrma reitteri</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hylomyrma sp1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypoponera sp1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Hypoponera sp2</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Hypoponera sp3</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypoponera sp4</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Labidus praedato</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Linepithema angulatum</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Linepithema iniquum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Linepithema leucomelas</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Linepithema micans</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Linepithema pulex</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Linepithema humile</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Linepithema micans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Megalomyrmex pr. myops</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0
<i>Mycetomoellerius holmgreni</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Myrmelachista sp1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ocheolyrmex sp1</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Ocheyomyrmex sp2</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Odontomachus hastatus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Oxyepoecus gr. vezenyii sp1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Oxyepoecus vezenyii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Oxyepoecus myops</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Oxyepoecus rosai</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pachycondyla striata</i>	1	1	1	1	0	0	1	1	1	0

<i>Paratrachymyrmex sp1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole gr. flavens sp1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole gr. tristis sp1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole gr. tristis sp3</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole sp8</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole sp9</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole cf. ambigua</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Pheidole cf. hetschko</i>	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Pheidole cf. sigillata</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Pheidole gr. diligens sp2</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole gr. fallax sp2</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole gr. flavens sp1</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Pheidole gr. flavens sp3</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Pheidole sp1</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole sp10</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole sp11</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole sp12</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pheidole sp13</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole sp16</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Pheidole sp17</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Pheidole sp3</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole sp5</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Pheidole sp6</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Pheidole sp7</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole sp8</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole sp9</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Pseudomyrmex sp3</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Solenopsis sp1</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0

Tabela 3: Lista de espécies de formigas coletadas no estrato epigeico. Armadilhas instaladas na presença de iscas.

Área	BAR_01	CDO_01	CDO_02	CRR_01	CRR_02	ITT_05	LAV_02	LUM_01	LUM_02	MDD_01
Isca	Presente	Presente	Presente	Presente	Presente	Presente	Presente	Presente	Presente	Presente
<i>Acromyrmex aspersus</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1
<i>Acromyrmex disciger</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Acromyrmex niger</i>	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0
<i>Acromyrmex octospinosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Acromyrmex sp1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acromyrmex subterraneus</i>	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0
<i>Atta sexdens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus cf. ager</i>	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0
<i>Camponotus myrmaphaenus sp1</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus myrmothrix sp1</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Camponotus pr. melanoticus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Camponotus pr. renggeri</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Camponotus rufipes</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0
<i>Camponotus sericeiventris</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Camponotus tanaemyrmex sp1</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Camponotus tanaemyrmex sp3</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Camponotus tanaemyrmex sp4</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Camponotus tanaemyrmex sp5</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyphomyrmex sp. N. a.</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Discothyrea cf. bobi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ectatomma edentatum</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Ectatomma muticum</i>	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Ectatomma striatum</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0

Tabela 4: Lista de espécies de formigas coletadas no estrato arborícola. Armadilhas instaladas na ausência de iscas.

Área	BOC_01	DMO_01	DMO_02	ING_01	ITT_01	ITT_04	LAV_01	PIR_01	PIR_03	SRS_01
Isca	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
<i>Acromyrmex aspersus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acromyrmex niger</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acromyrmex rugosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acromyrmex subterraneus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Atta sexdens</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Camponotus ager (cf)</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus atriceps</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus cf. ager</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Camponotus myrmaphaenus sp1</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus myrmothrix sp1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus pr. melanoticus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus rufipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Camponotus sericeiventris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus tanaemyrmex sp1</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus tanaemyrmex sp3</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus tanaemyrmex sp4</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Crematogaster sp2</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crematogaster sp4</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ectatomma edentatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gnamptogene striatula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gnamptogenys striatula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Labidus coecus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Linepithema iniquum</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0

<i>Linepithema micans</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Linepithema pulex</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mycetomoellerius cf. holmgreni</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Myrmelachista cf. catharinae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myrmelachista sp1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Pachycondyla striata</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Pheidole cf. sigillata</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Pheidole gr. diligens sp2</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole gr. flavens sp1</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Pheidole gr. flavens sp3</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Pheidole gr. flavens sp4</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Pheidole gr. tristis sp2</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole sp14</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole sp17</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole sp7</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Procryptocerus cf. adlerzi</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Procryptocerus cf. schmalzi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Solenopsis sp5</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Procryptocerus cf. adlerzi</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Procryptocerus cf. schmalzi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Solenopsis sp5</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0

CONCLUSÃO GERAL

As formigas desempenham um papel fundamental nos ecossistemas terrestres, exercendo influência sobre a estrutura das comunidades e o funcionamento dos ecossistemas. Como insetos sociais, elas desempenham uma variedade de funções, desde a reciclagem de nutrientes até a dispersão de sementes. A compreensão da ecologia das formigas é essencial para o entendimento da biodiversidade e da dinâmica dos ecossistemas, uma vez que esses insetos estão presentes em quase todos os ambientes terrestres e desempenham papéis ecológicos diversos. Neste contexto, estudos que investigam os fatores que influenciam a distribuição e diversidade das comunidades de formigas desempenham um papel crucial na conservação da biodiversidade e no manejo sustentável dos habitats naturais. Ao explorar diferentes aspectos da ecologia das formigas, tais como interações com o ambiente, especialização de habitat e respostas às mudanças ambientais, podemos obter informações valiosas para a formulação de estratégias eficazes de conservação e manejo de ecossistemas.

Os resultados do primeiro trabalho sugerem que a presença de armadilhas iscadas para besouros rola-bosta não afetou a captura de formigas em armadilhas de queda sem isca. Isso indica que a metodologia utilizada para coleta de besouros não influenciou os resultados obtidos para as formigas. Essa descoberta é importante para estudos de biodiversidade, pois sugere que ambas as técnicas podem ser implementadas simultaneamente, agilizando os esforços de amostragem e permitindo a coleta de múltiplas guildas de insetos em uma única área de estudo.

Os resultados do nosso segundo trabalho revelam padrões interessantes na relação entre cobertura florestal e riqueza de espécies de formigas. Observamos uma relação negativa entre a riqueza de formigas especialistas em áreas abertas e especialistas em áreas florestais com o aumento da cobertura florestal. Um resultado que vai contra o esperado por nós.

O estudo sobre a influência da cobertura florestal na riqueza e composição de espécies de formigas em paisagens fragmentadas revelou que fragmentos florestais em paisagens com maior cobertura florestal não necessariamente abrigam comunidades mais diversas. Além disso, a ausência de uma clara dissimilaridade na composição de espécies em diferentes coberturas florestais destaca a importância de fatores adicionais na modulação das comunidades de formigas.

Quanto à segunda predição, que sugeria uma composição de espécies mais dissimilar em paisagens com maior cobertura florestal, os resultados não corroboram nossa predição. A ausência de uma relação clara entre a composição de espécies de formigas e a cobertura florestal sugere que outros fatores, além porcentagem de cobertura florestal, estão moldando a estrutura das comunidades de formigas. Isso pode incluir a complexidade do habitat (NOOTEN et al., 2021) e a conectividade do habitat (JIMENEZ-SOTO et al., 2019), por exemplo. Esses resultados destacam a complexidade das interações ecológicas e ressaltam a importância de considerar múltiplos fatores na compreensão da composição das comunidades de formigas em paisagens fragmentadas.

Para as formigas arborícolas, foi identificado um ponto de inflexão em torno de 30% de cobertura florestal, onde a relação entre cobertura florestal e riqueza de espécies se torna negativa. Isso pode ser atribuído à influência da conectividade do dossel, que modula o movimento e o acesso aos recursos para as comunidades de formigas arbóreas. A presença de lianas como principal fonte de conexão física entre as copas das árvores pode facilitar o deslocamento das formigas por toda a paisagem, levando a uma possível diminuição na diversidade de espécies arborícolas à medida que se deslocam.

Além disso, os resultados indicam que a relação entre cobertura florestal e diversidade de formigas pode ser complexa e variar entre diferentes grupos ecológicos de formigas. Isso destaca a importância de considerar múltiplos fatores ambientais, como complexidade do habitat e conectividade do habitat, na compreensão da estrutura das comunidades de formigas em paisagens fragmentadas.

Ambos os estudos contribuem para o entendimento sobre os fatores que influenciam a distribuição e diversidade das comunidades de formigas. Os resultados têm implicações importantes para a conservação e manejo de habitats naturais, destacando a necessidade de considerar múltiplos fatores ambientais ao desenvolver estratégias de conservação para espécies de formigas e seus habitats. Para trabalhos futuros, sugiro incluem investigações mais detalhadas sobre os efeitos de outros fatores ambientais, como a complexidade do habitat e a conectividade do habitat, na estrutura das comunidades de formigas. Além disso, destacamos a importância de estudos para entender melhor as dinâmicas temporais das populações de formigas em resposta às mudanças ambientais.

Por fim, destacamos que os estudos sobre a ecologia das formigas representam uma peça fundamental na compreensão dos ecossistemas terrestres. Através da

investigação dos fatores que moldam a distribuição e diversidade das comunidades de formigas, somos capazes de desvendar os padrões e processos que regem a vida ecológica desses insetos sociais. Ao finalizar esses estudos, somos lembrados da importância de uma abordagem integrativa e multifatorial na pesquisa e conservação da biodiversidade. É fundamental reconhecer que as formigas desempenham papéis essenciais em ecossistemas globais e, portanto, a compreensão de sua ecologia é essencial para a sustentabilidade ecológica e a preservação da diversidade biológica. Ao continuarmos a investigar e valorizar o papel das formigas nos ecossistemas, estamos contribuindo para a proteção de toda a teia da vida na Terra.

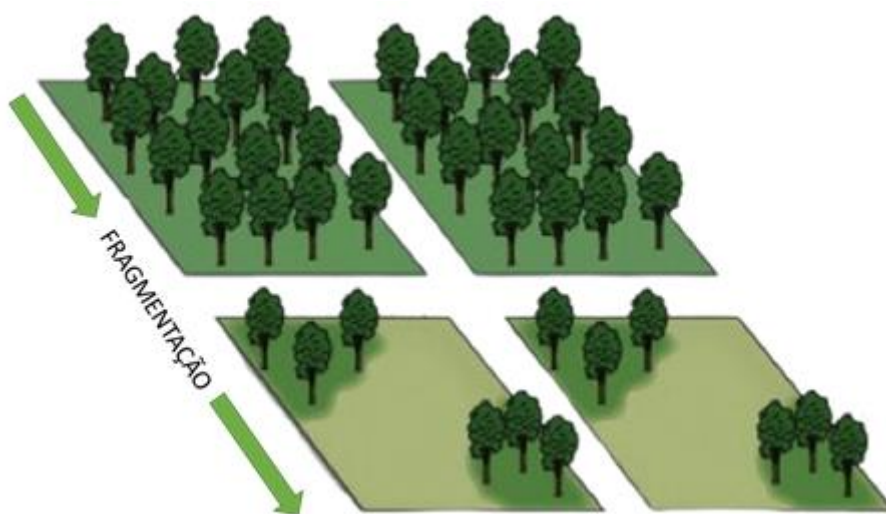
4 ESTRATÉGIA DE DIVULGAÇÃO

Minha estratégia de divulgação para os projetos da tese envolve a submissão de um texto de divulgação científica para publicação no blog [Ciência em Ação](#). Um texto de divulgação científica é uma peça de comunicação que tem como objetivo apresentar de forma acessível e compreensível para o público em geral os principais resultados e descobertas de uma pesquisa científica. Essa estratégia é fundamental porque permite que os achados da pesquisa sejam disseminados de maneira ampla e eficaz, alcançando não apenas a comunidade acadêmica, mas também o público interessado e potencialmente afetado pelos resultados. Além disso, publicar no blog [Ciência em Ação](#), que é voltado para o tema da conservação biológica, proporciona uma oportunidade de atingir um público específico e engajado nessa área, ampliando assim o impacto e a relevância da pesquisa realizada.

A FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL PELOS OLHOS DAS FORMIGAS

A princípio pode não haver diferença entre uma floresta de 100 hectares (ha) e 10 pedaços de floresta de 10 hectares cada. A final, o total dos fragmentos de 10 hectares terão a mesma área total que nossa suposta floresta de 100 hectares. Entretanto, do ponto de vista biológico o resultado de ambos os casos pode ser bastante diferente. A fragmentação, processo ao qual estamos nos referindo aqui, trata-se de um evento no qual um habitat contínuo é dividido em fragmentos isolados menores que o original.

Figura 1: Esquema de fragmentação ambiental

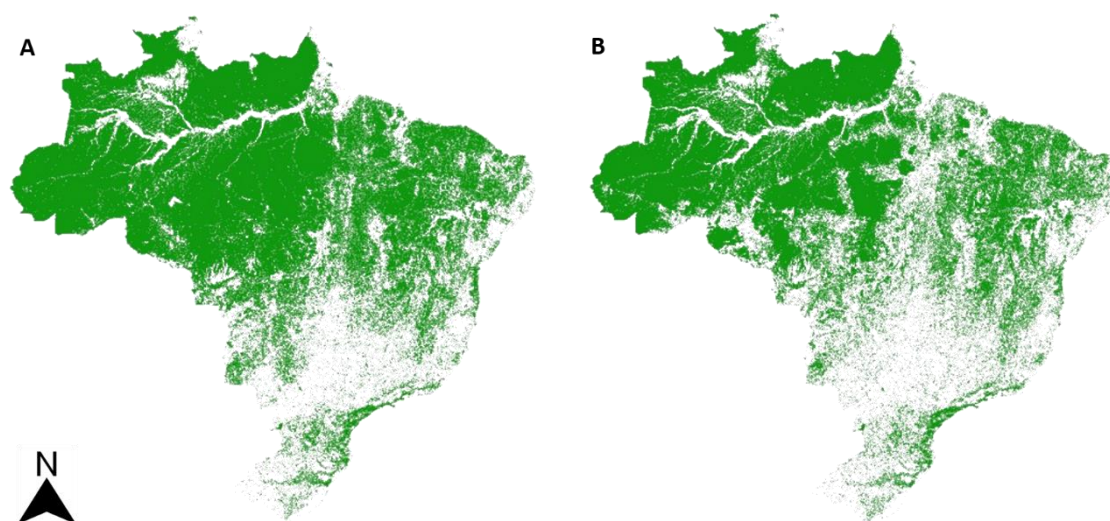


Adaptado de Bacles, C. F., & Jump, A. S. (2011)

Além disso, é importante ressaltar que a perda de cobertura florestal, frequentemente resultado da fragmentação florestal, ocorre quando há uma redução da área coberta por florestas devido a atividades humanas. Ao longo dos últimos anos, a fragmentação emergiu como uma das maiores ameaças à biodiversidade e à estabilidade dos ecossistemas em todo o mundo. As ações do homem vem causando degradação ambiental e a perda de habitats naturais em uma escala alarmante. A expansão das atividades humanas, como a urbanização desenfreada, mineração e a agricultura intensiva, tem levado à diminuição contínua das áreas de floresta em todo o mundo. Essas transformações resultam em mudanças na paisagem e fragmentação de habitats. Como resultados dessas atividades, no período de 2000 a 2010, o desmatamento mundial médio foi de 11 milhões de hectares por ano. Já no período de 2010 a 2018 passou a ser 7,8 milhões de hectares por ano. No Brasil, somente no ano de 2015, perdemos cerca de 1,7

milhões de hectares. Embora os efeitos da fragmentação florestal possam ser vistos de maneira imediata, as consequências dessas mudanças podem se estender por décadas. À medida que os habitats naturais diminuem, as populações de animais e plantas são afetadas direta e indiretamente. Essas perturbações podem ter efeito que afeta todo o ecossistema.

Figura 2: A) Cobertura florestal do Brasil em 1985 e B) Cobertura florestal do Brasil em 2021

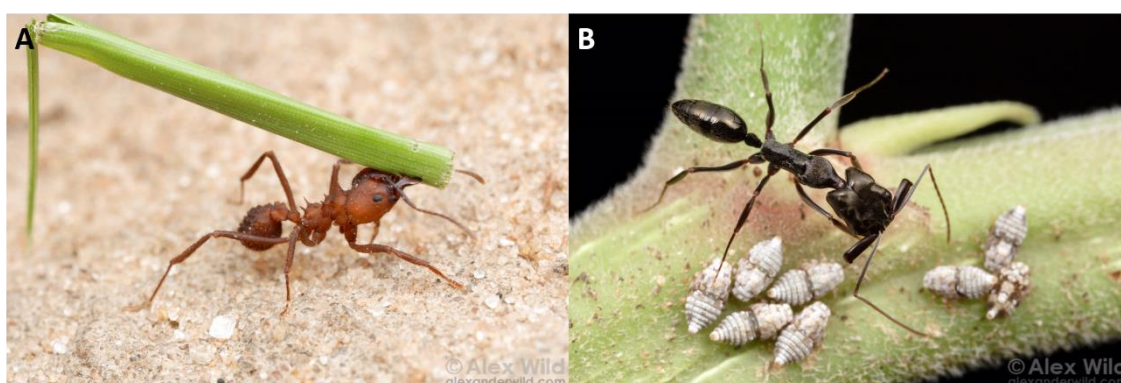


Para monitorar essas mudanças na paisagem e entender melhor seus impactos sobre a biodiversidade, é essencial adotar abordagens científicas rigorosas. Uma maneira de fazer isso é estudar as comunidades de organismos indicadores. Esses organismos podem ser vegetais ou animais, utilizados para avaliação da qualidade ambiental. Dentro desse grupo, as formigas são um dos grupos que podem ser utilizados como ferramentas para monitorar tais mudanças.

As formigas, pequenos insetos que encontramos em todo lugar, são muito mais do que apenas criaturas que andam em filas. Elas são peças fundamentais para o funcionamento das florestas, são sensíveis às alterações ambientais e desempenham diversas funções ecológicas. Dentre os serviços que as formigas desempenham, podemos citar a polinização, controle de pragas e decompositoras de matéria orgânica, serviços essenciais para a saúde das florestas e para o bem-estar humano. Além disso, são relativamente fáceis de coletar e identificar. Essas características reunidas fazem com que as formigas sejam consideradas boas bioindicadoras.

As formigas são vitais para o ecossistema, e, portanto, entender como elas respondem a mudanças ambientais pode nos ajudar a entender as consequências de nossas ações frente ao ecossistema. Em um mundo cada vez mais fragmentado, as formigas, muitas vezes ignoradas ou até mesmo consideradas pragas, assumem um papel de protagonistas na luta pela preservação ambiental. Sua importância vai além da simples organização em colônias e do trabalho incansável.

Figura 3: A) Formiga do gênero *Acromyrmex* carregando caule de grama de volta para o ninho e B) Formiga do gênero *Odontomachus* predando outro inseto



Fonte: Alex Wild *Photography* Disponível em: <https://www.alexanderwild.com/>

Nesse trabalho me fiz duas perguntas: “O que acontece com as formigas que se **especializaram em viver em ambientes florestais** quando as florestas que elas estão são fragmentadas?”. Da mesma forma me perguntei: “O que acontece com as formigas que se **especializaram em viver em ambientes abertos** quando o ambiente que elas estão é fragmentado?”. Inicialmente acreditava que, quanto mais floresta, mais espécies de formigas teríamos. Porém o que encontramos foi que tanto para formigas que habitam as copas das árvores quanto para formigas que habitam o solo apresentam uma riqueza menor em paisagens com maior cobertura florestal. Além disso as espécies que habitam o ambiente não se alteram com a mudança da cobertura da paisagem.

Essa tendência pode sugerir que a distribuição e disponibilidade de habitats específicos, desempenham um papel importante na estruturação das comunidades de formigas na paisagem. Em áreas com maior cobertura florestal, as formigas especialistas em habitats abertos podem enfrentar maior dificuldade pois podem estar competindo com formigas e outros animais especialistas em especialistas na exploração dos recursos em ambientes florestais. Já para as formigas especialistas em habitats florestais, a dispersão

mais ampla das paisagens pode implicar em uma menor coleta de espécies nos fragmentos florestais locais. Ou seja, ela pode estar por toda a floresta, e não somente em uma pequena área.

Os resultados sugerem que fragmentos florestais inseridos em paisagens com maior porcentagem de cobertura florestal não necessariamente abrigam mais tipos de formigas. Além disso, a ausência de uma diferença clara na composição de espécies em paisagens com diferentes coberturas florestais destaca a importância de fatores adicionais que modulam as comunidades de formigas.

Em resumo, a fragmentação florestal é uma questão complexa que afeta não apenas a paisagem, mas também as comunidades de organismos que habitam esses ambientes. A pesquisa sobre formigas como bioindicadoras oferece uma janela única para entender os efeitos dessas mudanças ambientais. Ao observar como diferentes espécies de formigas respondem à fragmentação, podemos obter informações cruciais sobre a saúde dos ecossistemas e as estratégias de conservação necessárias para proteger a biodiversidade. Destaco ainda a importância de abordar a natureza com dinamismo, sempre lembrando que todas as plantas e animais estão interagindo dentro do seu complexo. Assim surgindo a necessidade contínua de pesquisa e monitoramento para enfrentar os desafios ambientais contemporâneos.

Referências

CECILE FE, AND ALISTAIR S. JUMP. **Taking a tree's perspective on forest fragmentation genetics.** *Trends in plant Science*, v. 16, n. 1, p. 13-18, 2011

FAO; UNEP. **The State of the World's Forests 2020.** [s.l.] Forests, biodiversity and people., 2020.

FISCHER, R. et al. Accelerated forest fragmentation leads to critical increase in tropical forest edge area. **Science Advances**, v. 7, n. 37, p. 1DUMMMY, 2021

HOANG, N. T.; KANEMOTO, K. Mapping the deforestation footprint of nations reveals growing threat to tropical forests. **Nature Ecology and Evolution**, v. 5, n. 6, p. 845–853, 2021.