



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
INSTITUTO DE BIOLOGIA

**Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e
Biodiversidade**

**FORMIGAS COMO BIOINDICADORES DO SUCESSO DE
DIFERENTES TÉCNICAS PARA A RESTAURAÇÃO DA
FAUNA SAVÂNICA EM UMA UNIDADE DE
CONSERVAÇÃO DO CERRADO**

RUTHE EMILIA DE OLIVEIRA SARAIVA LEÃO

2024

RUTHE EMILIA DE OLIVEIRA SARAIVA LEÃO

**FORMIGAS COMO BIOINDICADORES DO SUCESSO DE
DIFERENTES TÉCNICAS PARA A RESTAURAÇÃO DA
FAUNA SAVÂNICA EM UMA UNIDADE DE
CONSERVAÇÃO DO CERRADO**

Tese apresentada à Universidade Federal de
Uberlândia, como parte das exigências para
obtenção do título de Doutor em Ecologia,
Conservação e Biodiversidade.

Orientador

Prof. Dr. Heraldo Luis de Vasconcelos

UBERLÂNDIA

Outubro – 2024

RUTHE EMILIA DE OLIVEIRA SARAIVA LEÃO

**FORMIGAS COMO BIOINDICADORES DO SUCESSO DE
DIFERENTES TÉCNICAS PARA A RESTAURAÇÃO DA
FAUNA SAVÂNICA EM UMA UNIDADE DE
CONSERVAÇÃO DO CERRADO**

Tese apresentada à Universidade Federal de
Uberlândia, como parte das exigências para
obtenção do título de Doutor em Ecologia,
Conservação e Biodiversidade.

Aprovada em:

Prof. Dr. Karen Christina Ferreira Neves
Universidade Federal de Uberlândia

Prof. Dr. Lucas Navarro Paolucci
Universidade Federal de Viçosa

Prof. Dr. Ricardo Ildefonso de Campos
Universidade Federal de Viçosa

Prof. Dr. Solange Cristina Augusto
Universidade Federal de Uberlândia

Prof. Dr. Heraldo Luís de Vasconcelos
Universidade Federal de Uberlândia (Orientador)

UBERLÂNDIA

Outubro – 2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.

- L437f
2024
- Leão, Ruthe Emilia de Oliveira Saraiva, 1992-
Formigas como bioindicadores do sucesso de diferentes técnicas
para a restauração da fauna savânica em uma Unidade de Conservação
do Cerrado [recurso eletrônico] / Ruthe Emilia de Oliveira Saraiva Leão.
- 2024.
- Orientador: Heraldo Luis de Vasconcelos.
Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Uberlândia, Programa
de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Biodiversidade.
Modo de acesso: Internet.
Disponível em: <http://doi.org/10.14393/ufu.te.2024.5059>
Inclui bibliografia.
Inclui ilustrações.
1. Ecologia. I. Vasconcelos, Heraldo Luis de, 1962-, (Orient.). II.
Universidade Federal de Uberlândia. Programa de Pós-graduação em
Ecologia, Conservação e Biodiversidade. III. Título.

CDU: 574

André Carlos Francisco
Bibliotecário Documentalista - CRB-6/3408



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA

Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ecologia,
Conservação e Biodiversidade

Av. Pará, 1720, Bloco 2D, Sala 26 - Bairro Umuarama, Uberlândia-MG, CEP 38405-320
Telefone: (34) 3225-8641 - www.pggeco.ib.ufu.br - ecologia@umuarama.ufu.br



ATA DE DEFESA - PÓS-GRADUAÇÃO

Programa de Pós-Graduação em:	Ecologia, Conservação e Biodiversidade				
Defesa de:	Tese, número 98, PPGECEB				
Data:	oito de novembro de dois mil e vinte e quatro	Hora de início:	13:30	Hora de encerramento:	17:54
Matrícula do Discente:	12013ECR008				
Nome do Discente:	Ruthe Emilia de Oliveira Saraiva Leão				
Título do Trabalho:	Formigas como bioindicadores do sucesso de diferentes técnicas para a restauração da fauna savânica em uma Unidade de Conservação do Cerrado				
Área de concentração:	Ecologia				
Linha de pesquisa:	Ecologia aplicada e conservação				
Projeto de Pesquisa de vinculação:	Interações herbívoro-planta e seus impactos sobre a estrutura e dinâmica da vegetação do Cerrado: subsídios para recomposição de ambientes alterados				

Reuniu-se por videoconferência a Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Biodiversidade assim composta pelos doutores: Karen Christina Ferreira Neves - UFU; Lucas Navarro Paolucci - UFV; Ricardo Ildefonso de Campos - UFV; Solange Cristina Augusto - UFU e Heraldo Luis de Vasconcelos - INBIO/UFU, orientador(a) do(a) candidato(a).

Iniciando os trabalhos o(a) presidente da mesa, Dr(a). Heraldo Luis de Vasconcelos, apresentou a Comissão Examinadora e o(a) candidato(a), agradeceu a presença do público e concedeu ao(à) Discente a palavra para a exposição do seu trabalho. A duração da apresentação do(a) Discente e o tempo de arguição e resposta foram conforme as normas do Programa.

A seguir o(a) senhor(a) presidente concedeu a palavra, pela ordem sucessivamente, aos(às) examinadores(as) que passaram a arguir o(a) candidato(a). Ultimada a arguição, que se desenvolveu dentro dos termos regimentais, a Banca, em sessão secreta, atribuiu o resultado final, considerando o(a) candidato(a):

Aprovado(a).

Esta defesa faz parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor.

O competente diploma será expedido após cumprimento dos demais requisitos, conforme as normas do Programa, a legislação pertinente e a regulamentação interna da UFU.

Nada mais havendo a tratar foram encerrados os trabalhos. Foi lavrada a presente ata que após lida e achada conforme foi assinada pela Banca Examinadora.



Documento assinado eletronicamente por **Solange Cristina Augusto, Professor(a) do Magistério Superior**, em 08/11/2024, às 18:02, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Karen Christina Ferreira Neves, Usuário Externo**, em 08/11/2024, às 18:04, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Ricardo Ildefonso de Campos, Usuário Externo**, em 08/11/2024, às 18:05, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Lucas Navarro Paolucci, Usuário Externo**, em 08/11/2024, às 18:07, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Heraldo Luis de Vasconcelos, Professor(a) do Magistério Superior**, em 08/11/2024, às 18:21, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://www.sei.ufu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **5846821** e o código CRC **D77E7C58**.

*Poverty and environmental problems
are both children of the same mother, and that
mother is ignorance.*

Ali Hassan Mwinyi

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais Marilene e Josafá, meus maiores exemplos de caráter, superação, humildade e amor pela família. Por sempre me incentivarem e fazerem o possível e o impossível para que eu pudesse realizar meus sonhos.

Ao meu orientador, Heraldo Vasconcelos, pela oportunidade e ensinamentos fundamentais nessa minha jornada acadêmica.

A minha irmã Marina, minha segunda mãe e melhor amiga, *together we're invincible*, e aos meus irmãos Júlia, Davi, Rafael e Ana Cecília, por todas as memórias felizes (e traumáticas) que me deram, me fazendo ser esse recorte de cada um de vocês.

As minhas sobrinhas e sobrinho, Laura, Clarice, Gabriela, Leah e Lucas, que eu consiga contribuir, com um grão que seja, para um mundo melhor para vocês.

Aos meus amigos do colégio, Murilo Alvarenga, Thaís Bandeira, Isabel Chaves, Bryan Mariano, entre outros, pela amizade que já duram mais de duas décadas mesmo que milhares de kms nos separem fisicamente.

Ao Lino Abdelnour Zuanon, o homem mais meigo, paciente e companheiro que eu já conheci. Não sei se eu estaria aqui sem seu cuidado comigo nesses 7 anos. E aos nossos gatos, Cuscuz e Tapioca, nosso suporte emocional.

Aos amigos que fiz em Uberlândia: Egon Vilela, Artur Santana, Zé do Boné e Ana Luísa Melo, por serem minha família nessa cidade.

Aos amigos do laboratório, Alexandre Ariel, Karen Neves, Nataly Mendes, e aos amigos da pós, William e Alisson, por tornarem tudo mais divertido nesses quatro anos.

A professora Giselda Durigan, por possibilitar e facilitar esse trabalho na Estação Ecológica de Santa Bárbara e pelas contribuições.

Ao vôlei e amigos, esse esporte que desde os meus 7 anos de idade me ensinou lições valiosas e onde eu liberei todas as tensões nos últimos meses do doutorado.

Aos membros da banca examinadora, pelas contribuições.

A CAPES e ao PELD-CNPq, pelo suporte financeiro.

Sumário

General Abstract.....	7
Resumo Geral.....	8
Introdução Geral.....	9
Referências Bibliográficas	13
Capítulo 1 – Efeitos de diferentes regimes experimentais de fogo sobre a estrutura da comunidade de formigas em área do Cerrado Brasileiro.....	19
Abstract.....	20
Resumo	21
1. Introdução	22
2. Material & Métodos	25
3. Resultados	32
4. Discussão	38
5. Conclusão.....	40
6. Referências Bibliográficas	40
Material Suplementar	54
Capítulo 2 – Influência do fogo e do tipo de vegetação sobre a diversidade taxonômica e morfológica de comunidades de formigas no Cerrado.....	58
Abstract.....	59
Resumo	60
1. Introdução	61
2. Material & Métodos	65
3. Resultados	73
4. Discussão	79
5. Conclusão.....	83
6. Referências Bibliográficas	85
Material Suplementar	101
Capítulo 3 – Respostas das comunidades de formigas a diferentes tipos de restauração no Cerrado e seu paralelo com a comunidade de plantas	109
Abstract.....	110
Resumo	111
1. Introdução	112
2. Material & Métodos	115
3. Resultados	121
4. Discussão	127
5. Conclusão.....	130
6. Referências Bibliográficas	131
Material Suplementar	143

General Abstract

The creation of protected areas is one of the most common methods of biodiversity conservation in the world. Despite being an effective measure for biodiversity protection, some of the Conservation Units (UCs) in Brazil are affected by disturbances, requiring human interventions for removal of the disturbances and restoration of the biodiversity. The Brazilian Cerrado is a global biodiversity hotspot, but activities such as forestry and fire protection can cause a decrease in the biodiversity of species endemic to this biome. Management in protected areas generates intense debate, especially when related to fire management. Demonstrating the effectiveness of human interventions for restoration in protected areas is essential for conservation. Thus, to evaluate the effectiveness of intervention actions using ants as bioindicators, I analyzed taxonomic and functional data from ant communities collected at the Santa Bárbara Ecological Station, where fire management and habitat restoration experiments are taking place. First, I evaluated the long-term effects of different fire treatments on the species richness and composition of the ant community in savanna areas. I found that fire did not alter the total species richness; however, it caused a significant increase, independent of the fire regime, in the number of species typical of open savanna. Changes in species composition were due to the gradual increase in open savanna species replacing generalist or forest-associated species in the burned plots. These results indicate that the effects of fire on ant communities are indirect and continuous, that is, through constant changes in the structure of the vegetation. Second, I assessed whether the taxonomic and functional diversity of morphological traits of the ant community was affected by fire and whether this effect was dependent on vegetation type. Ant communities in the different vegetation types were affected differently by fire, and these effects were mediated by changes in the structure of vegetation. In the dry forest, despite the increase in taxonomic diversity and changes in taxonomic composition due to the entry of savanna species, the functional structure of the community was maintained. The Community Weighted Mean (CWM) for pilosity, eye length and eye position were the only morphological traits affected by fire regardless of the vegetation type. In both open and dense savanna, and only there, the CWM for body size, as well as for the relative size of the femur, mandible, and scape length, increased after fire. Finally, I evaluated the success of two savanna restoration techniques in areas previously used in the cultivation of *Pinus elliotii*, comparing the response of ants and plants. Results indicate that the ant community has a faster recovery when compared to the plant community, since the magnitude of differences between open savanna areas and areas under restoration were much greater for the plant community than for the ant community. However, for both taxonomic groups, the *Pinus* plantations had fewer species compared to areas under restoration and reference areas of open savanna. The results found here highlight the importance of management, whether of fire regime or the restoration of areas of non-native vegetation, for conservation of typical savanna species. Fire appears to be effective in maintaining these species only when constantly present in the system.

Keywords: fire regime, pyrodiversity, savanna, functional diversity.

Resumo Geral

A criação de áreas protegidas é uma das formas de conservação da biodiversidade mais comuns no mundo. Apesar de ser uma medida efetiva de proteção da biodiversidade, algumas das Unidades de Conservação (UCs) no Brasil sofrem com distúrbios dentro do seu espaço, necessitando de intervenções humanas para a remoção dos distúrbios e recuperação. O Cerrado brasileiro é um *hot-spot* da biodiversidade global, porém atividades como a silvicultura, e a proteção ao fogo, causam diminuição da biodiversidade endêmica deste bioma. O manejo nas UCs gera intenso debate, especialmente quando relacionado ao manejo do fogo. Demonstrar a efetividade das intervenções humanas na restauração dentro das UCs é fundamental para a conservação. Assim, para avaliar a efetividade de ações de intervenções utilizando formigas como bioindicadores, analisei dados de diversidade taxonômica e funcional das comunidades de formigas coletadas na Estação Ecológica de Santa Bárbara, onde ocorrem experimentos de manejo de fogo e de restauração em antigas áreas de cultivo de *Pinus*. Primeiramente, avaliei os efeitos de longo prazo de diferentes tratamentos de fogo sobre a riqueza e composição da comunidade de formigas em áreas de cerrado. Encontrei que a ação do fogo não alterou a riqueza total de espécies; entretanto causou um aumento significativo e independente do regime de fogo, no número de espécies típicas de cerrado ralo. As mudanças na composição se deram devido ao aumento gradativo das espécies de cerrado ralo em substituição às espécies generalistas, ou associadas ao cerradão, nas parcelas queimadas. Esses resultados indicam que os efeitos do fogo nas comunidades de formigas são indiretos e contínuos, ou seja, através das constantes mudanças na estrutura da vegetação. Em segundo lugar, avaliei se a diversidade taxonômica e funcional dos traços morfológicos da comunidade de formigas foi afetada pelo fogo e se efeito foi dependente do tipo de vegetação. As comunidades de formigas nos diferentes tipos de vegetação foram afetadas diferentemente pelo fogo, e os efeitos foram mediados pelas mudanças na estrutura da vegetação. No cerradão, apesar do aumento da diversidade taxonômica e das mudanças na composição taxonômica devido a entrada de espécies savânicas, a estrutura funcional da comunidade se manteve. O CWM da pilosidade, do comprimento e posição do olho foram os únicos que aumentaram com o fogo independentemente do tipo de vegetação. Já no cerrado denso e no cerrado ralo, o CWM para tamanho do corpo, assim como para tamanho relativo do fêmur, da mandíbula e do escapo, aumentaram após o fogo. Por último, avaliei o sucesso de duas técnicas de restauração de áreas de cerrado, previamente utilizadas no cultivo de *Pinus elliotii*, comparando-se a resposta de formigas e plantas. Os resultados indicam que a comunidade de formigas tem uma recuperação mais rápida quando comparada com a comunidade de plantas, já que a magnitude das diferenças entre as áreas de cerrado ralo e as áreas em processo de restauração foram muito maiores para a comunidade de plantas do que para a de formigas. Porém, para ambos os grupos as plantações mostraram-se mais pobres em espécies comparadas as áreas em restauração e cerrado ralo. Os resultados aqui encontrados ressaltam a importância do manejo, seja do regime de fogo ou através da restauração de áreas de vegetação não nativa, para a conservação das espécies típicas de savana. Em particular, o fogo parece possuir efetividade para a manutenção dessas espécies apenas quando constantemente presente no sistema.

Palavras-chave: regime de fogo, pirodiversidade, savana, diversidade funcional.

Introdução Geral

Um dos propósitos da ecologia é a conservação da diversidade biológica na Terra. A maior parte dos estudos ecológicos possuem como meta a criação de conhecimento para contribuir para a conservação dos ecossistemas, seus indivíduos, relações e/ou serviços ecossistêmicos (Memmott et al., 2007; Pacheco & Vasconcelos, 2007; Eastwood et al., 2016; Niesenbaum, 2019; Genes & Dirzo, 2022), seja por interesses altruísticos ou financeiros (Losey & Vaughan, 2006; Tallis et al., 2008; Balasubramanian, 2019).

A criação de áreas protegidas é umas das medidas mais comuns de conservação ao redor do mundo (Batisse, 1997), sendo o caso pioneiro a criação do Parque Yellowstone, nos Estados Unidos da América em 1872 (Schelhas, 2010). No Brasil, apesar de esforços prévios para a criação de áreas protegidas, medidas efetivas de proteção realmente só aconteceram em 1937 com a criação do Parque Nacional de Itatiaia (RJ), seguido pelo Parque Nacional do Iguaçu e o Parque Nacional da Serra dos Órgãos em 1939. Somente nos anos 2000 foi aprovado a criação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) com a Lei nº 9.985/2000, sistema este que define os objetivos, definições, zoneamento e plano de manejo das Unidades de Conservação (UCs). Devido as tímidas políticas de conservação no Brasil, em todas as esferas do poder público, ainda temos lacunas no conhecimento e manejo dessas áreas.

Apesar da efetividade na conservação da biodiversidade em áreas protegidas (Bruner et al., 2001; Gray et al., 2016; Vimal et al., 2021), algumas delas ainda sofrem com distúrbios dentro do seu espaço, seja por perturbações prévias ao seu zoneamento ou surgidas após sua criação (Leisher et al., 2013; Matricardi et al., 2013; Angulo et al., 2016). Logo, intervenções humanas podem ser necessárias para a recuperação da

biodiversidade, especialmente das espécies endêmicas e dos serviços ecossistêmicos dentro dessas áreas.

O Cerrado brasileiro é uma savana especialmente diversa e considerada um *hot-spot* da biodiversidade global (Myers et al., 2000; Klink & Machado, 2005) que tem perdido grande parte de suas áreas naturais com as mudanças no uso da terra e no regime de fogo (Silva et al., 2006; Cochrane et al., 2009; Grecchi et al., 2014; de Queiroz et al., 2020). Atividades agropecuárias levam a perda de biodiversidade, especialmente de espécies endêmicas e especialistas de savanas que compõem boa parte da flora e fauna do Cerrado (Dalle Laste et al., 2019; Hidasi-Neto et al., 2019; Velazco et al., 2019; Vasconcelos et al., 2024), através de mudanças drásticas na estrutura física da vegetação (Pilon et al., 2021). Uma dessas atividades é a silvicultura, já que nestas monoculturas de árvores lenhosas há o aumento da cobertura do dossel, limitação da camada herbáceo-arbustiva típica do cerrado e mudanças na camada de serrapilheira, como no caso de utilização de espécies exóticas como *Pinus* (Haddad et al., 2021) com a alta quantidade de acículas. Da mesma forma, a proteção ao fogo, especialmente em áreas com agrupamentos humanos (Segura-Garcia et al., 2024), levam ao aumento da cobertura do dossel e maior presença de espécies lenhosas (Moreira, 2000; Abreu et al., 2017), também prejudicando as espécies especialistas de savana e/ou ocasionando em incêndios catastróficos devido ao acúmulo de biomassa.

O Cerrado possui 323 Unidades de Conservação, equivalente a 13% do total de UCs no Brasil (SFB, 2019). O manejo do fogo, dentro dessas UCs, ainda é um ponto de intenso debate já que mesmo quando previstos nos Planos de Manejo nem sempre as queimadas prescritas são postas em prática (Durigan & Ratter, 2016; Durigan, 2020). Demonstrar a importância de intervenções humanas, como o manejo do fogo e a restauração de áreas dentro das UCs é fundamental para a conservação desse bioma.

Logo, uma forma de avaliar a efetividade dessas intervenções é através da utilização de bioindicadores.

As formigas, um grupo que compõem grande parte da biodiversidade (Kass et al., 2022) e da biomassa dos ecossistemas terrestres (Fayle et al., 2022; Schultheiss et al., 2022), são especialmente diversas na maior savana das Américas que é o Cerrado (Vasconcelos et al., 2018; Maravalhas & Vasconcelos, 2020; Feitosa et al., 2022). Uma grande vantagem da ampla distribuição geográfica e utilização das formigas em diferentes estudos (temáticas e escalas) é que nos permite comparar as respostas desse grupo a distúrbios e na recuperação de áreas ao nível global, buscando por padrões e/ou peculiaridades nas respostas em escalas maiores. A diversidade de grupos funcionais e funções ecossistêmicas, como também a intrínseca relação com a estrutura da vegetação que as formigas possuem tornam este um bom grupo bioindicador (Majer et al., 2007; Andersen, 2019; Carvalho et al., 2020).

Existe uma diversidade de resultados nos estudos com os efeitos do fogo na comunidade de formigas savânicas, entre e dentro dos continentes (Vasconcelos et al., 2017; Andersen & Vasconcelos, 2022). Apesar de sabermos que o fogo é necessário para a manutenção das espécies savânicas (Cochrane et al., 2009; Dantas et al., 2013; Abreu et al., 2017), ainda não sabemos apontar qual é o manejo de fogo adequado para a manutenção dessas espécies, especialmente pela escassez de estudos de acompanhamento a longo prazo. Nesse sentido, seria de alto valor entender se há variação de respostas entre os tipos de vegetação, frequências de fogo, ou até quais são os efeitos para além dos índices tradicionais de diversidade taxonômica, como a diversidade funcional. Além disso, visto que a origem filogenética das formigas é diferente entre as savanas de diferentes continentes, no Brasil as formigas do Cerrado parecem ter origem florestal

(Andersen & Vasconcelos, 2022) não sendo ideal a aplicação de manejos importados ou utilizar exclusivamente esses estudos como base.

Para tentar compreender como as formigas respondem ao fogo, utilizei dados taxonômicos e funcionais de comunidades de formigas coletadas em cinco expedições ao longo de oito anos em três tipos de vegetação (cerrado ralo, cerrado denso e cerradão) submetidas a diferentes manejos de fogo. Além disso, também utilizei dados taxonômicos de comunidades de formigas e plantas coletadas em áreas em restauração e áreas naturais de cerrado. Especificamente, os objetivos desse trabalho foram: (1) determinar os efeitos de longo prazo de diferentes tratamentos de fogo sobre a comunidade de formigas em áreas de cerrado onde um processo de adensamento da vegetação savânica estava ocorrendo, (2) avaliar como a diversidade taxonômica e a diversidade funcional dos traços morfológicos da comunidade de formigas são afetados pelo tipo de vegetação e pelo fogo e (3) determinar o sucesso de duas técnicas de restauração de vegetação de cerrado em áreas anteriormente utilizadas no cultivo de *Pinus elliotii*, comparando-se a resposta de formigas e plantas.

Referências Bibliográficas Introdução Geral

Abreu, R. C., Hoffmann, W. A., Vasconcelos, H. L., Pilon, N. A., Rossatto, D. R., & Durigan, G. (2017). The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna. *Science advances*, 3(8), e1701284. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1701284>

Andersen, A. N. (2019). Responses of ant communities to disturbance: Five principles for understanding the disturbance dynamics of a globally dominant faunal group. *Journal of Animal Ecology*, 88(3), 350-362. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12907>

Andersen, A. N., & Vasconcelos, H. L. (2022). Historical biogeography shapes functional ecology: inter-continental contrasts in responses of savanna ant communities to stress and disturbance. *Journal of Biogeography*, 49(4), 590-599. <https://doi.org/10.1111/jbi.14343>

Angulo, E., Boulay, R., Ruano, F., Tinaut, A., & Cerdá, X. (2016). Anthropogenic impacts in protected areas: assessing the efficiency of conservation efforts using Mediterranean ant communities. *PeerJ*, 4, e2773. <https://doi.org/10.7717/peerj.2773>

Balasubramanian, M. (2019). Economic value of regulating ecosystem services: a comprehensive at the global level review. *Environmental monitoring and assessment*, 191(10), 616. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7758-8>

Batisse, M. (1997). Biosphere reserves: a challenge for biodiversity conservation & regional development. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, 39(5), 6-33. <https://doi.org/10.1080/00139159709603644>

Bruner, A. G., Gullison, R. E., Rice, R. E., & Da Fonseca, G. A. (2001). Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *science*, 291(5501), 125-128. <https://doi.org/10.1126/science.291.5501.125>

Carvalho, R. L., Andersen, A. N., Anjos, D. V., Pacheco, R., Chagas, L., & Vasconcelos, H. L. (2020). Understanding what bioindicators are actually indicating: Linking disturbance responses to ecological traits of dung beetles and ants. *Ecological Indicators*, 108, 105764. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105764>

Cochrane, M. A., Miranda, H. S., Sato, M. N., Neto, W. N., & Aires, F. S. (2009). Fires in the cerrado, the Brazilian savanna. *Tropical fire ecology: climate change, land use, and ecosystem dynamics*, 427-450. https://doi.org/10.1007/978-3-540-77381-8_15

- Dalle Laste, K. C., Durigan, G., & Andersen, A. N. (2019). Biodiversity responses to land-use and restoration in a global biodiversity hotspot: Ant communities in Brazilian Cerrado. *Austral Ecology*, 44(2), 313-326. <https://doi.org/10.1111/aec.12676>
- Dantas, V. L., Batalha, M. A., & Pausas, J. G. (2013). Fire drives functional thresholds on the savanna-forest transition. *Ecology*, 94(11), 2454-2463. <https://doi.org/10.1890/12-1629.1>
- de Queiroz, A. C., Rabello, A. M., Braga, D. L., Santiago, G. S., Zurlo, L. F., Philpott, S. M., & Ribas, C. R. (2020). Cerrado vegetation types determine how land use impacts ant biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 29, 2017-2034. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1379-8>
- Durigan, G. (2020). Zero-fire: Not possible nor desirable in the Cerrado of Brazil. *Flora*, 268, 151612. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151612>
- Durigan, G., & Ratter, J. A. (2016). The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. *Journal of Applied Ecology*, 53(1), 11-15. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12559>
- Eastwood, A., Brooker, R., Irvine, R. J., Artz, R. R. E., Norton, L. R., Bullock, J. M., ... & Pakeman, R. J. (2016). Does nature conservation enhance ecosystem services delivery?. *Ecosystem Services*, 17, 152-162. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.12.001>
- Fayle, T. M., & Klimes, P. (2022). Improving estimates of global ant biomass and abundance. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119(42), e2214825119. <https://doi.org/10.1073/pnas.2214825119>
- Feitosa, R. M., Camacho, G. P., Silva, T. S., Ulysséa, M. A., Ladino, N., Oliveira, A. M., ... & Darocha, W. (2022). Ants of Brazil: an overview based on 50 years of diversity studies. *Systematics and Biodiversity*, 20(1), 1-27. <https://doi.org/10.1080/14772000.2022.2089268>
- Genes, L., & Dirzo, R. (2022). Restoration of plant-animal interactions in terrestrial ecosystems. *Biological Conservation*, 265, 109393. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109393>

- Gray, C. L., Hill, S. L., Newbold, T., Hudson, L. N., Börger, L., Contu, S., ... & Scharlemann, J. P. (2016). Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. *Nature communications*, 7(1), 12306. <https://doi.org/10.1038/ncomms12306>
- Grecchi, R. C., Gwyn, Q. H. J., Béné, G. B., Formaggio, A. R., & Fahl, F. C. (2014). Land use and land cover changes in the Brazilian Cerrado: A multidisciplinary approach to assess the impacts of agricultural expansion. *Applied Geography*, 55, 300-312. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.09.014>
- Hassler, M. L. (2005). A importância das Unidades de Conservação no Brasil. *Sociedade & Natureza*, 17(33). <https://doi.org/10.14393/SN-v17-2005-9204>
- Hidasi-Neto, J., Joner, D. C., Resende, F., de Macedo Monteiro, L., Faleiro, F. V., Loyola, R. D., & Cianciaruso, M. V. (2019). Climate change will drive mammal species loss and biotic homogenization in the Cerrado Biodiversity Hotspot. *Perspectives in ecology and conservation*, 17(2), 57-63. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.02.001>
- Kass, J. M., Guénard, B., Dudley, K. L., Jenkins, C. N., Azuma, F., Fisher, B. L., ... & Economo, E. P. (2022). The global distribution of known and undiscovered ant biodiversity. *Science advances*, 8(31), eabp9908. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abp9908>
- Klink, C. A., & Machado, R. B. (2005). A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade*, 1(1), 147-155.
- Leisher, C., Touval, J., Hess, S. M., Boucher, T. M., & Reymondin, L. (2013). Land and forest degradation inside protected areas in Latin America. *Diversity*, 5(4), 779-795. <https://doi.org/10.3390/d5040779>
- Losey, J. E., & Vaughan, M. (2006). The economic value of ecological services provided by insects. *Bioscience*, 56(4), 311-323. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)56\[311:TEVOES\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56[311:TEVOES]2.0.CO;2)
- Majer, J. D., Orabi, G., & Bisevac, L. (2007). Ants (Hymenoptera: Formicidae) pass the bioindicator scorecard. *Myrmecological News*, 10, 69-76.

- Maravalhas, J. B., & Vasconcelos, H. L. (2020). Ant diversity in Neotropical savannas: Hierarchical processes acting at multiple spatial scales. *Journal of Animal Ecology*, 89(2), 412-422. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13111>
- Matricardi, E. A., Skole, D. L., Pedlowski, M. A., & Chomentowski, W. (2013). Assessment of forest disturbances by selective logging and forest fires in the Brazilian Amazon using Landsat data. *International Journal of Remote Sensing*, 34(4), 1057-1086. <https://doi.org/10.1080/01431161.2012.717182>
- Memmott, J., Gibson, R., Carvalheiro, L. G., Henson, K., Heleno, R. H., Mikel, M. L., & Pearce, S. (2007). The conservation of ecological interactions. *Insect conservation biology*, 226-244. <https://doi.org/10.1079/9781845932541.0226>
- Moreira, A. G. (2000). Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. *Journal of biogeography*, 27(4), 1021-1029. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2000.00422.x>
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Niesenbaum, R. A. (2019). The integration of conservation, biodiversity, and sustainability. *Sustainability*, 11(17), 4676. <https://doi.org/10.3390/su11174676>
- Pacheco, R., & Vasconcelos, H. L. (2007). Invertebrate conservation in urban areas: ants in the Brazilian Cerrado. *Landscape and Urban Planning*, 81(3), 193-199. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2006.11.004>
- Pilon, N. A., Durigan, G., Rickenback, J., Pennington, R. T., Dexter, K. G., Hoffmann, W. A., ... & Lehmann, C. E. (2021). Shade alters savanna grass layer structure and function along a gradient of canopy cover. *Journal of Vegetation Science*, 32(1), e12959. <https://doi.org/10.1111/jvs.12959>
- Schelhas, J. (2010). The US national parks in international perspective: the Yellowstone model or conservation syncretism?. In: Polisciano, Grazia; Farina, Olmo, eds. *National Parks: Vegetation, Wildlife, and Threats*. NOVA Science Publishers: 83-103., 1-21.

Schultheiss, P., Nooten, S. S., Wang, R., Wong, M. K., Brassard, F., & Guénard, B. (2022). The abundance, biomass, and distribution of ants on Earth. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119(40), e2201550119. <https://doi.org/10.1073/pnas.2201550119>

Segura-Garcia, C., Bauman, D., S. Arruda, V. L., C. Alencar, A. A., & Oliveras Menor, I. (2024). Human land occupation regulates the effect of the climate on the burned area of the Brazilian Cerrado. *Communications Earth & Environment*, 5(1), 361. <https://doi.org/10.1038/s43247-024-01521-5>

SFB. Sistema Nacional de Informações Florestais - SNIF. Brasília, 2019. Disponível em: < <https://snif.florestal.gov.br/pt-br/> Acesso em: 18/10/2024.

Silva, J. F., Fariñas, M. R., Felfili, J. M., & Klink, C. A. (2006). Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. *Journal of biogeography*, 33(3), 536-548. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01422.x>

Tallis, H., Kareiva, P., Marvier, M., & Chang, A. (2008). An ecosystem services framework to support both practical conservation and economic development. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(28), 9457-9464. <https://doi.org/10.1073/pnas.0705797105>

Vasconcelos, H. L., Maravalhas, J. B., & Cornelissen, T. (2017). Effects of fire disturbance on ant abundance and diversity: a global meta-analysis. *Biodiversity and Conservation*, 26, 177-188. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1234-3>

Vasconcelos, H. L., Maravalhas, J. B., Feitosa, R. M., Pacheco, R., Neves, K. C., & Andersen, A. N. (2018). Neotropical savanna ants show a reversed latitudinal gradient of species richness, with climatic drivers reflecting the forest origin of the fauna. *Journal of Biogeography*, 45(1), 248-258. <https://doi.org/10.1111/jbi.13113>

Vasconcelos, H. L., Neves, K. C., Vieira, J., & Carvalho, R. L. (2024). Land use intensification has extensive effects on the functional and phylogenetic diversity of neotropical ant communities. *Biodiversity and Conservation*, 1-16. <https://doi.org/10.1007/s10531-024-02866-1>

Velazco, S. J. E., Villalobos, F., Galvão, F., & De Marco Júnior, P. (2019). A dark scenario for Cerrado plant species: Effects of future climate, land use and protected areas

ineffectiveness. *Diversity and Distributions*, 25(4), 660-673.
<https://doi.org/10.1111/ddi.12886>

Vimal, R., Navarro, L. M., Jones, Y., Wolf, F., Le Moguédec, G., & Réjou-Méchain, M. (2021). The global distribution of protected areas management strategies and their complementarity for biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 256, 109014.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109014>

Capítulo 01

Efeitos de diferentes regimes experimentais de fogo sobre a estrutura da comunidade de formigas em área do Cerrado Brasileiro

RUTHE EMILIA DE OLIVEIRA SARAIVA LEÃO

Orientador: Prof. Dr. Heraldo Luis de Vasconcelos

2024

Abstract

The Brazilian Cerrado is a fire-dependent biome with ancient records of fire. However, natural fire regimes in Cerrado have been altered by climate change. In addition, fire protection policies have long been adopted in Conservation Units, which in some cases has led to woody encroachment of vegetation and exclusion of typical savanna species. Long-term studies are an important tool for a responsible fire management, since there are still gaps in knowledge about the effectiveness of different fire regimes in the Cerrado, including, for example, the requirement about whether to apply a diversified burning regime. Ants are a group of organisms widely used as bioindicators, since they are diverse, abundant, and have several functions at the ecosystem level. Responses of ant communities to fire often varies, depending on the fire regime, biogeographic region, vegetation type, or even the stratum in which the ants nest. The purpose of this study was to determine the long-term effects (~8 years) of different fire treatments on the species richness and composition of the ant communities in savanna areas where a process of woody encroachment was occurring. The study was conducted at the Santa Bárbara Ecological Station, where a fire management experiment started in 2014. Ant communities were sampled five times in 12 areas of dense savanna subject to different fire treatments (annual, biannual, management and control). A total of 180 ant species from 54 genera were collected. I found changes in vegetation structure, with canopy cover, height and percentage of litter being greater in the control than in the fire treatments, while bare soil cover was smaller. Total species richness was not different between treatments but increased over time. Considering only the typical species (indicators of open savanna), a significant increase was observed in burned plots compared to control plots. In contrast, richness of generalist habitat species increased in the control plots, but not in the other treatments. Taxonomic composition was different when the fire treatments were grouped as “with fire” *versus* control, but this was only observed after 71 and 96 months from the beginning of the experiment, that is, after at least four prescribed burns. Thus, fire did not alter the total species richness; however, it caused a significant increase in the number of species typical of open savanna, independently of the fire regime. The changes in composition were due to the gradual increase in open savanna species replacing generalist or forest-associated species in the burned plots. These results indicate that the effects of fire on ant communities are indirect, that is, through changes in the structure of vegetation. The continuous effect of fire is also responsible for maintenance of typical savanna species. Due to the similar number of burns between treatments, no differences were found between fire regimes. Therefore, pyrodiversity may still be a factor to be taken into consideration when managing fire in the Cerrado.

Keywords: disturbance, indicator species, pyro-diversity, management, savanna.

Resumo

O Cerrado brasileiro é um bioma dependente do fogo com registros antigos da presença do fogo. Porém, os regimes naturais de fogo no Cerrado têm sofrido alterações com as mudanças climáticas. Além disso, por muito tempo foram adotadas políticas de protecionismo ao fogo em unidades de conservação, o que em alguns casos levou ao adensamento da vegetação e a exclusão de espécies típicas de savana. Para um manejo responsável do fogo, estudos a longo prazo são uma importante ferramenta, visto que ainda existem lacunas de conhecimento sobre a eficácia de diferentes regimes de fogo no Cerrado, incluindo, por exemplo, a necessidade ou não de aplicação de um regime diversificado de queimas. As formigas são um grupo de organismos muito utilizados como bioindicadores já que são diversas, abundantes e possuem diversas funções a nível ecossistêmicos. As respostas das comunidades de formigas ao fogo costumam ser variáveis dependendo do regime de fogo, da região biogeográfica, do tipo de vegetação, ou ainda do estrato no qual nidificam. O objetivo deste estudo foi determinar os efeitos de longo prazo (~8 anos) de três tratamentos de fogo sobre a riqueza e composição da comunidade de formigas em áreas de cerrado onde um processo de adensamento da vegetação savânica estava ocorrendo. O estudo foi realizado na Estação Ecológica de Santa Bárbara, onde desde 2014 ocorre um experimento de manejo de fogo. Foram amostradas, em cinco coletas, as comunidades de formigas em 12 áreas de cerrado denso submetidas a diferentes tratamentos de fogo (anual, bienal, manejo e controle sem fogo). Ao total, foram coletadas 180 espécies de formigas pertencentes a 54 gêneros. Encontrei mudanças nas variáveis de estrutura da vegetação, sendo a cobertura do dossel, altura e porcentagem de serrapilheira maiores e o solo desnudo menor no controle do que nos tratamentos de fogo. A riqueza total de espécies não foi diferente entre os tratamentos, mas aumentou com o tempo. Considerando apenas as espécies típicas de cerrado ralo, observou-se um aumento significativo nas parcelas queimadas do que nas controle. Em contrapartida a riqueza das espécies generalistas de habitat aumentou no tratamento controle, mas não nos demais tratamentos. A composição taxonômica foi diferente quando os tratamentos de fogo foram agrupados em “com fogo” *versus* controle, porém isto foi observado somente após 71 e 96 meses do início do experimento, ou seja, após pelo menos quatro queimas prescritas. Assim, a ação do fogo não alterou a riqueza total de espécies; entretanto causou um aumento significativo e independente do regime de fogo, no número de espécies típicas de cerrado ralo. As mudanças na composição se deram devido ao aumento gradativo das espécies de cerrado ralo em substituição as espécies generalistas ou associadas ao cerradão nas parcelas queimadas. Esses resultados indicam que os efeitos do fogo nas comunidades de formigas são indiretos, ou seja, através das mudanças na estrutura da vegetação. Também o efeito contínuo do fogo é responsável pela manutenção das espécies savânicas. Devido ao número de queimas próximos entre os tratamentos, não foram encontradas diferenças entre os regimes de fogo. Logo, a pirodiversidade ainda pode ser um fator a se levar em consideração no manejo do fogo no Cerrado.

Palavras-chaves: distúrbio, espécies indicadoras, pirodiversidade, manejo, savana.

Introdução

O fogo é um distúrbio natural com uma longa história evolutiva na Terra (Bond & Keeley, 2005; Cochrane et al., 2009; Scott, 2018). Em alguns biomas a presença do fogo é antiga (Pausas & Keeley, 2009) e podemos encontrar organismos com adaptações evolutivas para lidar com o fogo (Pausas & Keeley, 2023), sejam elas relacionadas a história de vida (sobrevivência e reprodução), a proteção, ou até de cooperação com o fogo (Coutinho, 1982; Engstrom, 2010; Forsman et al., 2011; He et al., 2012; Araújo et al., 2013; Dantas & Pausas, 2013; Pilon et al., 2021). No Brasil, o Cerrado é um desses biomas com registros antigos da presença do fogo (Coutinho, 1982; Simon et al., 2009). Fogo este que, juntamente com o clima e o solo, atua na distribuição das diferentes fisionomias que podemos encontrar nesse bioma (Coutinho, 1990; Moreira, 2000; Pellegrini et al., 2016).

Porém, no Cerrado, assim como na maioria dos biomas terrestres, a pressão antrópica tem causado a conversão das áreas de vegetação natural em áreas de atividades agropecuárias, mineração ou para urbanização (Grecchi et al., 2014; Pompeu et al., 2024), o que juntamente com as mudanças climáticas têm alterado os regimes naturais de fogo (Flannigan et al., 2009; Hofmann et al., 2021; Li et al., 2021). Para além dessas modificações, o fogo é comumente visto como algo negativo para os ecossistemas e agrupamentos humanos, logo políticas de protecionismo com relação ao fogo foram, por muito tempo, adotadas e incentivadas pelo poder público (Durigan & Ratter, 2016; Durigan, 2020). Também podemos apontar como a visão “popular” de que apenas ambientes florestais são locais com alta biodiversidade e devem ser protegidos. Logo, áreas protegidas de formações não florestais, com as savanas, muitas vezes ao serem protegidas contra o fogo se tornam ambientes fechados com muita biomassa disponível

para queima (Pellegrini et al., 2016; Abreu et al., 2017; Mariano et al., 2019), levando a ocorrência de incêndios catastróficos.

Nos últimos anos, a comunidade científica tem estabelecido uma base de conhecimento para a adoção responsável de práticas de manejo do fogo (Durigan & Ratter, 2016; Pivello, 2017; Schmidt et al., 2018). Para isso, os estudos ecológicos a longo prazo podem ser uma importante ferramenta já que o acompanhamento num vasto período permite a compreensão dos processos ecológicos envolvidos nos mecanismos de resiliência e resistências das comunidades para além dos resultados tradicionais de um estudo momentâneo (Franklin, 1989; Lindenmayer et al., 2012, Hughes et al., 2017). Em outras regiões, já se tem um extenso acúmulo de resultados de estudos com queimadas experimentais, por exemplo, nas savanas da África (Van Wilgen et al., 2007; Furley et al., 2008) e da Austrália (Andersen et al., 2003). No Brasil, temos alguns estudos com queimadas experimentais em Unidades de Conservação (UCs), alguns já inativos como o Projeto Fogo (1989-2008) na reserva do IBGE em Brasília (Miranda, 2010) e o Projeto Cerrado-Jalapão (2012-2016) que estabeleceu diretrizes para o Manejo Integrado de Fogo nas UCs (Schmidt et al., 2016), ou ainda em andamento como no caso do experimento na Estação Ecológica Águas de Santa Bárbara em São Paulo (Durigan, 2020).

As savanas, ao contrário das florestas tropicais, são ecossistemas dependentes do fogo (Bond & Keeley, 2005; He et al., 2019) e assim políticas de manejo do fogo que envolvem a sua supressão podem ser danosas para a rica biodiversidade destas savanas, já que a supressão leva ao adensamento da vegetação lenhosa e perda das espécies savânicas (Abreu et al. 2017). Desta forma é necessário, uma mudança desta política, reintegrando o fogo à paisagem (Durigan & Ratter, 2016; Schmidt et al., 2018; Durigan, 2020). Porém, para isso, é necessário avaliar qual regime de fogo é mais efetivo para a conservação e manutenção da biodiversidade savânica. A pirodiversidade, definida como

a variação espaço-temporal das características do regime de fogo (frequência, intensidade, sazonalidade entre outras), é apontada como um mecanismo promotor de biodiversidade (Ponisio et al., 2016; Kelly et al., 2017). Porém, ainda há muita controvérsia sobre a necessidade ou não de se aplicar um regime diversificado de queimas (i.e., pirodiversidade) (Parr & Andersen, 2006; Jones & Tingley, 2022). Para tanto, estudos experimentais sobre os efeitos de diferentes regimes de fogo são essenciais.

As formigas (Formicidae) são um grupo amplamente utilizado como bioindicador em estudos sobre distúrbios naturais e antrópicos (Andersen & Majer, 2004; Philpott et al. 2010; Andersen, 2019; Dalle Laste et al., 2019; Carvalho et al., 2020), já que são organismos bastante diversos e abundantes, e que compõem grande parte da biomassa animal dos ecossistemas terrestres (Schultheiss et al., 2022). Além disso, há diversas funções a nível ecossistêmico nas quais as formigas estão envolvidas (Del Toro et al., 2012; Elizalde et al., 2020), como a ciclagem de nutrientes (Verchot et al., 2003; Del Toro et al., 2015), a decomposição (Eubanks & Tarone, 2019), a dispersão de sementes (Paolucci et al., 2016; Oliveira et al., 2019) e a predação de invertebrados (Philpott & Armbrrecht, 2006; Pacheco et al., 2017; Anjos et al., 2022). As respostas das comunidades de formigas ao fogo costumam ser variáveis, dependendo da região biogeográfica (Andersen & Vasconcelos, 2022), do tipo de vegetação onde o fogo ocorre (Farji-Brener et al., 2002; Vasconcelos et al., 2008; Paolucci et al., 2017; Vasconcelos et al., 2017), do regime de fogo (Parr et al., 2004; Maravalhas & Vasconcelos, 2014), ou ainda do estrato onde as formigas nidificam (Frizzo et al., 2012; Vasconcelos et al., 2020; Rosa et al., 2021; Brassard et al., 2024). Além disso, o tempo e a magnitude das respostas podem variar dependendo da severidade do fogo e se este causa ou não efeitos diretos sobre a sobrevivência das colônias. Formigas de ambientes savânicos que nidificam no solo, no geral, são bastante resilientes a ação direta do fogo (Frizzo et al., 2012; Vasconcelos et

al., 2017). Entretanto, mudanças na estrutura das comunidades de formigas do solo podem ser observadas quando o fogo altera a estrutura da vegetação (Brassard et al., 2023).

Nesse sentido, o objetivo deste estudo foi o de determinar os efeitos de longo prazo (~8 anos) de diferentes tratamentos de fogo sobre a comunidade de formigas em áreas de cerrado onde um processo de adensamento (*woody encroachment*) da vegetação savânica estava ocorrendo. Em particular, avaliei o efeito de três regimes de fogo (anual, bienal e adaptativo) ao longo de 96 meses sobre a riqueza e composição de espécies de formigas que nidificam e/ou forrageiam no solo. Avaliei a hipótese de que o efeito do fogo sobre esta comunidade é em grande parte indireto, mediado por mudanças na estrutura da vegetação (Andersen, 2019), especialmente devido ao efeito cumulativo do fogo sobre a vegetação. Esperava-se, portanto, que o fogo, ao reduzir a cobertura arbórea e de serapilheira, favorecesse a ocorrência de espécies típicas de ambientes mais abertos. Esperava-se também que a magnitude do efeito do fogo pudesse variar entre os diferentes tratamentos de queima prescrita à medida que estes tratamentos causassem efeitos diferenciados sobre a estrutura da vegetação.

2. Material & Métodos

2.1 Áreas de estudo

O estudo foi realizado na Estação Ecológica de Santa Bárbara (EEcSB), em Águas de Santa Bárbara, SP, Brasil (22°44'S, 49°13' O). A EEcSB possui uma área de 2712 ha, com altitudes variando entre 600 e 680 m (Melo & Durigan, 2011) e vegetação característica do bioma Cerrado, incluindo fisionomias campestres, savânicas e florestais como o cerradão. O clima da região, de acordo com a classificação de Köppen, é do tipo Cwa (quente e úmido com inverno seco), com baixos índices pluviométricos no período de junho a setembro. A temperatura média dos meses mais frios é de 18°C e a dos meses

mais quentes 23°C, com índices pluviométricos anuais variando entre 1000 a 1300 mm. Devido a supressão de fogo na EECSB por 30 anos, houve o aumento da biomassa de plantas lenhosas em áreas previamente ocupadas por vegetação campestre ou savânica algumas das quais foram transformadas em floresta (cerradão) (Abreu et al., 2017).

O experimento de manejo do fogo na EECSB foi iniciado em 2014 e abrange o gradiente de cobertura arbórea que vai desde o cerrado ralo até o cerradão, com réplicas em três áreas dentro da estação (Figura 1). As queimadas prescritas se iniciaram em 2015 e aconteceram em cada área em dias diferentes, no meio da estação seca (inverno), e a pelo menos após 60 dias sem chuva. Inicialmente o experimento foi realizado em 24 parcelas de 20 x 50 m cada (0,1 ha), 12 em áreas de cerrado denso e 12 no cerradão, sendo estas submetidas a um dos quatro tratamentos de queima: 1) controle (supressão total do fogo); 2) queima controlada anual; 3) queima controlada a cada dois anos; e 4) queima baseada em manejo adaptativo (em ciclos que dependerão do tempo necessário para recuperar a biomassa lenhosa anterior ao fogo). Nas parcelas submetidas ao tratamento manejo adaptativo também houve, em 2018, o corte e queima de espécies lenhosas árvores dentro e numa faixa de 10 m ao redor da parcela até diminuir a área basal para 10m²/ha (valor correspondente de estrutura de uma savana típica). Como as queimas experimentais foram mal-sucedidas na maioria das parcelas de cerradão, as análises do presente estudo referem-se exclusivamente às parcelas de cerrado denso. Estas (três para cada tratamento) foram amostradas em cinco ocasiões: em dezembro de 2014 (antes da primeira queima experimental, 0 meses), em janeiro de 2016 (13 meses), em dezembro de 2016 (24 meses), em novembro de 2020 (71 meses) e em dezembro de 2022 (96 meses) (Tabela 1).

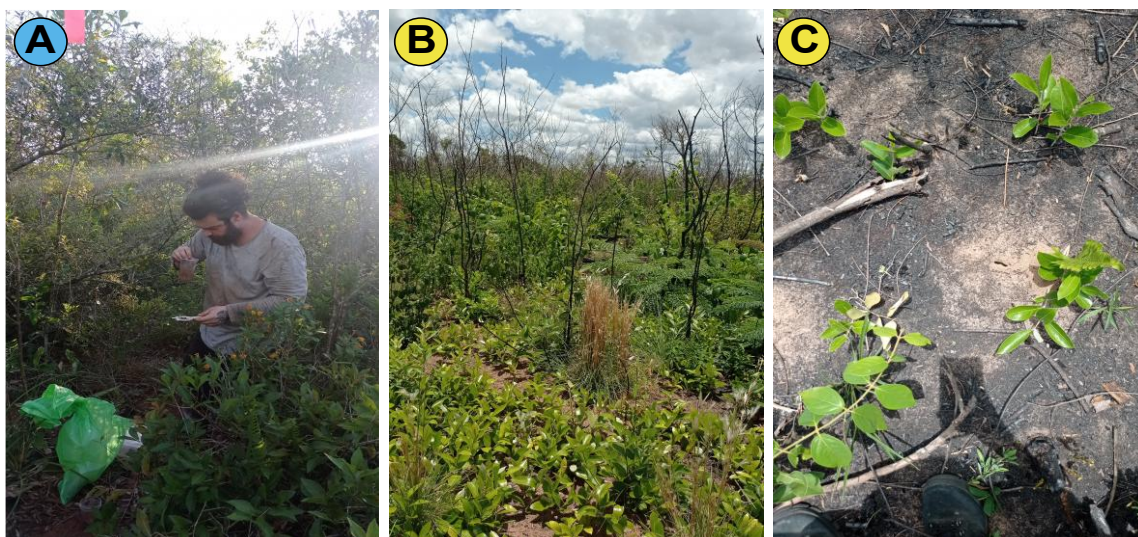


Figura 1. Áreas experimentais da Estação Ecológica de Santa Bárbara (EEcSB). (A – Vista de uma parcela de cerrado denso não queimada, B – Tratamento Bienal e C Tratamento anual). Fotos tiradas em novembro/2020 (três meses após a queima experimental do ano de 2020).

Tabela 1. Eventos de fogo nas 12 parcelas de cerrado denso entre 2015 e 2022

Parcela	Tratamento	Corte de lenhosas (2018)	Incêndio Acidental (2019)	Total de queimas (2015-2022)
1	Controle			0
3	Anual			8
5	Bienal			5
7	Manejo	Sim		8
9	Controle			0
11	Anual		Sim	9
13	Bienal		Sim	6
15	Manejo	Sim	Sim	9
17	Controle			0
19	Anual			8
21	Bienal			5
23	Manejo	Sim		8

2.2 Amostragem das formigas

A amostragem da comunidade de formigas foi feita na margem de cada uma das 12 parcelas de cerrado denso; porém, no ano de 2020 as amostras de três destas parcelas

foram perdidas e assim foram amostradas apenas 9 parcelas. Para cada parcela foi estabelecido um transecto com cinco pontos amostrais, com o mínimo de 20 m de distância entre eles. Em cada ponto foram instaladas quatro armadilhas do tipo *pitfall* em um grid de 2,5 x 2,5 m, sendo uma armadilha em cada um dos vértices deste grid. Essa armadilha consistiu em copos plásticos de 250 ml, enterrados com a abertura rente à superfície do solo, parcialmente preenchidos com uma solução de água e detergente. As armadilhas permaneceram em campo por 48 horas e posteriormente foram recolhidas e armazenadas em frascos com álcool etílico 92,8° GL.

Todas as amostras foram levadas ao laboratório para montagem e identificação das espécies das formigas. A identificação a nível de gênero foi realizada utilizando o Guia para os Gêneros de formigas do Brasil (Baccaro et al., 2015) e ao nível de espécies foram utilizadas as chaves específicas para os gêneros: *Acromyrmex* (Gonçalves, 1961); *Crematogaster* (Longino, 2003); *Ectatomma* (Kugler & Brown, 1982); *Gnamptogenys*, *Holcoponera*, e *Poneracatnha* (Camacho et al., 2020); *Labidus* e *Neivamyrmex* (Watkins, 1976); *Linepithema* (Wild, 2007); *Megalomyrmex* (Brandão, 1990); *Odontomachus* (Brown, 1976, 1978); *Oxyepoecus* (Albuquerque & Brandão, 2009); *Neoponera* e *Pachycondyla* (Mackay & Mackay, 2010); *Pheidole* (Wilson, 2003); *Sericomyrmex* (Ješonik & Schultz, 2017); *Wasmannia* (Longino & Fernández, 2007). Quando não foi possível a identificação no nível de espécie, foi utilizado um código de morfoespécie. Exemplares dos indivíduos coletados foram depositados na coleção do Laboratório de Insetos Sociais da Universidade Federal de Uberlândia em Minas Gerais.

A definição das espécies indicadoras de habitat (cerradão, cerrado ralo e generalistas) foi feita utilizando os dados coletados em outras áreas do experimento (cerradão e cerrado ralo), através da análise de espécies indicadoras (*indicator species analysis*) (Dufrêne & Legendre, 1997). A análise calcula um valor de indicação (IndVal)

para cada espécie em cada habitat utilizando informação sobre a abundância relativa (número de amostras na qual a espécie foi registrada) e a frequência relativa (número de áreas na qual a espécie ocorreu), obtidas pela matriz com a abundância média de cada espécie em cada habitat. Para cada espécie, o hábitat com maiores valores de IndVal foram considerados como o hábitat indicador da espécie. A significância dos maiores valores de IndVal para cada espécie foram testadas utilizando o teste de Monte Carlo com 4999 permutações e apenas as espécies significantes foram utilizadas para a classificação (Vasconcelos et al., 2023).

2.3 Estrutura da vegetação

As medidas da estrutura da vegetação foram realizadas nos mesmos pontos onde foram feitas as coletas das formigas apenas em novembro de 2020 (71 meses) e em dezembro de 2022 (96 meses) para verificar se houve diferenças entre os tratamentos de fogo. Sendo uma medição por ponto e cinco pontos por transecto em cada uma das parcelas. A cobertura do dossel foi estimada a 1 m do solo utilizando um densiômetro esférico côncavo (Fig.2-B). Para a quantificação da cobertura do solo foi utilizada uma estimativa visual (em porcentagem) da cobertura para cada um dos quatro seguintes componentes: não gramíneas, gramíneas, serapilheira e solo exposto, em um grid de 1 x 1 m (Fig.2-A). A profundidade da serrapilheira foi medida utilizando uma régua. Todas as medidas foram realizadas pelo mesmo observador para manter o padrão.



Figura 2. Grid de 1 x 1 m utilizado para medir a cobertura do solo (porcentagem de solo exposto, serrapilheira ou de gramíneas) (A) e densiômetro esférico utilizado para medir a cobertura arbórea (B).

2.4 Análises Estatísticas

Todas as análises estatísticas foram realizadas no software R versão 4.2.3 (R Core Team, 2024). Para verificar o efeito dos tratamentos de fogo e do período amostral (71 ou 96 meses após o fogo) nas variáveis de estrutura ambiental utilizei a Análise de Variância (ANOVA) com a função “Anova” do pacote “car” (Fox & Weisberg, 2019) do modelo construído com a função “lm” do pacote “stats”. Os testes a posteriori, para verificar quais tratamentos diferiram entre si, foram feitos com a função “emmeans” do pacote de mesmo nome (Lenth, 2022). Para avaliar o efeito do tratamento de fogo e do tempo desde o início do experimento sobre a riqueza total e a riqueza das espécies de indicadoras por grupo (indicadoras de savana aberta, indicadoras de floresta e savana fechada ou generalistas de habitat) foram feitas Análises de Covariância (ANCOVA) com a variável preditora o tempo (em meses) desde o início do experimento e os tratamentos como variáveis categóricas. Os testes de ANCOVA também foram feitos utilizando as

funções “lm” e “Anova”. As premissas de todos os testes foram verificadas com a função “plot_model” do pacote “sjPlot” (Lüdecke, 2024).

Para avaliar se havia diferenças significativas na composição de espécies entre os tratamentos foi feita a Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA) com a função “adonis2” (999 permutações), utilizando-se as matrizes de distância Bray-Curtis obtidas pela função “vegdist”, sendo ambas funções pertencente ao pacote “vegan” (Oksanen et al., 2022). Foram feitas análises em separado para cada um dos cinco períodos amostrais. Primeiramente utilizei todos os tratamentos (anual, bienal, manejo e controle) como categorias nas análises PERMANOVA. Posteriormente refiz as análises agrupando os tratamentos de fogo e comparando ao controle, ou seja, apenas duas categorias (fogo x controle). Para ilustrar o efeito do fogo sobre a composição de espécies, utilizei a Análise de Coordenadas Principais (PCoA) tendo como medida de distância (dissimilaridade) o índice de Bray-Curtis. Para isso foi utilizada a função “pcoa” do pacote “ape” (Paradis & Schliep, 2019). Utilizei a análise de Similaridade de porcentagens (SIMPER) para identificar quais espécies contribuíram mais quando houve mudanças significativas na composição de espécies. A análise foi feita com a função “simper” do pacote “vegan”, com 999 permutações e utilizando a matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis. Posteriormente selecionei da análise apenas as espécies com significância estatística ($P \leq 0,05$) e verifiquei qual tratamento (controle x fogo) essas espécies tiveram mais registros e a qual grupo de indicação de habitat pertenciam (espécies indicadoras de cerrado ralo, de cerradão ou generalistas de habitat).

3. Resultados

3.1 Estrutura da vegetação

Para as variáveis ambientais, encontrei que a cobertura do dossel ($F_{3,13} = 6,53$, $P = 0,006$), altura ($F_{3,13} = 8,59$, $P = 0,002$) e porcentagem de serrapilheira ($F_{3,13} = 9,56$, $P = 0,001$) foram maiores e o solo desnudo ($F_{3,13} = 5,12$, $P = 0,01$) foi menor nas parcelas controles do nos tratamentos de fogo (Fig.3 - A, B, C e D). Nenhum efeito foi visto nas gramíneas ($F_{3,13} = 2,37$, $P = 0,11$) e não gramíneas ($F_{3,13} = 1,73$, $P = 0,20$) (Fig.3 – E e F). Apenas houve diferenças entre tratamentos de fogo na porcentagem de solo desnudo, sendo o bienal diferente do controle, porém anual e manejo apresentaram valores próximos aos significativos em relação ao controle (Tabela S3).

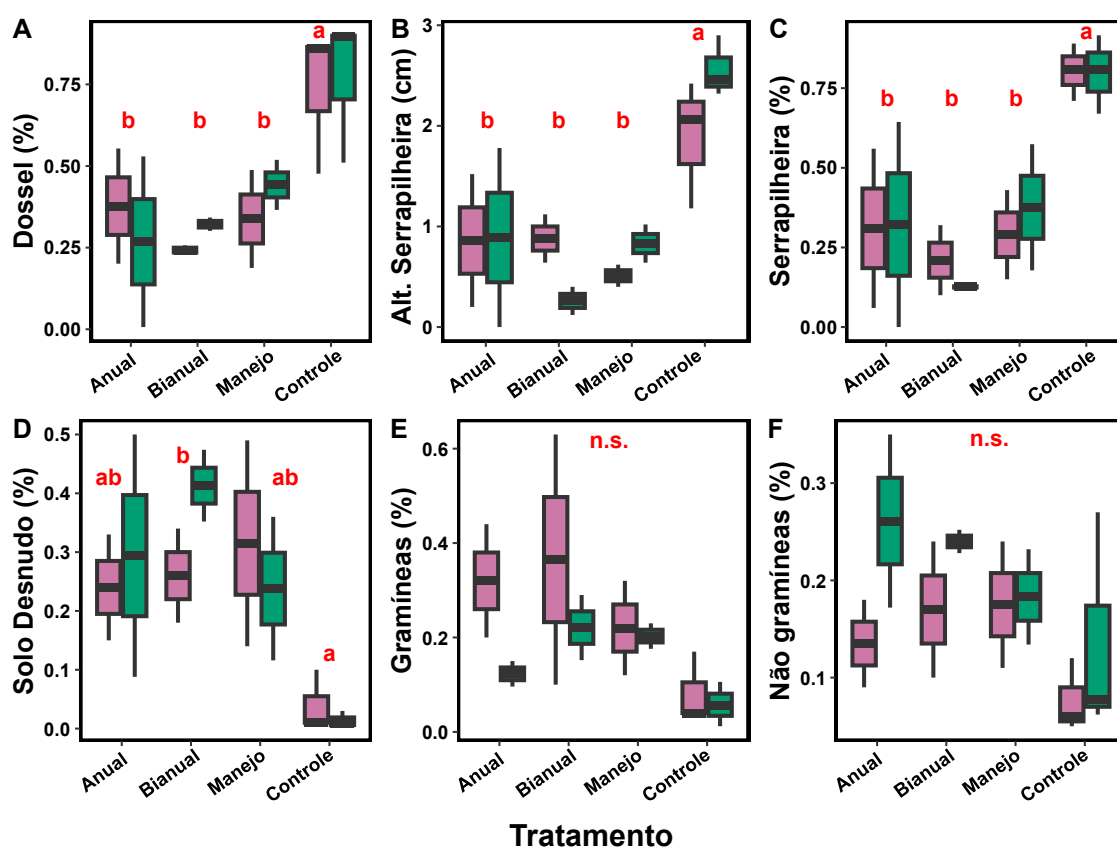


Figura 3. Gráficos boxplot das variáveis ambientais medidas nos quatro tratamentos de fogo (anual, bienal, manejo e controle) para cada um dos períodos de coleta (lilás, 71

meses e verde, 96 meses após o fogo), as letras mostram os tratamentos que diferiram e o n.s. diferenças não significativas.

3.2 Riqueza Taxonômica

Foram coletadas 180 espécies de formigas pertencentes a 54 gêneros somando todos os tempos e tratamentos. As espécies com maiores frequências foram *Pheidole oxyops* (presente em 213 amostras), *Pheidole fracticeps* (em 199) e *Pheidole* sp. pr. *angustinigra* (em 186) (Tabela S1). Não houve efeito do tratamento ($F_{3,52} = 0,60$; $P = 0,61$) mas sim do tempo ($F_{1,52} = 10,52$; $P = 0,002$) sobre a riqueza total de espécies, com um aumento na riqueza de espécies com o tempo para todos os tratamentos (Fig.4-A). Não houve interação entre tratamento e tempo após o fogo ($F_{3,49} = 0,73$; $P = 0,53$).

Encontrei uma interação significativa entre tempo e tratamento para a riqueza de espécies indicadoras de cerrado ralo ($F_{3,49} = 8,99$, $P < 0,0001$), com o aumento na riqueza nos tratamentos de fogo com o tempo, porém uma diminuição para as áreas controles (Fig.4-B). Não houve nenhuma interação significativa para a riqueza de espécies indicadoras de cerradão ($F_{3,49} = 1,81$, $P = 0,15$) e nem efeito do tratamento ($F_{3,49} = 1,34$, $P = 0,27$) e do tempo ($F_{1,49} = 0,04$, $P = 0,82$) (Fig.4-C). Para as generalistas de habitat, não houve interação ($F_{3,49} = 1,61$, $P = 0,19$) (Fig.4-D), mas a riqueza foi diferente entre os tratamentos ($F_{3,49} = 3,02$; $P = 0,03$), sendo a riqueza de generalistas de habitat maior no controle do que nos tratamentos de fogo.

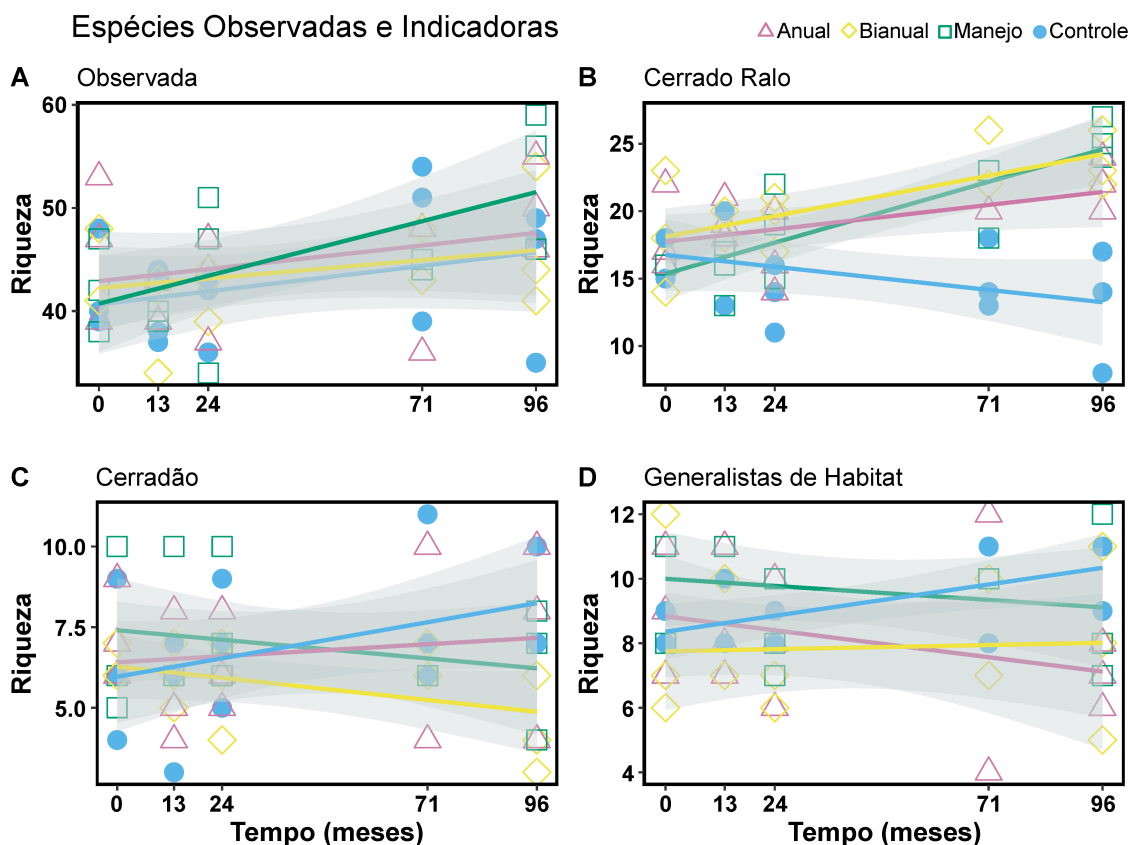


Figura 4. Relação entre o tempo desde o início do experimento e a riqueza de espécies de formigas (A – Todas as espécies; B – especialistas de cerrado ralo; C- especialistas de cerradão; D – generalistas de habitat) em parcelas submetidas a diferentes regimes de fogo prescrito (anual, bienal, manejo e controle).

3.3 Composição Taxonômica

As PERMANOVAs não foram significativas para nenhum tempo quando utilizei os quatro tratamentos separados (anual, bienal, manejo e controle) (Fig.5 e Tabela S4). Porém encontrei diferenças na composição taxonômica entre as parcelas controle e as parcelas sujeitas a algum tratamento de fogo (ou seja, tratamentos anual, bienal e manejo agrupados) após 71 ($F_{1,8} = 1,78$, $SS = 0,15$, $R^2 = 0,20$, $P = 0,029$) e 96 meses ($F_{1,11} = 3,07$, $SS = 0,27$, $R^2 = 0,23$, $P = 0,006$) depois do início do experimento (Fig.5 – E e F), porém não no início do experimento ($F_{1,11} = 1,10$, $SS = 0,11$, $R^2 = 0,09$, $P = 0,34$), ou 13 meses

($F_{1,11} = 0,95$, $SS = 0,10$, $R^2 = 0,08$, $P = 0,51$) e 24 meses ($F_{1,11} = 1,05$, $SS = 0,12$, $R^2 = 0,09$, $P = 0,41$) após (Fig.5 – A, B e C). A análise SIMPER revelou que quatro espécies apresentaram contribuições significativas ($p < 0,05$) para a diferença em composição entre as parcelas controle e as parcelas sujeitas a diferentes regimes de fogo, 71 meses após o início do experimento. Já após 96 meses, 15 espécies apresentaram contribuições significativas (Tabela 2). Dessas espécies, quase todas que possuem maior número de registros nos tratamentos de fogo são classificadas como “indicadoras de cerrado ralo”. Já para as espécies com maior número de registros no tratamento controle haviam espécies classificadas como generalistas ou sem classificação (Tabela 2).

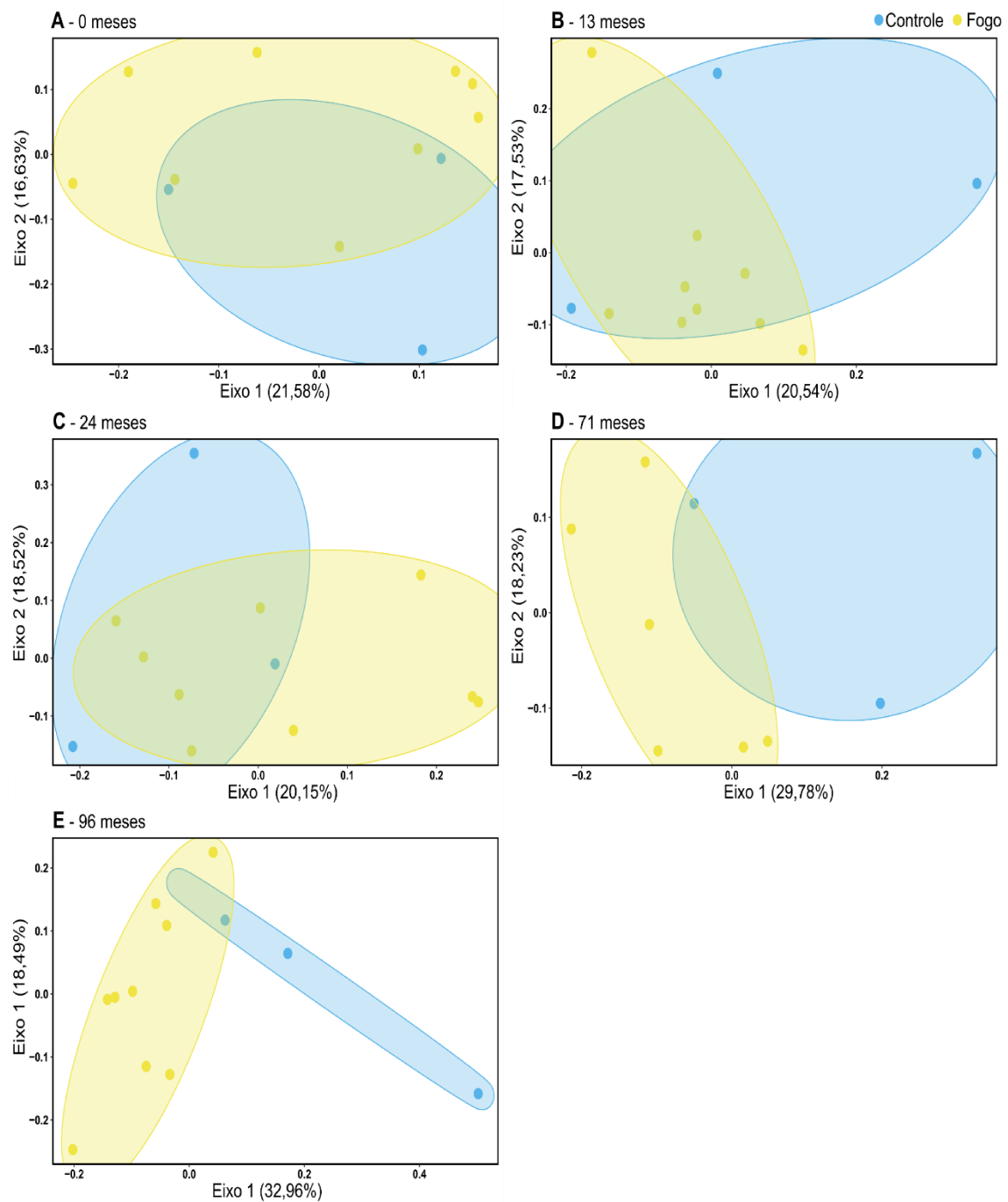


Figura 5. Ordenação (PCoA) das parcelas controle (círculos azuis) e das parcelas submetidas a diferentes regimes de fogo agrupadas (amarelo) em função da composição de espécies de formiga em diferentes períodos após o início das queimadas prescritas (A: tempo 0, B: 13 meses, C: 24 meses, D: 71 meses e E: 96 meses).

Tabela 2. Listas de espécies com as contribuições significativas para a dissimilaridade entre os tratamentos controle e grupo na Análise SIMPER para 71 e 96 meses.

Espécies	Registros no Controle	Registros no Fogo	Afinidade de habitat	Tempo
<i>Cephalotes pusillus</i>	7	1	Generalista	71
<i>Pheidole</i> sp. pr. <i>impressa</i>	4	13	Cerrado Ralo	71
<i>Camponotus vagulus</i>	5	1	-	71
<i>Ectatomma tuberculatum</i>	1	7	Cerrado Ralo	71
<i>Linepithema angulatum</i>	15	17	Cerrado Ralo	96
<i>Dorymyrmex</i> sp. 10	5	39	Cerrado Ralo	96
<i>Nylanderia</i> sp. 01	3	30	Cerrado Ralo	96
<i>Nylanderia docilis</i>	10	10	Generalista	96
<i>Wasmannia auropunctata</i>	3	28	Cerrado Ralo	96
<i>Pseudomyrmex</i> sp. complexo <i>pallidus</i>	8	10	-	96
<i>Camponotus innocens</i>	0	17	Cerrado Ralo	96
<i>Solenopsis</i> sp. pr. <i>pollux</i>	6	3	Generalista	96
<i>Cephalotes pusillus</i>	5	1	Generalista	96
<i>Cyphomyrmex transversus</i>	0	14	Cerrado Ralo	96
<i>Camponotus renggeri</i>	5	3	-	96
<i>Camponotus lespesii</i>	5	5	Cerradão	96
<i>Cyphomyrmex rimosus</i>	3	0	Cerradão	96
<i>Hypoponera</i> sp. pr. <i>parva</i>	3	0	-	96
<i>Wasmannia</i> sp. pr. <i>sulcaticeps</i>	2	1	Generalista	96

4. Discussão

O objetivo desse estudo foi determinar o efeito de diferentes regimes de queima experimental sobre a comunidade de formigas em áreas de cerrado onde um processo de adensamento da vegetação arbórea estava ocorrendo. Os resultados indicam que a ação do fogo não alterou a riqueza total de espécies; entretanto, houve um aumento significativo no número de espécies típicas de cerrado ralo e este aumento foi independente do regime de fogo. Também foram detectadas mudanças na composição de espécies; porém, isto só foi observado 71 meses após o início das queimadas, ou seja, após ao menos quatro queimas prescritas. Estas mudanças foram associadas, principalmente ao aumento gradativo na incidência de espécies mais características de vegetação de cerrado ralo - em substituição as espécies generalistas ou associadas ao cerrado -, nas parcelas sujeitas aos diferentes tratamentos de fogo.

Contrário ao esperado, não houve diferença na resposta da comunidade de formigas entre os diferentes regimes de queima experimental. Isto provavelmente está associado ao fato de que o número total de queimas assim como as mudanças na estrutura da vegetação foram muito similares entre os três tratamentos de fogo. O mesmo padrão foi visto em outras áreas savânicas, onde mesmo após quase 50 anos de experimento com sete diferentes tratamentos de fogo, apenas houve diferença nas comunidades de formigas para queimado versus não queimado em áreas de alta precipitação (550 mm) no Parque Nacional de Kruger na África (Parr et al., 2004). Na Austrália, vários grupos de organismos não foram afetados pelo gradiente de tratamentos de fogo durante cinco anos de experimento no Parque Nacional de Kakadu (Andersen et al., 2003), ou somente foram detectadas respostas quando analisados tratamentos contrastantes, baixa *versus* alta frequência de fogo (Andersen et al., 2014). Porém, em relação ao bioma Cerrado, no estudo de Maravalhas & Vasconcelos, 2014, os diferentes regimes de fogo causaram

diferenças na estrutura da vegetação, impactando na riqueza e composição das espécies de formigas. Assim, os meus resultados corroboram a ideia de que no Cerrado, o efeito do fogo é indireto, mediado pelas mudanças na estrutura da vegetação. Apesar de não encontrarmos evidência de pirodiversidade nesse estudo, outros estudos destacam sua importância seja para a comunidade de formigas (Maravalhas & Vasconcelos,) ou para outros grupos de organismos (Beale et al., 2018; He et al., 2019; Greenwood et al., 2024).

A mudança na composição da comunidade de formigas, vista somente depois dos 71 meses do início do experimento, mostra a importância dos efeitos contínuos e acumulados dos regimes de fogo. Já que os efeitos do fogo nos artrópodes de solo podem ser transitórios e não mais detectáveis após dois anos (Vasconcelos et al., 2009; Anjos et al., 2017), assim o retorno recorrente de fogo é necessário para gerar as mudanças vistas aqui. Além disso, esses resultados reforçam a ideia de que a comunidade de formigas de solo do cerrado são resilientes ao fogo (Vasconcelos et al., 2017) e que apenas um evento não tem impacto a curto prazo na estrutura da comunidade (Frizzo et al., 2012).

De acordo com o esperado, o aumento na ocorrência de espécies típicas de cerrado ralo nas parcelas submetidas aos diferentes regimes de fogo, em detrimento das espécies de cerradão e generalista, mostra como os efeitos indiretos do fogo podem gerar filtros ambientais que favorecem a entrada e/ou permanência de espécies específicas (Pausas & Verdú, 2008; Fowler et al., 2014; Fichaux et al., 2019). Por exemplo, a maior prevalência da espécie exclusivamente arborea *Cephalotes pusillus* (Camarota et al., 2020; Priest et al., 2021) nas parcelas controles pode estar relacionada ao efeito diferencial que o fogo possui entre os estratos (Anjos et al., 2017; Brassard et al., 2024), com efeito especialmente negativo para as espécies arbóreas (Vasconcelos et al., 2020; Rosa et al., 2021). Por outro lado, espécies como *Ectatomma tuberculatum* que geralmente fazem ninhos no solo (Valenzuela-González et al., 1995) possuem uma relativa alta tolerância

termal (Zuanon et al., 2024) e são amplamente encontradas forrageando no estrato herbáceo-arbustivo (Wheeler, 1986; Sanz-Veiga et al., 2017), sendo este um estrato com crescimento favorecido após o fogo devido as adaptações da vegetação (Coutinho, 1982), podem estar sendo beneficiadas nas parcelas queimadas. Sendo assim, investigar a relação entre os traços funcionais das espécies e o fogo é o próximo passo para uma melhor compreensão e previsibilidade das respostas da comunidade de formigas aos efeitos do fogo e as alterações nos regimes naturais.

5. Conclusão

Até o presente momento, poucos trabalhos analisaram os efeitos a longo prazo de queimadas prescritas nas comunidades de formigas em áreas de cerrado. Assim, o que foi encontrado aqui sugere que o contínuo manejo do fogo é importante para a conservação da diversidade de formigas no Cerrado, especialmente para a manutenção da presença de espécies savânicas.

6. Referências Bibliográficas

- Abreu, R. C., Hoffmann, W. A., Vasconcelos, H. L., Pilon, N. A., Rossatto, D. R., & Durigan, G. (2017). The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna. *Science advances*, 3(8), e1701284. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1701284>
- Albuquerque, N. L. D., & Brandão, C. R. F. (2009). A revision of the Neotropical Solenopsidini ant genus *Oxyepoecus* Santschi, 1926 (Hymenoptera: Formicidae: Myrmicinae): 2. Final. Key for species and revision of the *Rastratus* species-group. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 49, 289-309. <https://doi.org/10.1590/S0031-10492009002300001>
- Andersen, A. N. (2019). Responses of ant communities to disturbance: Five principles for understanding the disturbance dynamics of a globally dominant faunal group. *Journal of Animal Ecology*, 88(3), 350-362. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12907>

- Andersen, A. N., & Hoffmann, B. D. (2011). Conservation value of low fire frequency in tropical savannas: Ants in monsoonal northern Australia. *Austral Ecology*, 36(5), 497-503. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2010.02151.x>
- Andersen, A. N., & Majer, J. D. (2004). Ants show the way down under: invertebrates as bioindicators in land management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(6), 291-298. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2004\)002\[0292:ASTWDU\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002[0292:ASTWDU]2.0.CO;2)
- Andersen, A. N., & Vasconcelos, H. L. (2022). Historical biogeography shapes functional ecology: inter-continental contrasts in responses of savanna ant communities to stress and disturbance. *Journal of Biogeography*, 49(4), 590-599. <https://doi.org/10.1111/jbi.14343>
- Andersen, A. N., Cook, G. D., & Williams, R. J. (Eds.). (2003). *Fire in tropical savannas: the Kapalga experiment* (Vol. 169). Springer Science & Business Media. <https://doi.org/10.1007/b97225>
- Andersen, A. N., Cook, G. D., Corbett, L. K., Douglas, M. M., Eager, R. W., Russell-Smith, J. E. R. E. M. Y., ... & Woinarski, J. C. (2005). Fire frequency and biodiversity conservation in Australian tropical savannas: implications from the Kapalga fire experiment. *Austral ecology*, 30(2), 155-167. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2005.01441.x>
- Andersen, A. N., Hertog, T., & Woinarski, J. C. (2006). Long-term fire exclusion and ant community structure in an Australian tropical savanna: congruence with vegetation succession. *Journal of Biogeography*, 33(5), 823-832. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01463.x>
- Andersen, A. N., Ribbons, R. R., Pettit, M., & Parr, C. L. (2014). Burning for biodiversity: highly resilient ant communities respond only to strongly contrasting fire regimes in Australia's seasonal tropics. *Journal of Applied Ecology*, 51(5), 1406-1413. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12307>
- Anjos, D. V., Tena, A., Viana-Junior, A. B., Carvalho, R. L., Torezan-Silingardi, H., Del-Claro, K., & Perfecto, I. (2022). The effects of ants on pest control: a meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society B*, 289(1981), 20221316. <https://doi.org/10.1098/rspb.2022.1316>

- Anjos, D., Campos, R., Campos, R., & Ribeiro, S. (2017). Monitoring effect of fire on ant assemblages in brazilian rupestrian grasslands: Contrasting effects on ground and arboreal fauna. *Insects*, 8(3), 64. <https://doi.org/10.3390/insects8030064>
- Araújo, G. M., Amaral, A. F., Bruna, E. M., & Vasconcelos, H. L. (2013). Fire drives the reproductive responses of herbaceous plants in a Neotropical swamp. *Plant ecology*, 214, 1479-1484. <https://doi.org/10.1007/s11258-013-0268-9>
- Baccaro, F. B., Feitosa, R. M., Fernández, F., Fernandes, I. O., Izzo, T. J., Souza, J. D., & Solar, R. (2015). Guia para os gêneros de formigas do Brasil. Manaus: Editora INPA, 388.
- Barrow, L., Parr, C. L., & Kohen, J. L. (2007). Habitat type influences fire resilience of ant assemblages in the semi-arid tropics of Northern Australia. *Journal of Arid Environments*, 69(1), 80-95. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2006.08.005>
- Beale, C. M., Courtney Mustaphi, C. J., Morrison, T. A., Archibald, S., Anderson, T. M., Dobson, A. P., ... & Parr, C. L. (2018). Pyrodiversity interacts with rainfall to increase bird and mammal richness in African savannas. *Ecology Letters*, 21(4), 557-567. <https://doi.org/10.1111/ele.12921>
- Boet, O., Arnan, X., & Retana, J. (2020). The role of environmental vs. biotic filtering in the structure of European ant communities: A matter of trait type and spatial scale. *PloS one*, 15(2), e0228625. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0228625>
- Bond, W. J., & Keeley, J. E. (2005). Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in ecology & evolution*, 20(7), 387-394. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.025>
- Brandão, C. R. F. (1990). Systematic revision of the Neotropical ant genus *Megalomyrmex* Forel (Hymenoptera: Formicidae: Myrmicinae), with the description of thirteen new species. *Arquivos de Zoologia*, 31(5), 1-91. <https://doi.org/10.11606/issn.2176-7793.v31i5p1-91>
- Brassard, F., Murphy, B. P., Andersen, A. N. (2024). The impacts of fire vary among vertical strata: Responses of ant communities to long-term experimental burning. *Ecological Applications*, 34(5), e3025. <https://doi.org/10.1002/eap.3025>

- Brassard, F., Pettit, M. J., Murphy, B. P., & Andersen, A. N. (2023). Fire influences ant diversity by modifying vegetation structure in an Australian tropical savanna. *Ecology*, 104(9), e4143. <https://doi.org/10.1002/ecy.4143>
- Braun, J., & Lortie, C. J. (2024). Environmental filtering mediates desert ant community assembly at two spatial scales. *Oecologia*, 1-14. <https://doi.org/10.1007/s00442-024-05559-2>
- Brown Jr, W. L. (1978). Contributions toward a reclassification of the Formicidae. Part VI. Ponerinae, tribe Ponerini, subtribe Odontomachiti. Section B. Genus *Anochetus* and bibliography. *Studia Entomologica*, 20(1-4), 549-652.
- Brown, W. L. (1976). A Supplement to the World Revision of *Odontomachus* (Hymenoptera: Formicidae). *Psyche: A Journal of Entomology*, 84(3-4), 281-285. <https://doi.org/10.1155/1977/58070>
- Camacho, G. P., Franco, W., & Feitosa, R. M. (2020). Additions to the taxonomy of *Gnamptogenys* Roger (Hymenoptera: Formicidae: Ectatomminae) with an updated key to the New World species. *Zootaxa*, 4747(3), 450-476. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4747.3.2>
- Camarota, F., Vasconcelos, H. L., Marquis, R. J., & Powell, S. (2020). Revisiting ecological dominance in arboreal ants: how dominant usage of nesting resources shapes community assembly. *Oecologia*, 194, 151-163. <https://doi.org/10.1007/s00442-020-04748-z>
- Carvalho, R. L., Andersen, A. N., Anjos, D. V., Pacheco, R., Chagas, L., & Vasconcelos, H. L. (2020). Understanding what bioindicators are indicating: Linking disturbance responses to ecological traits of dung beetles and ants. *Ecological Indicators*, 108, 105764. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105764>
- Cochrane, M. A., & Ryan, K. C. (2009). Fire and fire ecology: Concepts and principles. *Tropical fire ecology: Climate change, land use, and ecosystem dynamics*, 25-62. https://doi.org/10.1007/978-3-540-77381-8_2
- Coutinho, L. M. (1982). Ecological effects of fire in Brazilian cerrado. In *Ecology of tropical savannas* (pp. 273-291). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-68786-0_13

- Coutinho, L. M. (1990). Fire in the ecology of the Brazilian cerrado. *Fire in the tropical biota: ecosystem processes and global challenges*, 82-105. https://doi.org/10.1007/978-3-642-75395-4_6
- Dalle Laste, K. C., Durigan, G., & Andersen, A. N. (2019). Biodiversity responses to land-use and restoration in a global biodiversity hotspot: Ant communities in Brazilian Cerrado. *Austral Ecology*, 44(2), 313-326. <https://doi.org/10.1111/aec.12676>
- Dantas, V. D. L., & Pausas, J. G. (2013). The lanky and the corky: fire-escape strategies in savanna woody species. *Journal of Ecology*, 101(5), 1265-1272. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12118>
- Debout, G., Schatz, B., Elias, M., & Mckey, D. (2007). Polydomy in ants: what we know, what we think we know, and what remains to be done. *Biological Journal of the Linnean Society*, 90(2), 319-348. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2007.00728.x>
- Del Toro, I., Ribbons, R. R., & Ellison, A. M. (2015). Ant-mediated ecosystem functions on a warmer planet: effects on soil movement, decomposition and nutrient cycling. *Journal of Animal Ecology*, 84(5), 1233-1241. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12367>
- Del Toro, I., Ribbons, R. R., & Pelini, S. L. (2012). The little things that run the world revisited: a review of ant-mediated ecosystem services and disservices (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News*, 17(0), 133-46.
- Dufrêne, M., & Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological monographs*, 67(3), 345-366. <https://doi.org/10.2307/2963459>
- Durigan, G. (2020). Zero-fire: Not possible nor desirable in the Cerrado of Brazil. *Flora*, 268, 151612. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151612>
- Durigan, G., & Ratter, J. A. (2016). The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. *Journal of Applied Ecology*, 53(1), 11-15. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12559>
- Durigan, G., Pilon, N. A., Abreu, R. C., Hoffmann, W. A., Martins, M., Fiorillo, B. F., ... & Vasconcelos, H. L. (2020). No net loss of species diversity after prescribed fires in the

Brazilian savanna. *Frontiers in Forests and Global Change*, 3, 13. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.00013>

Elizalde, L., Arbetman, M., Arnan, X., Eggleton, P., Leal, I. R., Lescano, M. N., ... & Pirk, G. I. (2020). The ecosystem services provided by social insects: traits, management tools and knowledge gaps. *Biological Reviews*, 95(5), 1418-1441. <https://doi.org/10.1111/brv.12616>

Engstrom, R. T. (2010). First-order fire effects on animals: review and recommendations. *Fire Ecology*, 6, 115-130. <https://doi.org/10.4996/fireecology.0601115>

Eubanks, M. D., Lin, C., & Tarone, A. M. (2019). The role of ants in vertebrate carrion decomposition. *Food Webs*, 18, e00109. <https://doi.org/10.1016/j.fooweb.2018.e00109>

Farji-Brener, A. G., Corley, J. C., & Bettinelli, J. (2002). The effects of fire on ant communities in north-western Patagonia: the importance of habitat structure and regional context. *Diversity and distributions*, 8(4), 235-243. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2002.00133.x>

Fichaux, M., Béchade, B., Donald, J., Weyna, A., Delabie, J. H. C., Murienne, J., ... & Orivel, J. (2019). Habitats shape taxonomic and functional composition of Neotropical ant assemblages. *Oecologia*, 189, 501-513. <https://doi.org/10.1007/s00442-019-04341-z>

Flannigan, M. D., Krawchuk, M. A., de Groot, W. J., Wotton, B. M., & Gowman, L. M. (2009). Implications of changing climate for global wildland fire. *International journal of wildland fire*, 18(5), 483-507. <https://doi.org/10.1071/WF08187>

Forsman, A., Karlsson, M., Wennersten, L., Johansson, J., & Karpestam, E. (2011). Rapid evolution of fire melanism in replicated populations of pygmy grasshoppers. *Evolution*, 65(9), 2530-2540. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.2011.01324.x>

Fowler, D., Lessard, J. P., & Sanders, N. J. (2014). Niche filtering rather than partitioning shapes the structure of temperate forest ant communities. *Journal of Animal Ecology*, 83(4), 943-952. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12188>

Fox, J. & Weisberg, S. (2019). *An {R} Companion to Applied Regression*, Third Edition. Thousand Oaks CA: Sage. <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>

- Franklin, J. F. (1989). Importance and justification of long-term studies in ecology. In *Long-term studies in ecology: approaches and alternatives* (pp. 3-19). New York, NY: Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-7358-6_1
- Frizzo, T. L., Campos, R. I., & Vasconcelos, H. L. (2012). Contrasting effects of fire on arboreal and ground-dwelling ant communities of a Neotropical savanna. *Biotropica*, 44(2), 254-261. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2011.00797.x>
- Furley, P. A., Rees, R. M., Ryan, C. M., & Saiz, G. (2008). Savanna burning and the assessment of long-term fire experiments with particular reference to Zimbabwe. *Progress in Physical Geography*, 32(6), 611-634. <https://doi.org/10.1177/0309133308101383>
- Gonçalves, C. R. (1961). O gênero *Acromyrmex* no Brasil (Hym. Formicidae). *Studia entomológica*, 4(1-4), 113-180.
- Grecchi, R. C., Gwyn, Q. H. J., Béné, G. B., Formaggio, A. R., & Fahl, F. C. (2014). Land use and land cover changes in the Brazilian Cerrado: A multidisciplinary approach to assess the impacts of agricultural expansion. *Applied Geography*, 55, 300-312. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.09.014>
- Greenwood, L., Bird, R. B., McGuire, C., Jada, N., Price, J., Skroblin, A., ... & Nimmo, D. (2024). Indigenous pyrodiversity promotes plant diversity. *Biological Conservation*, 291, 110479. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110479>
- He, T., Lamont, B. B., & Pausas, J. G. (2019). Fire as a key driver of Earth's biodiversity. *Biological Reviews*, 94(6), 1983-2010. <https://doi.org/10.1111/brv.12544>
- He, T., Pausas, J. G., Belcher, C. M., Schilke, D. W., & Lamont, B. B. (2012). Fire-adapted traits of *Pinus* arose in the fiery Cretaceous. *New Phytologist*, 194(3), 751-759. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04079.x>
- Hofmann, G. S., Cardoso, M. F., Alves, R. J., Weber, E. J., Barbosa, A. A., de Toledo, P. M., ... & de Oliveira, L. F. (2021). The Brazilian Cerrado is becoming hotter and drier. *Global Change Biology*, 27(17), 4060-4073. <https://doi.org/10.1111/gcb.15712>
- Hölldobler, B., & Wilson, E. O. (1977). The number of queens: an important trait in ant evolution. *Naturwissenschaften*, 64(1), 8-15. <https://doi.org/10.1007/BF00439886>

- Hughes, B. B., Beas-Luna, R., Barner, A. K., Brewitt, K., Brumbaugh, D. R., Cerny-Chipman, E. B., ... & Carr, M. H. (2017). Long-term studies contribute disproportionately to ecology and policy. *BioScience*, 67(3), 271-281. <https://doi.org/10.1093/biosci/biw185>
- Ješovnik, A., & Schultz, T. R. (2017). Revision of the fungus-farming ant genus *Sericomyrmex* Mayr (Hymenoptera, Formicidae, Myrmicinae). *ZooKeys*, (670), 1. <https://doi.org/10.3897/zookeys.670.11839>
- Kelly, L. T., Brotons, L., & McCarthy, M. A. (2017). Putting pyrodiversity to work for animal conservation. *Conservation Biology*, 31(4), 952-955. <https://doi.org/10.1111/cobi.12861>
- Kugler, C., & Brown Jr, W. L. (1982). Revisionary & other studies on the ant genus *Ectatomma*, including the descriptions of two new species. Search Agriculture-New York State Agricultural Experiment Station, Ithaca.
- Lenth, R (2022). emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package version 1.8.0.
- Li, S., Sparrow, S. N., Otto, F. E., Rifai, S. W., Oliveras, I., Krikken, F., ... & Wallom, D. (2021). Anthropogenic climate change contribution to wildfire-prone weather conditions in the Cerrado and Arc of deforestation. *Environmental Research Letters*, 16(9), 094051. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac1e3a>
- Lindenmayer, D. B., Likens, G. E., Andersen, A., Bowman, D., Bull, C. M., Burns, E., ... & Wardle, G. M. (2012). Value of long-term ecological studies. *Austral Ecology*, 37(7), 745-757. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2011.02351.x>
- Longino, J. T. (2003). The *Crematogaster* (Hymenoptera, Formicidae, Myrmicinae) of Costa Rica. *Zootaxa*, 151(1), 1-150. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.151.1.1>
- Longino, J. T., & Fernández, F. (2007). Taxonomic review of the genus *Wasmannia*. *Memoirs of the American Entomological Institute*, 80, 271-289.
- Lüdecke, D. (2024). sjPlot: Data Visualization for Statistics in Social Science. R package version 2.8.16, <<https://CRAN.R-project.org/package=sjPlot>>.
- Machac, A., Janda, M., Dunn, R. R., & Sanders, N. J. (2011). Elevational gradients in phylogenetic structure of ant communities reveal the interplay of biotic and abiotic

constraints on diversity. *Ecography*, 34(3), 364-371. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06629.x>

Mackay, W. P., & Mackay, E. (2010). The systematics and biology of the new world ants of the genus.

Maravalhas, J., & Vasconcelos, H. L. (2014). Revisiting the pyrodiversity-biodiversity hypothesis: long-term fire regimes and the structure of ant communities in a Neotropical savanna hotspot. *Journal of Applied Ecology*, 51(6), 1661-1668. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12338>

Mariano, V., Rebol, I. F., & Christianini, A. V. (2019). Fire-sensitive species dominate seed rain after fire suppression: implications for plant community diversity and woody encroachment in the Cerrado. <https://doi.org/10.1111/btp.12614>

Melo, A. C. G., & Durigan, G. (2011). Plano de manejo da Estação Ecológica de Santa Bárbara. São Paulo: Instituto Florestal, 221.

Miranda, A. C., Miranda, H. S., Dias, I. D. F. O., & de Souza Dias, B. F. (1993). Soil and air temperatures during prescribed cerated fires in Central Brazil. *Journal of tropical ecology*, 9(3), 313-320. <https://doi.org/10.1017/S0266467400007367>

Miranda, H. S. (2010). Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de cerrado: Resultados do projeto Fogo. Brasília-DF, Ibama.

Moreira, A. G. (2000). Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. *Journal of biogeography*, 27(4), 1021-1029. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2000.00422.x>

Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre P., Minchin. P., O'Hara, R., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E., ..., Weedon, J. (2022). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6-4, <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>

Oliveira, F. M., Andersen, A. N., Arnan, X., Ribeiro-Neto, J. D., Arcoverde, G. B., & Leal, I. R. (2019). Effects of increasing aridity and chronic anthropogenic disturbance on seed dispersal by ants in Brazilian Caatinga. *Journal of Animal Ecology*, 88(6), 870-880. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12979>

- Pacheco, R., Camacho, G. P., Frizzo, T. L., & Vasconcelos, H. L. (2017). Effects of land-use changes on ecosystem services: decrease in ant predation in human-dominated landscapes in central Brazil. *Entomologia experimentalis et applicata*, 162(3), 302-308. <https://doi.org/10.1111/eea.12542>
- Paolucci, L. N., Maia, M. L., Solar, R. R., Campos, R. I., Schoereder, J. H., & Andersen, A. N. (2016). Fire in the Amazon: impact of experimental fuel addition on responses of ants and their interactions with myrmecochorous seeds. *Oecologia*, 182, 335-346. <https://doi.org/10.1007/s00442-016-3638-x>
- Paolucci, L. N., Schoereder, J. H., Brando, P. M., & Andersen, A. N. (2017). Fire-induced forest transition to derived savannas: cascading effects on ant communities. *Biological conservation*, 214, 295-302. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.08.020>
- Paradis, E., Schliep, K. (2019). "ape 5.0: an environment for modern phylogenetics and evolutionary analyses in R." *Bioinformatics*, 35, 526-528. [doi:10.1093/bioinformatics/bty633](https://doi.org/10.1093/bioinformatics/bty633). <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/bty633>
- Parr, C. L., & Andersen, A. N. (2006). Patch mosaic burning for biodiversity conservation: a critique of the pyrodiversity paradigm. *Conservation biology*, 20(6), 1610-1619. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00492.x>
- Parr, C. L., Robertson, H. G., Biggs, H. C., & Chown, S. L. (2004). Response of African savanna ants to long-term fire regimes. *Journal of Applied Ecology*, 630-642. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00920.x>
- Pausas, J. G., & Keeley, J. E. (2009). A burning story: the role of fire in the history of life. *BioScience*, 59(7), 593-601. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.7.10>
- Pausas, J. G., & Verdú, M. (2008). Fire reduces morphospace occupation in plant communities. *Ecology*, 89(8), 2181-2186. <https://doi.org/10.1890/07-1737.1>
- Pellegrini, A. F., Socolar, J. B., Elsen, P. R., & Giam, X. (2016). Trade-offs between savanna woody plant diversity and carbon storage in the Brazilian Cerrado. *Global change biology*, 22(10), 3373-3382. <https://doi.org/10.1111/gcb.13259>
- Peters, V. E., Campbell, K. U., Dienno, G., García, M., Leak, E., Loyke, C., ... & Crist, T. O. (2016). Ants and plants as indicators of biodiversity, ecosystem services, and

conservation value in constructed grasslands. *Biodiversity and Conservation*, 25, 1481-1501. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1120-z>

Philpott, S. M., & Armbrrecht, I. (2006). Biodiversity in tropical agroforests and the ecological role of ants and ant diversity in predatory function. *Ecological entomology*, 31(4), 369-377. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.2006.00793.x>

Philpott, S. M., Perfecto, I., Armbrrecht, I., & Parr, C. L. (2010). Ant diversity and function in disturbed and changing habitats. *Ant ecology*, 1, 137-156. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199544639.003.0008>

Pilon, N. A., Cava, M. G., Hoffmann, W. A., Abreu, R. C., Fidelis, A., & Durigan, G. (2021). The diversity of post-fire regeneration strategies in the cerrado ground layer. *Journal of Ecology*, 109(1), 154-166. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13456>

Pivello, V. R. (2017). Fire management for biological conservation in the Brazilian Cerrado. In *Savannas and Dry Forests* (pp. 129-154). Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781315243788-6>

Pompeu, J., Assis, T. O., & Ometto, J. P. (2024). Landscape changes in the Cerrado: Challenges of land clearing, fragmentation and land tenure for biological conservation. *Science of The Total Environment*, 906, 167581. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167581>

Ponisio, L. C., Wilkin, K., M'Gonigle, L. K., Kulhanek, K., Cook, L., Thorp, R., ... & Kremen, C. (2016). Pyrodiversity begets plant-pollinator community diversity. *Global change biology*, 22(5), 1794-1808. <https://doi.org/10.1111/gcb.13236>

Priest, G. V., Camarota, F., Powell, S., Vasconcelos, H. L., & Marquis, R. J. (2021). Ecosystem engineering in the arboreal realm: heterogeneity of wood-boring beetle cavities and their use by cavity-nesting ants. *Oecologia*, 196(2), 427-439. <https://doi.org/10.1007/s00442-021-04934-7>

R Core Team (2024). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

- Robinson, E. J. (2014). Polydomy: the organisation and adaptive function of complex nest systems in ants. *Current Opinion in Insect Science*, 5, 37-43. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2014.09.002>
- Rosa, T. F., Camarota, F., Zuanon, L. A., Tito, R., Maravalhas, J. B., Powell, S., & Vasconcelos, H. L. (2021). The effects of high-severity fires on the arboreal ant community of a Neotropical savanna. *Oecologia*, 196(4), 951-961. <https://doi.org/10.1007/s00442-021-04922-x>
- Sanz-Veiga, P. A., Ré Jorge, L., Benitez-Vieyra, S., & Amorim, F. W. (2017). Pericarpial nectary-visiting ants do not provide fruit protection against pre-dispersal seed predators regardless of ant species composition and resource availability. *PLoS One*, 12(12), e0188445. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0188445>
- Schmidt, I. B., Fonseca, C. B., Ferreira, M. C., & Sato, M. N. (2016). Implementação do programa piloto de manejo integrado do fogo em três unidades de conservação do Cerrado. *Biodiversidade Brasileira*, 6(2), 55-70.
- Schmidt, I. B., Moura, L. C., Ferreira, M. C., Eloy, L., Sampaio, A. B., Dias, P. A., & Berlinck, C. N. (2018). Fire management in the Brazilian savanna: First steps and the way forward. *Journal of applied ecology*, 55(5), 2094-2101. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13118>
- Schultheiss, P., Nooten, S. S., Wang, R., Wong, M. K., Brassard, F., & Guénard, B. (2022). The abundance, biomass, and distribution of ants on Earth. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119(40), e2201550119. <https://doi.org/10.1073/pnas.2201550119>
- Scott, A. C., Bowman, D. M., Bond, W. J., Pyne, S. J., & Alexander, M. E. (2013). *Fire on earth: an introduction*. John Wiley & Sons.
- Simon, M. F., Grether, R., de Queiroz, L. P., Skema, C., Pennington, R. T., & Hughes, C. E. (2009). Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(48), 20359-20364. <https://doi.org/10.1073/pnas.0903410106>

Valenzuela-González, J., López-Méndez, A., & Lachaud, J. P. (1995). Activity patterns and foraging activity in nests of *Ectatomma tuberculatum* (Hymenoptera: Formicidae) in cacao plantations. *Southwestern Entomologist*, 20(4), 507-515.

Van Wilgen, B. W., Govender, N., & Biggs, H. C. (2007). The contribution of fire research to fire management: a critical review of a long-term experiment in the Kruger National Park, South Africa. *International Journal of Wildland Fire*, 16(5), 519-530. <https://doi.org/10.1071/WF06115>

Vasconcelos, H. L., & Vilhena, J. M. (2006). Species Turnover and Vertical Partitioning of Ant Assemblages in the Brazilian Amazon: A Comparison of Forests and Savannas 1. *Biotropica: The Journal of Biology and Conservation*, 38(1), 100-106. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00113.x>

Vasconcelos, H. L., Feitosa, R. M., Durigan, G., Leão, R. E. O. S., & Neves, K. C. F. (2023). The Ground-Dwelling ant Fauna from a Cerrado Reserve in Southeastern Brazil: Vegetation Heterogeneity as a promoter of ant diversity. *Neotropical Entomology*, 52(1), 36-45. <https://doi.org/10.1007/s13744-022-01010-4>

Vasconcelos, H. L., Koch, E. B., Camarota, F., Tito, R., Zuanon, L. A., & Maravalhas, J. (2020). Severe fires alter the outcome of the mutualism between ants and a Neotropical savanna tree. *Biological Journal of the Linnean Society*, 131(3), 476-486. <https://doi.org/10.1093/biolinnean/blaa132>

Vasconcelos, H. L., Leite, M. F., Vilhena, J. M., Lima, A. P., & Magnusson, W. E. (2008). Ant diversity in an Amazonian savanna: relationship with vegetation structure, disturbance by fire, and dominant ants. *Austral Ecology*, 33(2), 221-231. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2007.01811.x>

Vasconcelos, H. L., Maravalhas, J. B., & Cornelissen, T. (2017). Effects of fire disturbance on ant abundance and diversity: a global meta-analysis. *Biodiversity and Conservation*, 26, 177-188. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1234-3>

Vasconcelos, H. L., Pacheco, R., Silva, R. C., Vasconcelos, P. B., Lopes, C. T., Costa, A. N., & Bruna, E. M. (2009). Dynamics of the leaf-litter arthropod fauna following fire in a neotropical woodland savanna. *PloS one*, 4(11), e7762. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0007762>

- Verchot, L. V., Moutinho, P. R., & Davidson, E. A. (2003). Leaf-cutting ant (*Atta sexdens*) and nutrient cycling: deep soil inorganic nitrogen stocks, mineralization, and nitrification in Eastern Amazonia. *Soil Biology and Biochemistry*, 35(9), 1219-1222. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(03\)00183-4](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(03)00183-4)
- Watkins, J. F. (1976). The identification and distribution of New World army ants (Dorylinae: Formicidae).
- Wheeler, D. E. (1986). *Ectatomma tuberculatum*: Foraging biology and association with *Crematogaster* (Hymenoptera: Formicidae). *Annals of the Entomological Society of America*, 79(2), 300-303. <https://doi.org/10.1093/aesa/79.2.300>
- Wiescher, P. T., Pearce-Duvet, J. M., & Feener, D. H. (2012). Assembling an ant community: species functional traits reflect environmental filtering. *Oecologia*, 169, 1063-1074. <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2262-7>
- Wild, A. L. (2007). Taxonomic revision of the ant genus *Linepithema* (Hymenoptera: Formicidae) (Vol. 126). Univ of California Press.
- Wilson, E. O. (2003). *Pheidole in the New World: a dominant, hyperdiverse ant genus* (Vol. 1). Harvard University Press.
- Zuanon, L.A., Quero, A., Neves, K.C. & Vasconcelos, H.L. (2024). Temporal and trophic niche partitioning among arboreal ants in a Neotropical woodland savanna. *Ecological Entomology*, 1–9. <https://doi.org/10.1111/een.13386>

Material Suplementar

Tabela S1. Ocorrência e riqueza de espécies total por tempo (em meses) de coleta.

Tempo	Riqueza Total	Ocorrências
0	120	993
13	114	910
24	113	1008
71	104	791
96	123	1246

Tabela S2. Riqueza de espécies observadas, rarefeita e *sample coverage* para cada parcela para todos os tempos (em meses) de coleta.

Parcela	Tempo	Tratamento	Riqueza Observada	Riqueza Rarefeita	<i>Sample Coverage</i>
1	0	Controle	40	26,239	0,5848
1	13	Controle	37	24,899	0,5759
1	24	Controle	36	23,913	0,7425
1	96	Controle	35	22,244	0,7314
3	0	Anual	53	24,989	0,7247
3	13	Anual	43	24,819	0,7225
3	24	Anual	47	24,889	0,7469
3	96	Anual	50	24,987	0,7902
5	0	Bienal	48	26,863	0,6639
5	13	Bienal	42	24,693	0,7246
5	24	Bienal	39	24,150	0,7926
5	96	Bienal	54	26,415	0,7859
7	0	Manejo	42	25,450	0,6699
7	13	Manejo	43	25,421	0,6949

7	24	Manejo	51	25,595	0,6718
7	96	Manejo	56	25,016	0,8338
9	0	Controle	39	23,574	0,7196
9	13	Controle	38	23,670	0,6975
9	24	Controle	43	24,134	0,726
9	71	Controle	54	25,637	0,7637
9	96	Controle	47	23,789	0,8133
11	0	Anual	39	25,841	0,7572
11	13	Anual	43	24,858	0,669
11	24	Anual	44	24,194	0,7765
11	71	Anual	36	23,525	0,7701
11	96	Anual	46	24,895	0,8575
13	0	Bienal	41	24,901	0,7446
13	13	Bienal	34	23,146	0,7682
13	24	Bienal	44	24,460	0,7758
13	71	Bienal	43	24,364	0,8182
13	96	Bienal	41	23,542	0,8549
15	0	Manejo	38	22,890	0,7546
15	13	Manejo	40	24,463	0,7986
15	24	Manejo	34	23,855	0,7643
15	71	Manejo	44	23,939	0,7575
15	96	Manejo	59	27,608	0,7215
17	0	Controle	48	26,836	0,6005
17	13	Controle	44	24,469	0,8032
17	24	Controle	42	25,065	0,7801
17	71	Controle	39	24,946	0,7358
17	96	Controle	49	25,244	0,7774
19	0	Anual	47	25,012	0,7467

19	13	Anual	39	25,593	0,6241
19	24	Anual	37	24,342	0,728
19	71	Anual	48	24,983	0,7133
19	96	Anual	55	28,091	0,7024
21	0	Bienal	48	26,058	0,7572
21	13	Bienal	43	24,560	0,6562
21	24	Bienal	43	24,781	0,732
21	71	Bienal	48	27,490	0,7335
21	96	Bienal	44	24,921	0,7668
23	0	Manejo	47	25,364	0,7795
23	13	Manejo	39	24,250	0,6918
23	24	Manejo	47	24,712	0,7363
23	71	Manejo	45	23,756	0,8485
23	96	Manejo	46	24,695	0,818

Tabela S3. Testes a posteriori para as Anovas da estrutura ambiental.

Variável	Comparação	<i>Estimate</i>	SE	df	t	p
Dossel (%)						
	Anual – Bienal	4,05	13,7	13	0,29	0,99
	Anual – Controle	-42,97	12,5	13	-3,44	0,01
	Anual – Manejo	-6,74	13,7	13	-0,49	0,95
	Bienal – Controle	-47,02	12,5	13	-3,77	0,01
	Bienal – Manejo	-10,79	13,7	13	-0,79	0,85
	Controle – Manejo	-36,23	12,5	13	-2,90	0,05
Altura Serrapilheira						
	Anual – Bienal	0,30	0,42	13	0,71	0,88
	Anual – Controle	-1,34	0,39	13	-3,45	0,01

	Anual – Manejo	0,20	0,42	13	0,48	0,96
	Bienal – Controle	-1,65	0,39	13	-4,23	0,001
	Bienal – Manejo	-0,10	0,42	13	-0,23	0,99
	Controle – Manejo	-1,55	0,39	13	-3,98	0,007
Serrapilheira (%)						
	Anual – Bienal	14,80	14,4	13	1,03	0,73
	Anual – Controle	-48,50	13,1	13	-3,69	0,01
	Anual – Manejo	-1,70	14,4	13	-0,11	0,99
	Bienal – Controle	-63,30	13,1	13	-4,82	0,001
	Bienal – Manejo	-16,50	14,4	13	-1,15	0,66
	Controle – Manejo	-46,80	13,1	13	-3,57	0,01
Solo Desnudo (%)						
	Anual – Bienal	-6,95	9,80	13	-0,70	0,89
	Anual – Controle	24,00	8,94	13	2,68	0,07
	Anual – Manejo	-0,95	9,80	13	-0,09	0,99
	Bienal – Controle	30,95	8,94	13	3,46	0,01
	Bienal – Manejo	6,00	9,80	13	0,61	0,92
	Controle – Manejo	24,95	8,94	13	2,79	0,06

Tabela S4. Resultados das Permanovas das composições taxonômicas para todos os tempos de coletas utilizando os quatro tratamentos (anual, bienal, manejo e controle).

Tempo (meses)	F	gl	SS	R ²	p
0	0,78	3-11	0,25	0,22	0,89
13	0,75	3-11	0,22	0,26	0,95
24	0,58	3-11	0,23	0,18	0,99
71	0,99	3-8	0,29	0,37	0,46
96	1,28	3-11	0,37	0,32	0,11

Capítulo 02

Influência do fogo e do tipo de vegetação sobre a diversidade taxonômica e morfológica de comunidades de formigas no Cerrado

RUTHE EMILIA DE OLIVEIRA SARAIVA LEÃO

Orientador: Prof. Dr. Heraldo Luis de Vasconcelos

2024

Abstract

Fire is a natural disturbance present in many ecosystems and plays a fundamental role in maintaining biodiversity. The Cerrado is a global biodiversity hotspot and where fire plays an important role in the distribution of vegetation types. When suppressed, fire increases forest areas in detriment of savanna areas; however, when at high frequency, it favors the predominance of more open areas. Taxonomic diversity analyses are one of the most traditional methods for investigating the effects of fire on biodiversity. However, analyses based on the functional traits of species can also be useful in answering questions related to ecosystem resistance and recovery. Ants are an excellent group for understanding the relationships between disturbances and morphological traits, since they have a broad climatic niche and the ability to cope with variable environmental conditions, in addition to the variety of ecosystem functions that they can perform. Studies that analyze taxonomic diversity have found large variation in the responses of ant communities to fire. Usually, habitat structure is a key factor in understanding how ant communities respond to disturbances. In this study, I evaluated whether the taxonomic and functional diversity of ant community morphological traits was affected by fire and whether this effect was dependent on the type of vegetation. To do so, I compared the species richness, composition and morphological traits of ant communities between vegetation types with different levels of tree cover subjected or not to prescribed fire. The study was carried out at the Santa Bárbara Ecological Station, where a fire management experiment is taking place since 2014. In 2020, measurements of vegetation structure and ant sampling were made in areas of open savanna, dense savanna and dry forest subjected to prescribed fires or no fire. Eight morphological traits of the 156 ant species collected were measured. Fire affected all vegetation structure variables, except for grass cover. Burned plots presented lower values of variables related to canopy cover and a higher percentage of bare soil. Only in dense savanna the functional richness was lower in the burned than in the control plots, while higher taxonomic diversity after fire was observed only in the dry forest. Functional diversity was different between dense savanna and dry forest, with no effect of fire. Similarly, vegetation type, but not fire, affected the Community Weighted Mean (CWM) of spines. CWM of pilosity, eye length and eye position increased with fire regardless of the vegetation type. An increase in CWM was observed for body size as well as for relative size of the femur, mandible and scape after fire in open and dense savanna, but not for the dry forest. Taxonomic composition varied among vegetation types and between burned and control plots, with no interaction between these two factors. Regarding functional composition, only in the dry forest there was no difference between burned and control plots. Ant communities in different vegetation types were affected differently by fire, and the effects were mediated by changes in the vegetation structure. Despite the increase in taxonomic diversity and changes in taxonomic composition in the dry forest due to the entrance of savanna species, the functional structure of the community was maintained.

Keywords: disturbance, canopy cover, functional diversity, taxonomic diversity, composition.

Resumo

O fogo é um distúrbio natural presente em muitos ecossistemas e tem um papel fundamental na manutenção da biodiversidade. O Cerrado é um *hotspot* de biodiversidade global. Os regimes de fogo neste bioma possuem um importante papel na distribuição das fisionomias. Quando em supressão, o fogo aumenta as áreas florestais em detrimento de áreas savânicas; porém, quando em alta frequência ele favorece a predominância de áreas abertas. As análises de diversidade taxonômica são um dos métodos mais tradicionais para investigar as comunidades biológicas. Porém, análises baseadas nos traços funcionais das espécies também podem ser úteis para responder questões relacionadas a resistência e recuperação dos ecossistemas. As formigas são um grupo excelente para entender as relações entre os distúrbios e os traços morfológicos, já que possuem um amplo nicho climático e a capacidade de lidar com condições ambientais variáveis, além da variedade de funções ecossistêmicas que podem exercer. Nos estudos que analisam a diversidade taxonômica, encontra-se uma variação nas respostas das comunidades de formigas ao fogo. Sendo a estrutura do habitat um fator chave para entender como as comunidades de formigas respondem aos distúrbios. No presente estudo, avaliei se a diversidade taxonômica e funcional dos traços morfológicos da comunidade de formigas foi afetada pelo fogo e se efeito foi dependente do tipo de vegetação. Para isso comparei a riqueza e composição de espécies e os traços morfológicos das comunidades de formigas entre vegetações com diferentes níveis de cobertura arbórea submetidas ou não ao fogo prescrito. O estudo foi realizado na Estação Ecológica de Santa Bárbara, onde ocorre um experimento de manejo de fogo. Em 2020, foram feitas medidas de estrutura da vegetação e coleta das formigas em áreas de cerrado ralo, cerrado denso e cerradão submetidas a queimadas prescritas e controle. Foram medidos oito traços morfológicos das 156 espécies de formigas coletadas. O fogo afetou todas as variáveis de estrutura da vegetação, com exceção da cobertura de gramíneas. As parcelas queimadas obtiveram menores valores nas variáveis relacionadas a cobertura do dossel e maior porcentagem de solo desnudo. Apenas no cerrado denso a riqueza funcional foi menor nas parcelas queimadas do que nas controle, enquanto uma maior diversidade taxonômica após fogo foi observada somente no cerradão. A diversidade funcional foi diferente entre o cerrado denso e o cerradão, sem efeito do fogo. De forma similar, o tipo de vegetação, porém não o fogo, afetou o CWM do número de espinhos. O CWM da pilosidade, do comprimento e posição do olho aumentaram com o fogo independentemente do tipo de vegetação. Já no cerrado ralo e denso, mas não no cerradão, observou-se um aumento do CWM para tamanho do corpo assim como para tamanho relativo do fêmur, mandíbula e escapo, após o fogo. A composição taxonômica variou entre os tipos de vegetação e entre as parcelas queimadas e controle, sem interação entre esses dois fatores. Já para a composição funcional, apenas no cerradão não houve diferença entre as parcelas queimadas e controle. As comunidades de formigas nos diferentes tipos de vegetação foram afetadas diferentemente pelo fogo, e os efeitos foram mediados pelas mudanças na estrutura da vegetação. No cerradão, apesar do aumento da diversidade taxonômica e das mudanças na composição taxonômica devido a entrada de espécies savânicas, a estrutura funcional da comunidade se manteve.

Palavras-chave: distúrbio, cobertura arbórea, diversidade funcional, diversidade taxonômica, composição.

1. Introdução

O fogo é um distúrbio natural presente em muitos ecossistemas e tem um papel fundamental na manutenção da biodiversidade (Bond & Keeley, 2005; Harrison et al., 2010; Archibald et al., 2013; Pausas & Ribeiro, 2017; Koltz et al., 2018). Porém, nos últimos anos, as ações antrópicas têm causado modificações nos regimes naturais de fogo (Hagmann et al., 2021; Jones et al., 2022) ou até a inserção de incêndios em ecossistemas não propensos ao fogo (Cochrane & Barber, 2009; Fonseca et al., 2019). Além disso, o aumento da frequência e na intensidade de incêndios devido às mudanças climáticas (McCarty et al. 2020; Jones et al., 2022) podem gerar um sistema de *feedback* positivo acelerando ainda mais essas alterações (Lasslop et al., 2019; Jones et al., 2020; Harrison et al., 2021). Investigar como as comunidades respondem ao fogo é essencial para elaborar estratégias de conservação e manejo.

O Cerrado, segundo maior bioma brasileiro, é considerado uma das savanas com maior diversidade no mundo e um importante *hotspot* de biodiversidade global (Myers et al., 2000). Uma de suas características marcantes é o complexo mosaico de diferentes fisionomias por qual é constituído, e que inclui fisionomias campestres, savânicas e florestais (Goodland, 1971; Ratter et al., 1973). O fogo é um distúrbio que pode afetar a estrutura da vegetação no Cerrado (Coutinho, 1990; Kauffman et al., 1994; Miranda et al., 2002; Bond & Parr, 2010; Dantas et al., 2013; Dantas et al., 2016). Sua supressão pode levar ao aumento de áreas florestais em detrimento de áreas savânicas ou campestres (Coutinho, 1990; Moreira, 2000; Pellegrini et al., 2016; Abreu et al., 2017), enquanto quando em alta frequência favorece a predominância de áreas abertas, com vegetação de menor estatura, menor biomassa aérea lenhosa e maior predominância de gramíneas (Coutinho, 1990; Hoffmann & Moreira, 2002).

Um dos métodos mais tradicionais para investigar os impactos causados por distúrbios nas comunidades biológicas é a utilização de análises de diversidade taxonômica; por exemplo, através de índices de riqueza, e composição taxonômica das comunidades (Dauber et al., 2006; Oliver et al., 2016; Fourcade et al., 2019). Mas, muitas vezes, esses métodos falham em responder questões relacionadas às funções ecológicas exercidas pelas espécies no ecossistema e questões mais finas sobre a estruturação das comunidades através dos filtros ambientais gerados pelos distúrbios. Assim, um número crescente de estudos tem focado em análises baseadas nos traços funcionais das espécies (morfológicos, fisiológicos, comportamentais e/ou de características de história de vida) (McGill et al., 2006; Estrada et al., 2016; Nock et al., 2016) visto que a diversidade funcional está ligada às habilidades de resistência e recuperação de um ecossistema (Martins et al., 2022). Além disso, essas análises podem ajudar na previsão da distribuição das espécies e na estruturação das comunidades (Cadotte et al., 2015; D'Amen et al., 2017) visto que os traços funcionais estão submetidos aos filtros ambientais (Statzner et al., 2001; Wiescher et al., 2012; Braun & Lortie, 2024). A maior parte dos estudos sobre traços funcionais são com plantas (Funk et al., 2017; Schleuning et al., 2023), porém, tem aumentado o interesse nas relações entre os traços funcionais dos animais e o ambiente (Storkey et al., 2013; Schleuning et al., 2023). Em invertebrados, por exemplo, há estudos que analisaram a relação entre a altitude e o tamanho das asas de borboletas (indicativo da capacidade de voo) (Henriques et al., 2022), ou comparações da composição funcional de comunidades entre ambientes, as quais mostram diferenças no tamanho do escapo antenal (indicativo da habilidade sensorial) e das mandíbulas (indicativo da dieta e nível trófico) entre comunidades de formigas em pântanos ou florestas (Fichaux et al., 2019).

As formigas (Formicidae) são excelentes organismos para entender as relações entre os distúrbios e os traços morfológicos das espécies. São um grupo diverso e

abundante, compõem grande parte da biomassa terrestre e exercem várias funções a nível ecossistêmico (Del Toro et al., 2012; Elizalde et al., 2020) como a ciclagem de nutrientes (Verchot et al., 2003; Del Toro et al., 2015), a decomposição (Eubanks & Tarone, 2019), a dispersão de sementes (Paolucci et al., 2016; Oliveira et al., 2019) e a predação (Philpott & Armbrrecht, 2006; Pacheco et al., 2017; Anjos et al., 2022). É um grupo amplamente utilizado em estudos sobre distúrbios antrópicos (Andersen & Majer, 2004; Philpott et al. 2010; Andersen, 2019; Dalle Laste et al., 2019; Carvalho et al., 2020) pois possui um amplo nicho climático e, portanto, a capacidade de lidar com condições ambientais variáveis (Andersen & Majer 2004; Jiménez-Carmona et al., 2020).

As respostas das comunidades de formigas ao fogo são variáveis, especialmente nos estudos que analisam a diversidade taxonômica (Vasconcelos et al., 2017). Podemos encontrar mudanças na composição de espécies, mas não na riqueza (Parr et al., 2004; Maravalhas & Vasconcelos, 2014), ou ainda diferenças na composição e aumento da riqueza a curto prazo, mas a diluição desse efeito com o tempo (Arruda et al., 2022). Também podemos encontrar variações nas respostas ao fogo que dependem do tipo de vegetação, especialmente quando se compara vegetações sensíveis (como as florestas) com as dependentes do fogo (Farji-Brener et al., 2002; Arnan et al., 2006; Vasconcelos et al., 2017).

Andersen (2019) propôs que a abertura do habitat seria o fator chave para entender como as comunidades de formigas respondem aos distúrbios. Podemos encontrar evidências para essa hipótese em alguns estudos, tanto sobre diversidade taxonômica quanto funcional, com diferentes tipos de distúrbios. Por exemplo, estudos conduzidos ao longo de um gradiente de cobertura vegetal na Amazônia, mostraram mudanças morfológicas da comunidade associadas às mudanças na cobertura arbórea (Guilherme et al., 2019). De forma similar, Sanabria et al. (2022) mostrou que as comunidades em

agroflorestas (habitats mais fechados) tendem a apresentar formigas maiores e mais especializadas enquanto em pastagens (habitat abertos) apresentaram comunidades compostas predominantemente por formigas menores e generalistas. Porém, em contraponto, Bishop et al. 2021 encontrou que o grau de mudanças na riqueza e nos traços da comunidade de formigas em áreas queimadas foi independente do tipo de habitat, ou seja, o efeito do fogo foi unidirecional tanto em florestas como em vegetações arbustivas mediterrâneas (*maquis shrubland*). Além disso, foi visto que o fogo afetou diferencialmente a cobertura do dossel entre os habitats, mas teve efeito similar em relação a porcentagem de solo desnudo, sugerindo que para a fauna de solo, a cobertura do solo pode ser tão importante quanto a do dossel (Bishop et al., 2021).

O presente estudo teve como objetivo avaliar como a diversidade funcional dos traços morfológicos da comunidade de formigas é afetada pelo fogo e se este efeito é dependente do tipo de vegetação. Para isso comparei os traços morfológicos das comunidades de formigas entre vegetações com diferentes níveis de cobertura arbórea (cerrado ralo, cerrado denso e cerradão) submetidas ou não ao fogo prescrito, assim como medi variáveis ambientais da cobertura do solo e do dossel nos diferentes tipos de vegetação afetadas ou não pelo fogo. Especificamente, foram avaliadas as seguintes questões: a) Qual a influência do fogo e do tipo de vegetação sobre a diversidade taxonômica e funcional de comunidades de formigas associadas ao solo? b) Qual a influência do fogo e do tipo de vegetação sobre a estrutura morfológica das comunidades de formigas de solo? Minha hipótese é de que o fogo afetará a diversidade e estrutura das comunidades de formigas indiretamente, ou seja, através de mudanças na estrutura da vegetação, e que este efeito deverá ser variável entre os tipos de vegetação, dependendo do grau da mudança estrutural em cada uma delas.

2. Material & Métodos

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na Estação Ecológica de Santa Bárbara (EEcSB), localizada em Águas de Santa Bárbara, SP, Brasil (22°44'S, 49°13' O), a uma altitude entre 600 e 680 m acima do nível do mar (Melo & Durigan, 2011). A EEcSB possui uma área de 2712 ha, com uma vegetação característica do bioma Cerrado que varia desde fisionomias campestres até fisionomias florestais como o cerradão (**Fig.1**). O clima da região, de acordo com a classificação de Köppen, é do tipo Cwa (quente e úmido com inverno seco), com baixos índices pluviométricos no período de junho a setembro. A temperatura média dos meses mais frios é de 18°C e a dos meses mais quentes 23°C, com índices pluviométricos anuais variando entre 1000 e 1300 mm.

Devido a política de supressão de fogo na EEcSB ao longo de um período de cerca de 30 anos, houve um aumento da biomassa de plantas lenhosas em áreas previamente ocupadas por vegetação campestre ou savânica, algumas das quais foram transformadas em floresta (cerradão) (Abreu et al. 2017). Um experimento de manejo do fogo na EEcSB foi então iniciado em 2014 e abrangeu o gradiente de cobertura arbórea que vai desde o cerrado ralo até o cerradão, com réplicas em três áreas (blocos) dentro da estação (Figura 1). As queimadas prescritas ocorreram no meio da estação seca, no inverno, e a pelo menos após 60 dias sem chuva. Inicialmente o experimento foi realizado em 24 parcelas de 20 x 50 m cada (0,1 ha), 12 em áreas de cerrado denso e 12 no cerradão, sendo estas submetidas a um dos quatro tratamentos de queima: 1) controle (supressão total do fogo); 2) queima controlada anual; 3) queima controlada a cada dois anos; e 4) queima baseada em manejo adaptativo (em ciclos que dependerão do tempo necessário para recuperar a biomassa lenhosa anterior ao fogo). Nas parcelas submetidas ao tratamento manejo adaptativo também houve, em 2018, o corte e queima de espécies lenhosas árvores dentro

e numa faixa de 10 m ao redor da parcela até diminuir a área basal para 10m²/ha de forma a aumentar a biomassa combustível e a entrada de luz e favorecer as plantas típicas de cerrado, especialmente gramíneas. Adicionalmente foram estabelecidas seis parcelas em áreas de cerrado ralo, sendo três controle e três sujeitas a queima anual.

A coleta de dados para o presente trabalho foi realizada entre 29 de outubro e 13 de novembro de 2020, seis anos após o início do experimento e cerca de quatro meses após a última queima. Entre 2014 e 2020 ocorreram seis queimas nas parcelas do tratamento anual, quatro a cinco nas do tratamento bienal, e cinco a seis no tratamento manejo adaptativo, considerando-se todas as queimas prescritas e mais uma queima acidental que atingiu algumas das parcelas em novembro de 2019 (Giselda Durigan, comm. pess). Uma das parcelas do tratamento controle no cerrado ralo sofreu queima em julho de 2018 e desde então esta tem sido queimada anualmente (total de 3 queimas até novembro de 2020) passando assim para o tratamento anual.

As queimas foram bem efetivas nas parcelas de cerrado denso e cerrado ralo, isto é, atingiram a totalidade da parcela. Já no cerradão, tanto para o tratamento anual quanto para o bienal, o fogo se resumiu aos pontos diretamente atingidos pelo pinga-fogo. Enquanto nas parcelas de cerradão com manejo adaptativo o fogo afetou efetivamente toda a extensão da parcela.

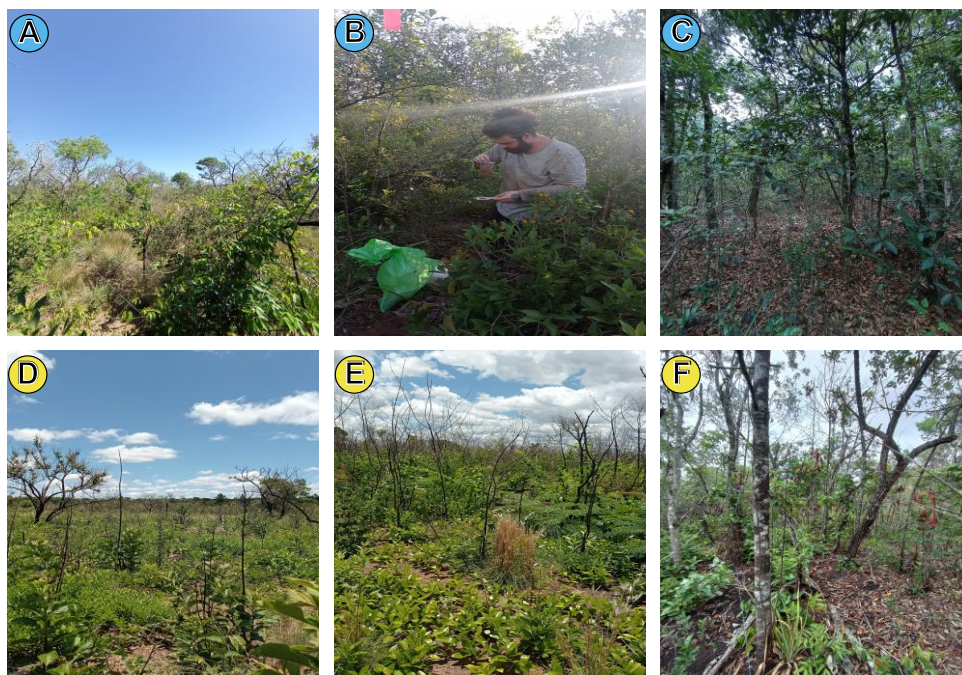


Figura 1. Fotos das áreas de coletas na Estação Ecológica de Santa Bárbara (EEcSB): cerrado ralo (**A** – controle e **D** - queimado), cerrado denso (**B** – controle e **E** – queimado) e cerradão (**C** – controle e **F** – queimado).

2.2 Amostragem das formigas

Estas foram realizadas em todas as 30 parcelas (sendo que todas essas, exceto as controle, haviam sido queimadas pela última vez no início de agosto de 2020). Para isso, nas margens de cada parcela foi estabelecido um transecto em linha, ao longo do qual foram marcados cinco pontos amostrais, com o mínimo de 20 m de distância entre os pontos. Em cada ponto foram instaladas quatro armadilhas do tipo *pitfall* com distância de cerca de 2,5 m entre as armadilhas (as quais foram dispostas em um grid de 2,5 x 2,5 m). Essa armadilha consistiu em copos plásticos de 250 ml, enterrados com a abertura rente à superfície do solo, parcialmente preenchidos com uma solução de água e detergente. As armadilhas permaneceram em campo por 48 horas e posteriormente foram recolhidas.

Todos os espécimes coletados foram mantidos em álcool 92,8° e levados ao laboratório para posterior montagem e identificação. A identificação a nível de gênero foi realizada utilizando o Guia para os Gêneros de Formigas do Brasil (Baccaro et al., 2015) e ao nível de espécies foram utilizadas as chaves específicas para os gêneros: *Acromyrmex* (Gonçalves, 1961); *Crematogaster* (Longino, 2003); *Ectatomma* (Kugler & Brown, 1982); *Gnamptogenys* e *Holcaponera* (Camacho et al., 2020); *Labidus* e *Neivamyrmex* (Watkins, 1976); *Linepithema* (Wild, 2007); *Megalomyrmex* (Brandão, 1990); *Odontomachus* (Brown 1976, 1978); *Oxyepoecus* (Albuquerque & Brandão, 2009); *Neoponera* e *Pachycondyla* (Mackay & Mackay, 2010); *Pheidole* (Wilson, 2003); *Sericomyrmex* (Jesovnik & Schultz, 2017) e *Wasmannia* (Longino & Fernández, 2007). Quando não foi possível a identificação no nível de espécie, foi utilizado um código de morfoespécie de acordo com a coleção. Os indivíduos montados estão depositados na coleção do Laboratório de Insetos Sociais da Universidade Federal de Uberlândia.

2.3 Medições morfológicas das formigas

Foi possível realizar medidas de diferentes traços morfológicos em 156 das 162 espécies de formigas (pertencentes a 45 gêneros) coletadas. As medições foram realizadas, sempre que possível, em cinco operárias (selecionadas de forma aleatória) para cada espécie de formiga. Apenas as operárias menores foram medidas nas espécies dimórficas ou polimórficas. Oito traços morfológicos foram medidos, sendo sete contínuos, o comprimento de Weber, tamanho do fêmur, tamanho da mandíbula, tamanho dos olhos, tamanho do escapo, posição do olho, número de espinhos e uma medida ordinal, pilosidade (**Fig.2**). O comprimento do Weber é a distância da margem anterodorsal do pronoto a margem posteroventral do propódeo (Weber, 1945) e serve como um indicador do tamanho corporal (Gotelli & Ellison, 2002; Sanders et al., 2007).

O comprimento de Weber é utilizado no lugar da medida total do tamanho corporal porque elimina a variabilidade do tamanho do gáster. A posição do olho foi calculada pela subtração do tamanho da cabeça com os olhos pelo tamanho entre os olhos. As funções conhecidas ou presumidas de cada traço estão apresentadas na **tabela S01**. Todas as medidas foram realizadas seguindo o protocolo estabelecido por Parr et al. (2017) e usando um micrometro ocular no estereomicroscópio Leica M80.

Para cada espécie foi feita a média de cada traço de acordo com a quantidade de indivíduos medidos, gerando assim apenas um valor de traço para cada espécie. Com exceção dos traços pilosidade e espinhos, todos os outros traços foram relativizados pelo comprimento de Weber de forma a remover a correlação destes traços com o tamanho corporal.

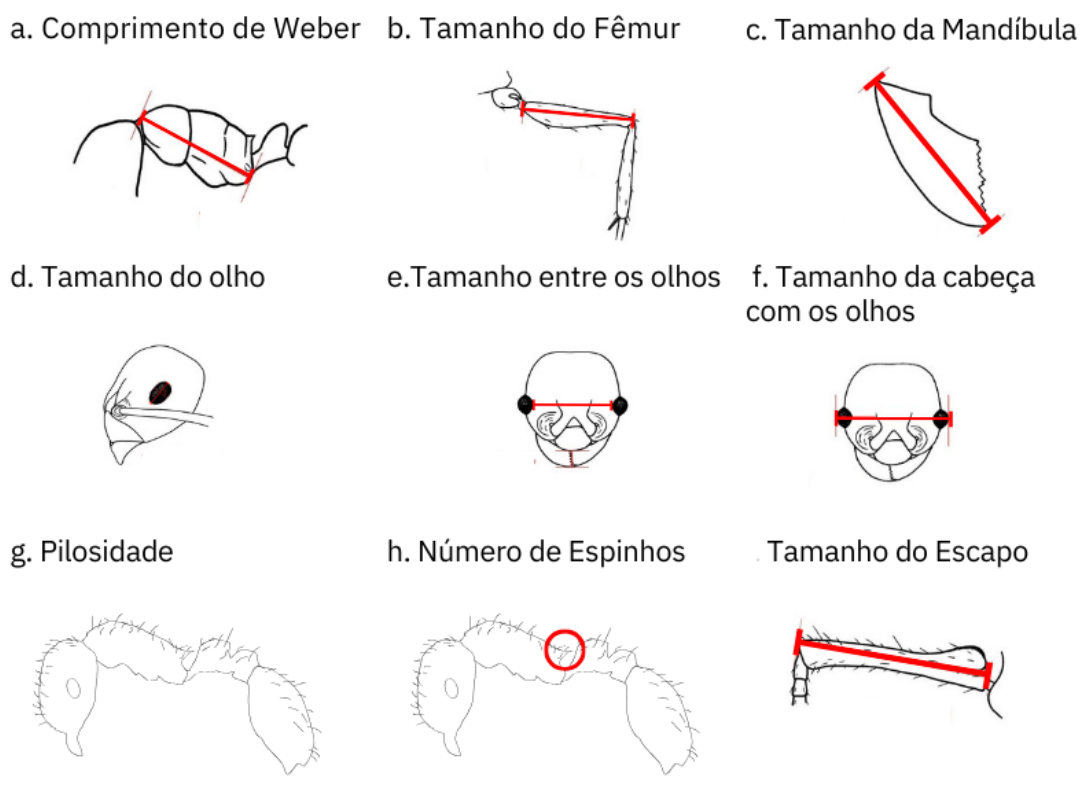


Figura 2. Desenho esquemático dos traços medidos nas espécies de formigas (adaptado de Parr et al., 2017).

2.4 Estrutura da vegetação

As medidas da estrutura da vegetação foram realizadas nos mesmos pontos onde foi feita a coleta das formigas. Sendo uma medição por ponto e cinco pontos por transecto em cada uma das parcelas. A cobertura do dossel foi estimada a 1 m do solo utilizando um densiômetro esférico côncavo (**Fig.3-B**). Para a quantificação da cobertura do solo foi utilizada uma estimativa visual (em porcentagem) da cobertura para cada um dos quatro seguintes componentes: gramíneas, serrapilheira e solo exposto, em um grid de 1 x 1 m (**Fig.3-A**). A profundidade da serrapilheira foi medida utilizando uma régua. Todas as medidas foram realizadas pelo mesmo observador para manter o padrão. Outra medida de estrutura da vegetação utilizada foi o *Normalized difference vegetation index* (NDVI), que é um indicador da biomassa fotossintética através de sensoriamento remoto. Para seu cálculo, foram utilizadas imagens de satélite de novembro de 2020, mesmo mês em que a amostragem de formigas foi realizada. Foram selecionadas quatro imagens de satélite para cada parcela e utilizada a média como NDVI para cada uma das parcelas. As análises foram feitas utilizando o QGIS (QGIS Development Team, 2023).



Figura 3. Grid de 1 x 1 m utilizado para medir a cobertura do solo (porcentagem de solo exposto, serrapilheira ou de gramíneas) (A) e densiômetro esférico utilizado para medir a cobertura arbórea (B).

2.5 Análises Estatísticas

Todas as análises estatísticas foram realizadas no software R versão 4.2.3 (R Core Team, 2024). Para essas análises utilizei dados de 21 das 30 parcelas amostrais já que as seis parcelas de cerradão dos tratamentos anual e bienal praticamente não queimaram, o que pode ser evidenciado pela estrutura da vegetação destas parcelas que é muito similar à das parcelas controle (**Fig. S1**). Além disso, como os tratamentos de fogo variaram entre os tipos de vegetação, para o propósito da presente análise considere como “queimada” toda parcela que sofreu alguma alteração pelo fogo. Nesse sentido é importante destacar que as análises do Capítulo 1 mostram não houve diferença nos efeitos dos diferentes regimes de fogo sobre a estrutura da vegetação, o que justifica o agrupamento dos dados oriundos destes diferentes tratamentos. Amostras de três parcelas (todas no cerrado denso) foram extraviadas durante o transporte e assim não foram consideradas no presente estudo. Ao total foram utilizadas 21 parcelas, sendo seis de cerrado ralo (duas controle e quatro queimadas), nove de cerrado denso (três controle e seis queimadas) e seis de cerradão (três controle e três queimadas).

A média ponderada da comunidade, ou *Community Weighted Mean* (CWM) em inglês, é um método utilizado para investigar as relações entre os traços morfológicos da comunidade e as características do habitat onde a comunidade está inserida (Laliberté & Legendre, 2010). O CWM é o valor médio de cada traço morfológico ponderado pela abundância relativas das espécies da comunidade (Ricotta & Moretti, 2011). Devido a socialidade das formigas, a abundância utilizada foi o número de ocorrências da espécie por ponto amostral (em cada área havia cinco pontos), sendo cinco o valor máximo de abundância de uma espécie por área. Um valor de CWM, para cada traço morfológico por comunidade, juntamente com o índice de riqueza funcional, foram calculados no R utilizando a função “dbFD” no pacote FD (Laliberté & Legendre, 2010; Laliberté et al.

2014). A riqueza funcional é uma métrica utilizada para representar a quantidade de espaço funcional preenchidos pelas espécies da comunidade (Mason & Mouillot, 2013). Na função “dbFD”, o valor de FRic de cada comunidade é dividido pelo valor do FRic global (riqueza funcional de todas as comunidades combinadas), gerando valores de 0 a 1, em que 1 representa uma riqueza funcional tão alta quanto a riqueza funcional de todas as comunidades juntas (Laliberté et al., 2014). Como medidas de diversidade taxonômica e funcional utilizei, respectivamente o índice de Gini-Simpson, calculado com a função “diversity” do pacote vegan (Oksanen et al., 2022), e o RaoQ calculado com a função “RaoRel” do pacote cati (Taudiere & Violle, 2015). O índice de Gini-Simpson é calculado a partir do índice de Simpson, varia de 0 a 1 e quanto mais alto este valor, mais diversa é a comunidade (Da Silva, 2022). A entropia quadrática de Rao (RaoQ), definida como a distância média entre as espécies balanceada pela abundância, é amplamente utilizado como índice de diversidade funcional pois além de incluir a abundância, permite a utilização de múltiplos traços (Botta-Dukát, 2005). Para determinar o efeito do tipo de vegetação (cerrado ralo, cerrado denso ou cerradão) e do fogo (controle ou queimado) sobre a riqueza e diversidade taxonômica e funcional, assim como para o *Community Weighted Mean* (CWM) das medidas morfológicas, utilizei a Análise de Variância (ANOVA) com a função “Anova” do pacote “car” (Fox & Weisberg, 2019) do modelo construído com a função “lm” do pacote “stats”. Os testes a posteriori foram feitos com a função “emmeans” do pacote de mesmo nome (Lenth et al., 2022).

Para determinar o efeito do fogo e do tipo de vegetação sobre a composição taxonômica e funcional das comunidades utilizei a análise PERMANOVA (*Permutation Multivariate Analysis of Variance*) com 999 permutações utilizando a função “adonis2” do pacote vegan (Oksanen et al., 2022). Para isso primeiro foram construídas duas matrizes: uma contendo a frequência de ocorrência de cada espécie (i.e., o número total

de pontos amostrais em que a espécie foi registrada) em cada parcela e a outra contendo o CWM de cada um dos oito traços morfológicos em cada comunidade amostrada. Para ilustrar as diferenças na composição taxonômica ou funcional entre comunidades de diferentes tipos de vegetação e sujeitas ou não a ação do fogo, foram feitas análises de ordenação PCoA - (*Principal Coordinate Analysis*) com a função “pcoa” do pacote ape (Paradis & Schliep, 2019), utilizando como medida de distância (dissimilaridade) entre as comunidades o índice de Bray-Curtis, no caso da composição taxonômica, e a Distância Euclidiana, no caso da composição funcional.

3. Resultados

Foram registradas 1739 ocorrências de 144 espécies de formigas pertencentes a oito subfamílias e 45 gêneros (**Tabela S2**). Os gêneros com maior número de espécies foram *Pheidole* (25 morfoespécies), *Camponotus* (15), *Solenopsis* (13) e *Mycetomoellerius* (7). No geral, as espécies com mais registros foram *Pheidole oxyops* (81 registros), *Pheidole fracticeps* (73), *Linepithema cerradense* (59) e *Ectatomma edentatum* (56). O cerrado denso obteve o maior número de espécies coletadas (103 espécies). Porém, o cerradão foi o tipo de vegetação com o maior número de espécies exclusivas no tratamento fogo (38 espécies) (**Tabela S4**).

3.1 Efeito do fogo sobre a estrutura da vegetação

As diferentes medidas de estrutura da vegetação foram fortemente correlacionadas entre si (**Tabela S5**). O NDVI e a cobertura do dossel apresentaram correlação positiva com a cobertura de serapilheira e negativa com a cobertura de gramíneas e porcentagem de solo desnudo. O fogo teve efeito significativo sobre todas essas variáveis, exceto para a variável cobertura de gramíneas ($F_{1,15} = 2,37$, $P = 0,144$). As parcelas queimadas

apresentaram menor NDVI ($F_{1,15} = 7,26$, $P = 0,017$), menor cobertura do dossel ($F_{1,15} = 11,47$, $P = 0,004$), menor cobertura de serrapilheira ($F_{1,15} = 12,24$, $P = 0,003$) e maior porcentagem de solo desnudo ($F_{1,15} = 21,21$, $P < 0,001$) (Fig. 4). Para nenhuma dessas variáveis houve interação entre o efeito do fogo e o tipo de vegetação ($P \geq 0.176$).

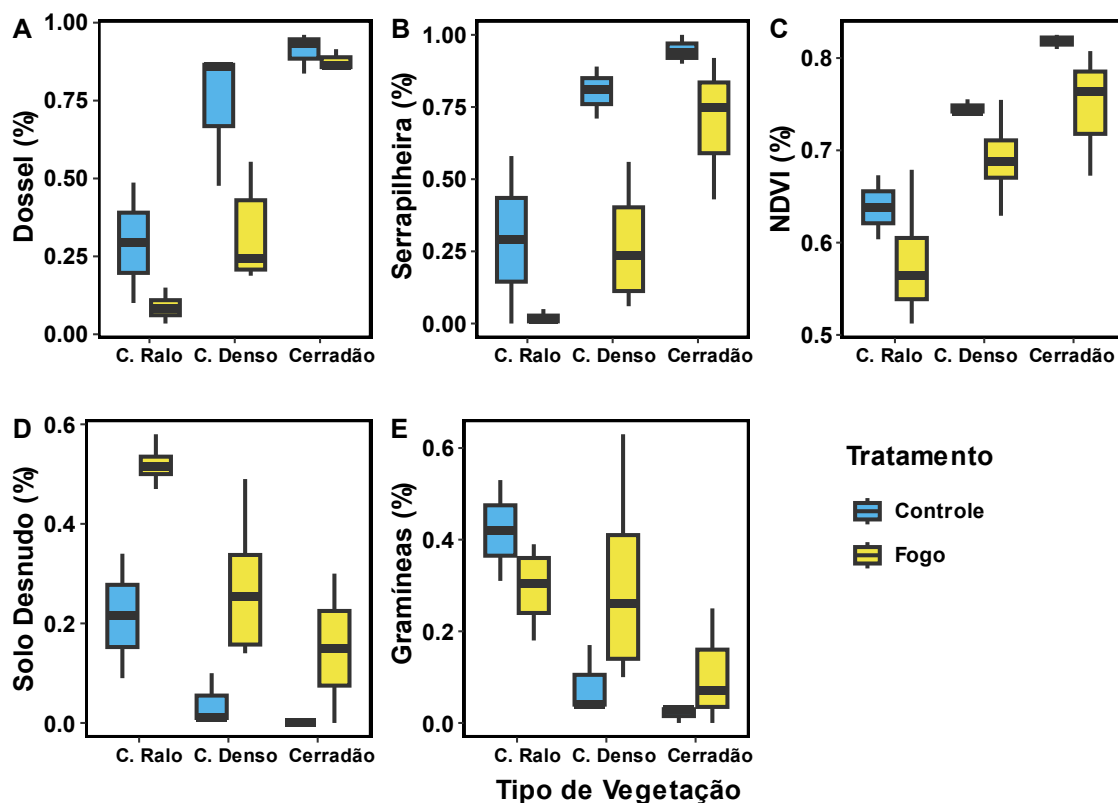


Figura 4. Variáveis ambientais (cobertura do dossel e da serrapilheira, NDVI, cobertura de solo desnudo e de gramíneas) medidas nas três fisionomias (cerrado ralo, cerrado denso, cerradão) em parcelas submetidas ou não ao tratamento de fogo prescrito.

3.2 Efeitos sobre os índices taxonômicos e funcionais

Não houve efeito significativo nem do fogo ($F_{1,15} = 1,28$, $P = 0,275$) e nem do tipo de vegetação ($F_{1,15} = 0,74$, $P = 0,495$) sobre a riqueza de espécies, enquanto a interação entre esses dois fatores foi próxima do nível de significância ($F_{2,15} = 2,91$, $P = 0,085$) já que houve uma tendência de aumento na riqueza de espécies com o fogo no cerradão, mas não cerrado denso e no ralo (Fig. 5-A). De forma similar, não encontrei

efeito significativo nem do fogo ($F_{1,15} = 1,28$, $P = 0,275$) e nem do tipo de vegetação ($F_{1,15} = 0,74$, $P = 0,495$) sobre a riqueza funcional. Porém houve interação ($F_{2,15} = 3,92$, $P = 0,04$) entre esses dois fatores já que apenas no cerrado denso foi detectada uma menor riqueza funcional nas parcelas queimadas do que nas controle (**Fig. 5-C**). Interação entre o efeito do fogo e o tipo de vegetação também foi observada quanto a diversidade taxonômica ($F_{2,15} = 4,72$, $P = 0,02$) (**Fig. 5-B**), já que esta foi maior após o fogo apenas no cerrado. Quanto ao índice de diversidade funcional foi observado apenas um efeito do tipo de vegetação ($F_{1,15} = 3,56$, $P = 0,05$) (**Fig. 5-D**), com o cerrado denso diferente do cerrado (Teste de Tukey, $P < 0,05$).

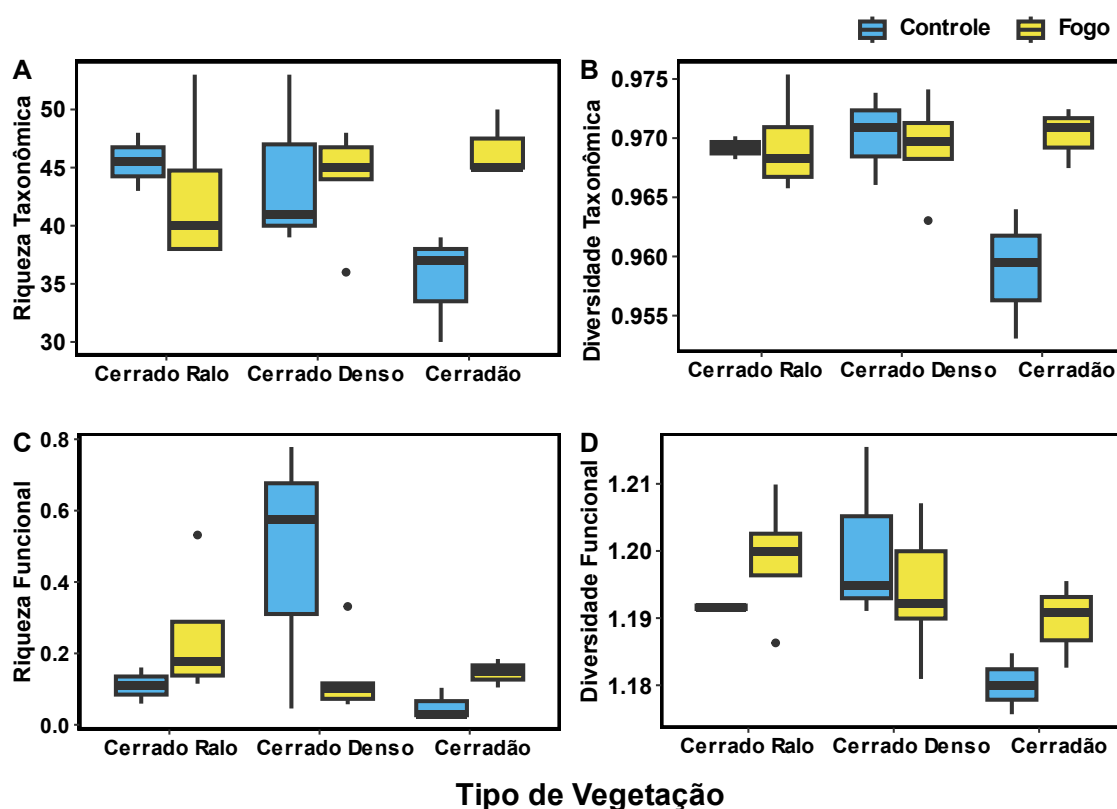


Figura 5. Riqueza (A) e Diversidade Taxonômica (B), e Riqueza (C) e Diversidade Funcional (D) das comunidades de formigas coletadas nos três tipos de vegetação (cerrado ralo, cerrado denso e cerradão) submetidas aos tratamentos de queima prescrita (amarelo) e controle (azul).

3.3 Efeitos sobre o CWM dos traços morfológicos

Foi detectado efeito do fogo (porém não do tipo da vegetação e nem interação entre fogo e vegetação) para o CWM da pilosidade ($F_{1, 15} = 10,59$, $P = 0,005$) e do comprimento ($F_{1, 15} = 11,40$, $P = 0,004$) e posição do olho ($F_{1, 15} = 11,86$, $P = 0,002$). Os valores de CWM indicam que nas parcelas sujeitas à ação do fogo a abundância relativa de formigas com maior pilosidade, maior tamanho relativo do olho, e com olhos posicionados mais dorsalmente foi maior do que nas parcelas controle (**Fig. 6-A, B e C**). De forma similar, foi detectado um efeito significativo do fogo para tamanho relativo do fêmur, da mandíbula, do escapo e para o CWM do tamanho corpóreo (comprimento de Weber) ($P \leq 0.035$) (**Fig. 6-E, F e G**). Porém, para todos estes traços foi detectado também uma interação entre o efeito do fogo e o tipo de vegetação ($P \leq 0.035$). Isto porque o fogo levou a um aumento no CWM de cada um desses quatro traços no cerrado ralo e no cerrado denso, porém não no cerradão. Para o número de espinhos encontramos apenas efeito do tipo de vegetação ($F_{2, 15} = 4,58$, $P = 0,02$) (**Fig. 6-E**), com diferença entre o cerrado denso e o cerradão (Teste de Tukey, $P = 0,04$), e o cerrado ralo e o denso próximo do nível de significância (Teste de Tukey, $P = 0,06$).

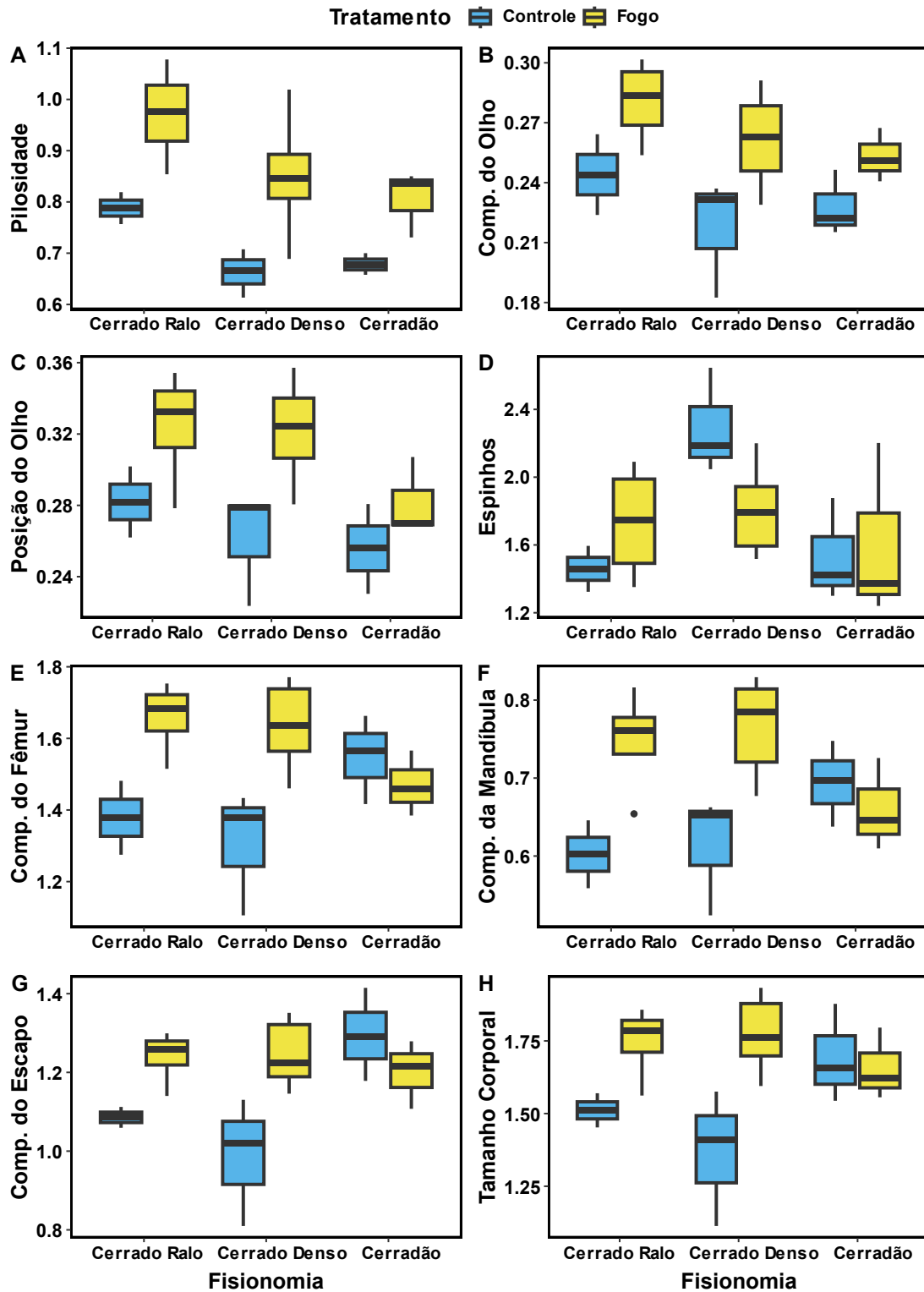


Figura 6. CWM (*Community Weighted Mean*) da pilosidade (A), comprimento (B) e posição (C) do olho, número de espinhos (D), comprimento do fêmur (E), da mandíbula (F), do escapo (G) e tamanho do corpo (comprimento de Weber) (H) das comunidades de formigas coletadas nos três tipos de vegetação (cerrado ralo, cerrado denso e cerradão) submetidas aos tratamentos fogo (amarelo) e controle (azul).

3.4 Efeitos sobre a composição taxonômica e funcional

A composição taxonômica variou entre os tipos de vegetação (Permanova, $F_{2,20} = 6,07$, $P = 0,001$) e entre as parcelas queimadas e não queimadas ($F_{1,20} = 2,15$, $P = 0,04$), não havendo interação significativa entre os efeitos do tipo de vegetação e do fogo ($F_{2,20} = 1,39$, $P = 0,12$) (**Fig. 7**). Já para a composição funcional foi detectado um efeito significativo do fogo ($F_{1,20} = 4,23$, $P = 0,019$), e uma interação entre fogo e tipo de vegetação ($F_{2,20} = 2,92$, $P = 0,041$), já que apenas no cerradão não houve diferença entre as parcelas queimadas e controle, enquanto o efeito do tipo de vegetação foi próximo ao significativo (Permanova $F_{2,20} = 2,42$, $P = 0,054$) (**Fig. 8**).

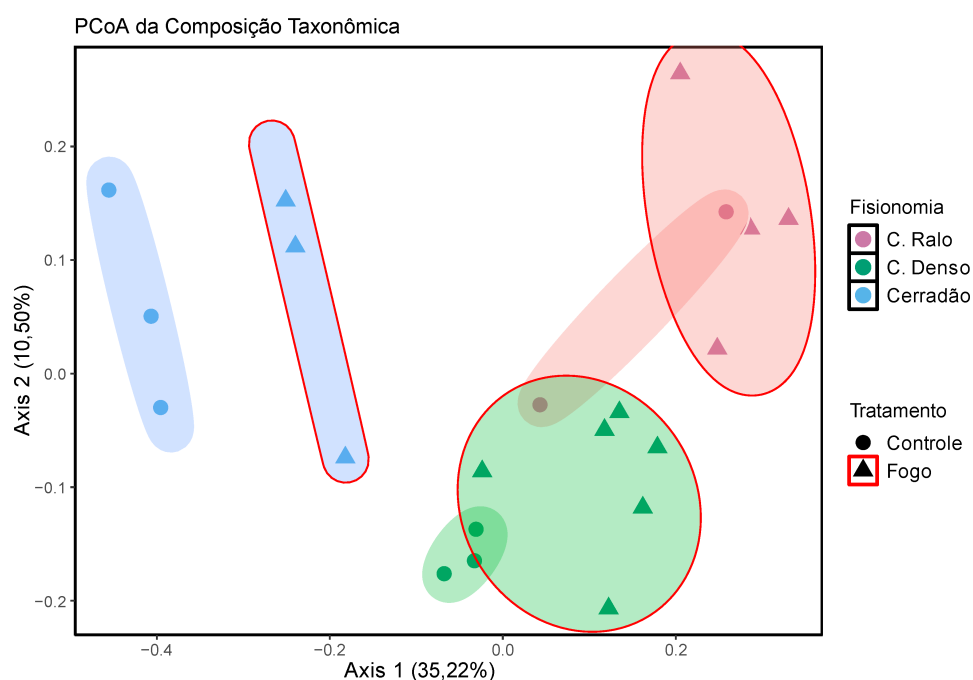


Figura 7. Análises de Coordenadas Principais (PCoA) da composição taxonômica das comunidades de formigas coletadas nas três fisionomias (**lilás:** cerrado ralo, **verde:** cerrado denso e **azul:** cerradão) submetidas aos tratamentos fogo (**triângulos**) e controle (**círculos**).

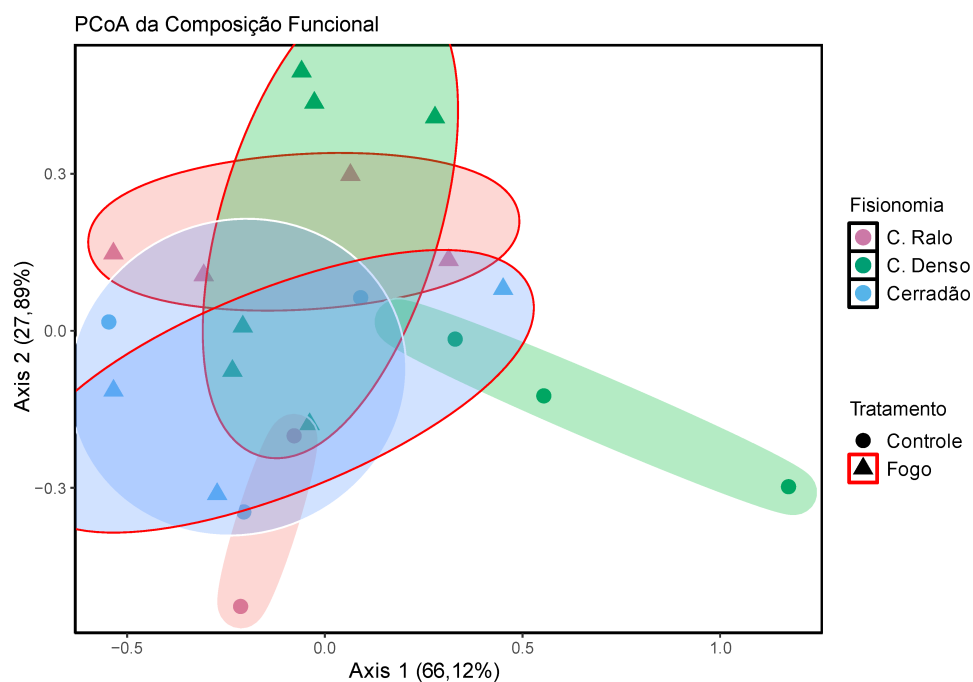


Figura 8. Análises de Coordenadas Principais (PCoA) da composição funcional (CWM de todos os traços) das comunidades de formigas coletadas nos três tipos de vegetação (**lilás:** cerrado ralo, **verde:** cerrado denso e **azul:** cerradão) submetidas aos tratamentos fogo (**triângulos**) e controle (**círculos**).

4. Discussão

O presente estudo teve como objetivo avaliar a influência do tipo de vegetação e do fogo sobre a riqueza, a composição taxonômica, os índices funcionais e a estrutura morfológica das comunidades de formigas do Cerrado. Encontrei que o fogo teve efeito variável sobre as comunidades de formigas em diferentes tipos de vegetação e que estes efeitos foram mediados por mudanças na estrutura da vegetação.

Apenas no cerradão a diversidade taxonômica aumentou após o fogo, devido a entrada de espécies de savana com a abertura do ambiente, visto que também encontramos mudanças na composição taxonômica e muitas espécies com ocorrência exclusiva nas parcelas queimadas de cerradão. Apesar do aumento na riqueza taxonômica após o fogo não encontramos mudanças na diversidade e na composição funcional no cerradão, já que

neste habitat somente três traços funcionais foram afetados pelo fogo. Ou seja, as alterações taxonômicas no cerradão não geraram diferenças na estrutura funcional das comunidades. Mesmo com as alterações na estrutura da vegetação causada pelo fogo, o cerradão ainda continuou com altos valores de cobertura do dossel comparado aos outros tipos de vegetação. No cerrado denso e ralo, encontramos padrões parecidos nas respostas das formigas, já que em ambos os tipos de vegetação o fogo não afetou a riqueza (taxonômica ou funcional) mas teve efeitos sobre a composição taxonômica e funcional. Uma possibilidade é que, comparado ao cerradão, as espécies arbóreas do cerrado ralo e denso foram mais prejudicadas pelo fogo já que este pode atingir diretamente seus ninhos (Vasconcelos et al., 2020; Rosa et al., 2021). Isto, por sua vez, pode causar uma diminuição do espaço funcional nessas comunidades de cerrado ralo e denso, já que formigas dos diferentes estratos possuem composições funcionais bastante distintas (Almeida et al., 2023).

Independentemente do fogo, o cerrado denso mostrou uma maior diversidade funcional do que o cerradão. O que é um efeito da propriedade do índice, já que este tem correlação com a riqueza de espécies (Schleuter et al., 2010; Dovrat et al., 2021) e no cerradão a riqueza foi mais baixa do que nos outros tipos de vegetação. Algumas hipóteses, como a da heterogeneidade de habitat (Rickfles, 1977), defendem que ambientes mais complexos abrigam maior diversidade, sendo geralmente a complexidade medida em relação a estratificação vertical do ambiente (Ehbrecht et al., 2021; Loke & Chisholm, 2022). Apesar disso, alguns estudos encontraram que habitats de baixa “complexidade” podem abrigar maior riqueza de espécies, como por exemplo no caso dos campos rupestres que tem maior riqueza de espécies formigas do que as manchas de floresta adjacentes (Castro et al., 2020).

O fogo afetou o CWM de vários traços morfológicos, notadamente no cerrado denso e ralo. Comparado às comunidades das parcelas controle, as comunidades das parcelas queimadas de cerradão foram compostas por formigas com maior pilosidade, olhos mais dorsais e maiores. Já no cerrado ralo e denso, além de mudanças nesses mesmos traços, também foi visto aumento para o CWM do fêmur, mandíbula, escapo e tamanho corporal nas comunidades pós fogo. Estas variações nos traços individuais podem ter sido relacionadas a variáveis ambientais específicas (Bishop, et al., 2021) visto que a escala e a estratificação na qual as formigas interagem com o ambiente é importante. Por exemplo, o aumento da pilosidade e do tamanho relativo dos olhos nas parcelas sujeita a queimas prescritas pode ter relação com o aumento da incidência solar com a abertura do dossel, já que a pilosidade é um mecanismo de proteção a dessecação (Wittlinger et al., 2007) e os olhos responsáveis pela percepção do ambiente (Schofield et al., 2016). Já traços como tamanho corporal e do fêmur parecem estar negativamente relacionados a complexidade do substrato (Kaspari & Weiser, 1999), o que pode ter favorecido a ocorrência de formigas maior e com maior tamanho relativo do fêmur nas parcelas queimadas. Além disso pernas maiores previnem que o corpo fique em contato com a camada limítrofe do solo que é mais quente (Kaspari & Vargo, 1995; Retana & Cerdá, 2000; Sommer & Wehner, 2012), o que pode ter facilitado a ocorrência de certas espécies nas áreas queimadas e, portanto, mais abertas. De forma geral, estes resultados corroboram estudos prévios que mostram uma associação entre o CWM dos traços morfológicos e a estrutura da vegetação (Schofield et al., 2016; Wiescher et al., 2019, Guilherme et al., 2019.). Mostrando como o fogo, através do efeito indireto na vegetação, pode afetar a estrutura morfológica das espécies causando mudanças também na composição da comunidade de formigas.

A quantidade de espinhos foi o único traço não alterado pelo fogo. Nas formigas, a maior parte dos estudos apontam espinhos como um mecanismo relacionado a defesa/proteção (Michaud & Grant, 2003; Ito et al., 2016; Sarnat et al., 2017; Blanchard et al., 2020). Apesar de ambientes fechados proporcionarem outras estratégias como camuflagem e esconderijo entre a serrapilheira, não houve diferença entre o cerradão e o cerrado ralo. Porém a presença e a quantidade de espinhos não possuem custos ecológicos no tempo de descoberta dos recursos, na competição ou no forrageamento das formigas (Blanchard et al., 2020), assim a falta de um *trade-off* ecológico entre os espinhos e a performance no forrageio ou também a relação dos espinhos com a divisão morfológica de castas (Sarnat et al., 2017), podem também influenciar na ocorrência desse traço.

O aumento das mandíbulas, que possuem relação com o hábito alimentar (Gibb et al., 2015; Richter & Economo, 2023), pode estar relacionado a disponibilidade de presas. Já que após um evento de fogo, o aumento da produtividade, com a produção de folhas e flores novas e atrativas para herbívoros (Pilon et al., 2018, 2020; Fidelis & Zironi, 2021) e do aumento na concentração de açúcar nos nectários extraflorais (Alves-Silva & Del-Claro, 2013), podem levar ao aumento de pressão de herbivoria (Kay et al., 2007; Lopes & Vasconcelos, 2011; Massad et al., 2012) atraindo uma maior quantidade de formigas predadoras que possuem mandíbulas maiores. Estudos prévios mostraram um aumento significativo na abundância de espécies de formigas predadoras especialistas 12 meses após o fogo (Frizzo et al., 2012). Logo, as mudanças nos traços morfológicos podem refletir nos serviços ecossistêmicos fornecidos pelas formigas, como a predação.

Assim como os olhos, o tamanho do escapo também é relacionado a navegação e percepção do ambiente (de Oliveira et al., 2010), facilitando a detecção de recursos alimentares e das trilhas de feromônios das companheiras de ninhos (Sharma et al., 2015; Draft et al., 2018). Alguns estudos mostram que formigas com escapos maiores e olhos

menores tendem a ocorrer mais frequentemente em ambientes com maior cobertura arbórea (Yates et al., 2014; Guilherme et al., 2019) já que em ambientes fechados a orientação visual é menos relevante (Schofield et al., 2016), enquanto a percepção química, através das antenas, torna-se fundamental para o forrageamento (Chalissery et al., 2019). Entretanto, encontrei que no cerrado ralo e no denso o CWM do tamanho relativo do escapo aumentou após o fogo, mesmo com a abertura do dossel. Apesar de inúmeros estudos mostrarem as relações entre ecologia e morfologia (Retana et al., 2015; Aubin et al., 2016), no caso de estruturas próximas e derivadas do mesmo tecido no desenvolvimento larval (Blair, 2009; Koch et al., 2021) podem gerar correlações, como por exemplo, entre o escapo e a posição do olho (Jelley & Barden, 2021). Assim, para alguns traços as relações com o ambiente podem ter limitações devido as restrições no desenvolvimento larval.

Apesar da maior parte dos resultados mostrarem dependência do tipo de vegetação nas respostas das formigas, não se pode descartar a magnitude e a escala das mudanças provocadas pelo fogo na estrutura ambiental, já que três traços responderam de forma similar ao fogo em todos os tipos de vegetação. Também podemos apontar que outros processos podem interferir nas respostas das comunidades de formigas ao fogo como, por exemplo, as interações (Warchola et al., 2015; Fagundes et al., 2018).

5. Conclusão

Em conclusão, encontrei que o fogo causou mudanças nos índices taxonômicos e funcionais das comunidades de formigas, em todos os tipos de vegetação, após as queimadas prescritas, provavelmente através de um efeito indireto mediado pelas mudanças na estrutura da vegetação. Porém, o efeito do fogo foi variável entre os tipos de vegetação. Além disso, os índices taxonômicos e funcionais responderam de forma

diferentes aos efeitos do fogo, já que diferenças taxonômicas não necessariamente geraram mudanças funcionais. O estudo de Abreu e colaboradores (2017), feito na mesma área, mostrou que o processo de adensamento da vegetação levou a perda de espécies de formigas, especialmente das espécies especialistas de savana. Neste sentido, as mudanças aqui encontradas após o experimento indicam a importância do manejo fogo para a manutenção das espécies de formigas de savana. Isto porque, embora o fogo ocorrido no cerrado tenha causado relativamente pouca mudança na estrutura da vegetação ele parece ter favorecido a entrada das espécies savânicas neste ambiente florestal e consequentemente um aumento em diversidade taxonômica sem necessariamente ter havido uma mudança na estrutura funcional da comunidade.

6. Referências Bibliográficas

- Abreu, R. C., Hoffmann, W. A., Vasconcelos, H. L., Pilon, N. A., Rossatto, D. R., & Durigan, G. (2017). The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna. *Science advances*, 3(8), e1701284.
- Albuquerque, N. L. D., & Brandão, C. R. F. (2009). A revision of the Neotropical Solenopsidini ant genus *Oxyepocus* Santschi, 1926 (Hymenoptera: Formicidae: Myrmicinae): 2. Final. Key for species and revision of the *Rastratus* species-group. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 49, 289-309.
- Almeida, R. P., Teresa, F. B., Camarota, F., Izzo, T. J., Silva, R. R., Andrade-Silva, J., & de Arruda, F. V. (2023). The role of morphological traits in predicting the functional ecology of arboreal and ground ants in the Cerrado–Amazon transition. *Oecologia*, 201(1), 199-212.
- Alves-Silva, E., & Del-Claro, K. (2013). Effect of post-fire resprouting on leaf fluctuating asymmetry, extrafloral nectar quality, and ant–plant–herbivore interactions. *Naturwissenschaften*, 100, 525-532.
- Andersen, A. N. (2019). Responses of ant communities to disturbance: Five principles for understanding the disturbance dynamics of a globally dominant faunal group. *Journal of Animal Ecology*, 88(3), 350-362.
- Andersen, A. N., & Majer, J. D. (2004). Ants show the way down under: invertebrates as bioindicators in land management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(6), 291-298.
- Anjos, D. V., Tena, A., Viana-Junior, A. B., Carvalho, R. L., Torezan-Silingardi, H., Del-Claro, K., & Perfecto, I. (2022). The effects of ants on pest control: a meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society B*, 289(1981), 20221316.
- Archibald, S., Lehmann, C. E., Gómez-Dans, J. L., & Bradstock, R. A. (2013). Defining pyromes and global syndromes of fire regimes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(16), 6442-6447.
- Arnan, X., Cerdá, X., & Retana, J. (2014). Ant functional responses along environmental gradients. *Journal of Animal Ecology*, 83(6), 1398-1408.

Arnan, X., Cerdá, X., Rodrigo, A., & Retana, J. (2013). Response of ant functional composition to fire. *Ecography*, 36(11), 1182-1192.

Arnan, X., Rodrigo, A., & Retana, J. (2006). Post-fire recovery of Mediterranean ground ant communities follows vegetation and dryness gradients. *Journal of Biogeography*, 33(7), 1246-1258.

Arruda, F. V., Teresa, F. B., Layme, V. M., Vicente, R. E., Camarota, F., & Izzo, T. J. (2022). Fire and flood: How the Pantanal ant communities respond to multiple disturbances?. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 20(3), 197-204.

Aubin, I., Munson, A. D., Cardou, F., Burton, P. J., Isabel, N., Pedlar, J. H., ... & McKenney, D. (2016). Traits to stay, traits to move: a review of functional traits to assess sensitivity and adaptive capacity of temperate and boreal trees to climate change. *Environmental Reviews*, 24(2), 164-186.

Baccaro, F. B., Feitosa, R. M., Fernández, F., Fernandes, I. O., Izzo, T. J., Souza, J. D., & Solar, R. (2015). Guia para os gêneros de formigas do Brasil. *Manaus: Editora INPA*, 388.

Barrow, L., Parr, C. L., & Kohen, J. L. (2007). Habitat type influences fire resilience of ant assemblages in the semi-arid tropics of Northern Australia. *Journal of Arid Environments*, 69(1), 80-95.

Bishop, T. R., Tomlinson, A., McNeice, T., Sfenthourakis, S., & Parr, C. L. (2021). The effect of fire on ant assemblages does not depend on habitat openness but does select for large, gracile predators. *Ecosphere*, 12(6), e03549.

Blair, S. S. (2009). Imaginal discs. In *Encyclopedia of insects* (pp. 489-492). Academic Press.

Blanchard, B. D., Nakamura, A., Cao, M., Chen, S. T., & Moreau, C. S. (2020). Spine and dine: A key defensive trait promotes ecological success in spiny ants. *Ecology and Evolution*, 10(12), 5852-5863.

Bond, W. J., & Keeley, J. E. (2005). Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in ecology & evolution*, 20(7), 387-394.

- Bond, W. J., & Parr, C. L. (2010). Beyond the forest edge: ecology, diversity and conservation of the grassy biomes. *Biological conservation*, 143(10), 2395-2404.
- Botta-Dukát, Z. (2005). Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of vegetation science*, 16(5), 533-540.
- Brandão, C. R. F. (1990). Systematic revision of the Neotropical ant genus *Megalomyrmex* Forel (Hymenoptera: Formicidae: Myrmicinae), with the description of thirteen new species. *Arquivos de Zoologia*, 31(5), 1-91.
- Brassard, F., Pettit, M. J., Murphy, B. P., & Andersen, A. N. (2023). Fire influences ant diversity by modifying vegetation structure in an Australian tropical savanna. *Ecology*, 104(9), e4143.
- Braun, J., & Lortie, C. J. (2024). Environmental filtering mediates desert ant community assembly at two spatial scales. *Oecologia*, 1-14.
- Brown Jr, W. L. (1978). Contributions toward a reclassification of the Formicidae. Part VI. Ponerinae, tribe Ponerini, subtribe Odontomachiti. Section B. Genus *Anochetus* and bibliography. *Studia Entomologica*, 20(1-4), 549-652.
- Brown, A. M., Warton, D. I., Andrew, N. R., Binns, M., Cassis, G., & Gibb, H. (2014). The fourth-corner solution—using predictive models to understand how species traits interact with the environment. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(4), 344-352.
- Brown, W. L. (1976). A Supplement to the World Revision of *Odontomachus* (Hymenoptera: Formicidae). *Psyche: A Journal of Entomology*, 84(3-4), 281-285.
- Cadotte, M. W., Arnillas, C. A., Livingstone, S. W., & Yasui, S. L. E. (2015). Predicting communities from functional traits. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(9), 510-511.
- Camacho, G. P., Franco, W., & Feitosa, R. M. (2020). Additions to the taxonomy of *Gnamptogenys* Roger (Hymenoptera: Formicidae: Ectatomminae) with an updated key to the New World species. *Zootaxa*, 4747(3), 450-476.
- Carvalho, R. L., Andersen, A. N., Anjos, D. V., Pacheco, R., Chagas, L., & Vasconcelos, H. L. (2020). Understanding what bioindicators are actually indicating: Linking disturbance responses to ecological traits of dung beetles and ants. *Ecological Indicators*, 108, 105764.

- Castro, F. S. D., Da Silva, P. G., Solar, R., Fernandes, G. W., & Neves, F. D. S. (2020). Environmental drivers of taxonomic and functional diversity of ant communities in a tropical mountain. *Insect Conservation and Diversity*, 13(4), 393-403.
- Castro, F. S. D., Da Silva, P. G., Solar, R., Fernandes, G. W., & Neves, F. D. S. (2020). Environmental drivers of taxonomic and functional diversity of ant communities in a tropical mountain. *Insect Conservation and Diversity*, 13(4), 393-403.
- Chalissery, J. M., Renyard, A., Gries, R., Hoefele, D., Alamsetti, S. K., & Gries, G. (2019). Ants sense, and follow, trail pheromones of ant community members. *Insects*, 10(11), 383.
- Cochrane, M. A., & Barber, C. P. (2009). Climate change, human land use and future fires in the Amazon. *Global Change Biology*, 15(3), 601-612.
- Coutinho, L. M. (1990). Fire in the ecology of the Brazilian cerrado. *Fire in the tropical biota: ecosystem processes and global challenges*, 82-105.
- Da Silva, F.R., Gonçalves-Souza, T., Paterno, G.B., Provete, D.B., Vancine, M.H. (2022). Análises ecológicas no R. Nupeea: Recife, PE, Canal 6: São Paulo. 640 p. ISBN 978-85-7917-564-0.
- Dalle Laste, K. C., Durigan, G., & Andersen, A. N. (2019). Biodiversity responses to land-use and restoration in a global biodiversity hotspot: Ant communities in Brazilian Cerrado. *Austral Ecology*, 44(2), 313-326.
- D'Amen, M., Rahbek, C., Zimmermann, N. E., & Guisan, A. (2017). Spatial predictions at the community level: from current approaches to future frameworks. *Biological Reviews*, 92(1), 169-187.
- Dantas, V. D. L., Batalha, M. A., & Pausas, J. G. (2013). Fire drives functional thresholds on the savanna–forest transition. *Ecology*, 94(11), 2454-2463.
- Dantas, V. D. L., Hirota, M., Oliveira, R. S., & Pausas, J. G. (2016). Disturbance maintains alternative biome states. *Ecology letters*, 19(1), 12-19.
- Dauber, J., Bengtsson, J. A. N., & Lenoir, L. (2006). Evaluating effects of habitat loss and land-use continuity on ant species richness in seminatural grassland remnants. *Conservation Biology*, 20(4), 1150-1160.

- de Oliveira, J. F., Wajnberg, E., de Souza Esquivel, D. M., Weinkauf, S., Winklhofer, M., & Hanzlik, M. (2010). Ant antennae: are they sites for magnetoreception?. *Journal of The Royal Society Interface*, 7(42), 143-152.
- Del Toro, I., Ribbons, R. R., & Ellison, A. M. (2015). Ant-mediated ecosystem functions on a warmer planet: effects on soil movement, decomposition and nutrient cycling. *Journal of Animal Ecology*, 84(5), 1233-1241.
- Del Toro, I., Ribbons, R. R., & Pelini, S. L. (2012). The little things that run the world revisited: a review of ant-mediated ecosystem services and disservices (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News*, 17(0), 133-46.
- Dovrat, G., Meron, E., Shachak, M., Moshe, Y., & Osem, Y. (2021). The relationship between species diversity and functional diversity along aridity gradients in semi-arid rangeland. *Journal of Arid Environments*, 195, 104632.
- Draft, R. W., McGill, M. R., Kapoor, V., & Murthy, V. N. (2018). Carpenter ants use diverse antennae sampling strategies to track odor trails. *Journal of Experimental Biology*, 221(22), jeb185124.
- Dray, S., & Legendre, P. (2008). Testing the species traits–environment relationships: the fourth-corner problem revisited. *Ecology*, 89(12), 3400-3412.
- Ehbrecht, M., Seidel, D., Annighöfer, P., Kreft, H., Köhler, M., Zemp, D. C., ... & Ammer, C. (2021). Global patterns and climatic controls of forest structural complexity. *Nature communications*, 12(1), 519.
- Elizalde, L., Arbetman, M., Arnan, X., Eggleton, P., Leal, I. R., Lescano, M. N., ... & Pirk, G. I. (2020). The ecosystem services provided by social insects: traits, management tools and knowledge gaps. *Biological Reviews*, 95(5), 1418-1441.
- Estrada, A., Morales-Castilla, I., Caplat, P., & Early, R. (2016). Usefulness of species traits in predicting range shifts. *Trends in Ecology & Evolution*, 31(3), 190-203.
- Eubanks, M. D., Lin, C., & Tarone, A. M. (2019). The role of ants in vertebrate carrion decomposition. *Food Webs*, 18, e00109.

- Fagundes, R., Lange, D., Anjos, D. V., de Lima, F. P., Nahas, L., Corro, E. J., ... & Dáttilo, W. (2018). Limited effects of fire disturbances on the species diversity and structure of ant-plant interaction networks in Brazilian Cerrado. *Acta Oecologica*, 93, 65-73.
- Farji-Brener, A. G., Corley, J. C., & Bettinelli, J. (2002). The effects of fire on ant communities in north-western Patagonia: the importance of habitat structure and regional context. *Diversity and distributions*, 8(4), 235-243.
- Feener Jr, D. H., Lighton, J. R. B., & Bartholomew, G. A. (1988). Curvilinear allometry, energetics and foraging ecology: a comparison of leaf-cutting ants and army ants. *Functional Ecology*, 509-520.
- Fichaux, M., Béchade, B., Donald, J., Weyna, A., Delabie, J. H. C., Murienne, J., ... & Orivel, J. (2019). Habitats shape taxonomic and functional composition of Neotropical ant assemblages. *Oecologia*, 189, 501-513.
- Fidelis, A., & Zironi, H. L. (2021). And after fire, the Cerrado flowers: a review of post-fire flowering in a tropical savanna. *Flora*, 280, 151849.
- Fonseca, M. G., Alves, L. M., Aguiar, A. P. D., Arai, E., Anderson, L. O., Rosan, T. M., ... & de Aragão, L. E. O. E. C. (2019). Effects of climate and land-use change scenarios on fire probability during the 21st century in the Brazilian Amazon. *Global change biology*, 25(9), 2931-2946.
- Fourcade, Y., Åström, S., & Öckinger, E. (2019). Climate and land-cover change alter bumblebee species richness and community composition in subalpine areas. *Biodiversity and conservation*, 28, 639-653.
- Fowler, H. G., Forti, L. C., Brandão, C. R. F., Delabie, J. H. C., & Vasconcelos, H. D. (1991). Ecologia nutricional de formigas. *Ecologia nutricional de insetos e suas implicações no manejo de pragas*, 131-223.
- Fox, F. & Weisberg, S. (2019). car: An {R} Companion to Applied Regression, Third Edition. Thousand Oaks CA: Sage. version 3.1-0.
- Frizzo, T. L., Campos, R. I., & Vasconcelos, H. L. (2012). Contrasting effects of fire on arboreal and ground-dwelling ant communities of a Neotropical savanna. *Biotropica*, 44(2), 254-261.

- Funk, J. L., Larson, J. E., Ames, G. M., Butterfield, B. J., Cavender-Bares, J., Firn, J., ... & Wright, J. (2017). Revisiting the Holy Grail: using plant functional traits to understand ecological processes. *Biological Reviews*, 92(2), 1156-1173.
- Gibb, H., & Cunningham, S. A. (2013). Restoration of trophic structure in an assemblage of omnivores, considering a revegetation chronosequence. *Journal of Applied Ecology*, 50(2), 449-458.
- Gibb, H., & Parr, C. L. (2013). Does structural complexity determine the morphology of assemblages? An experimental test on three continents. *PLoS One*, 8(5), e64005.
- Gibb, H., Sanders, N. J., Dunn, R. R., Arnan, X., Vasconcelos, H. L., Donoso, D. A., ... & Parr, C. L. (2018). Habitat disturbance selects against both small and large species across varying climates. *Ecography*, 41(7), 1184-1193.
- Gibb, H., Stoklosa, J., Warton, D. I., Brown, A. M., Andrew, N. R., & Cunningham, S. A. (2015). Does morphology predict trophic position and habitat use of ant species and assemblages?. *Oecologia*, 177, 519-531.
- Gonçalves, C. R. (1961). O gênero *Acromyrmex* no Brasil (Hym. Formicidae). *Studia entomológica*, 4(1-4), 113-180.
- Goodland, R. (1971). A physiognomic analysis of the Cerrado's vegetation of Central Brasil. *The Journal of Ecology*, 411-419.
- Gotelli, N. J., & Ellison, A. M. (2002). Assembly rules for New England ant assemblages. *Oikos*, 99(3), 591-599.
- Guilherme, D. R., Souza, J. L. P., Franklin, E., Pequeno, P. A. C. L., das Chagas, A. C., & Baccaro, F. B. (2019). Can environmental complexity predict functional trait composition of ground-dwelling ant assemblages? A test across the Amazon Basin. *Acta Oecologica*, 99, 103434.
- Hagmann, R. K., Hessburg, P. F., Prichard, S. J., Povak, N. A., Brown, P. M., Fulé, P. Z., ... & Waltz, A. E. M. (2021). Evidence for widespread changes in the structure, composition, and fire regimes of western North American forests. *Ecological Applications*, 31(8), e02431.

- Harrison, S. P., Marlon, J. R., & Bartlein, P. J. (2010). Fire in the earth system. Changing Climates, Earth Systems and Society, International Year of Planet Earth, Dodson, J.
- Harrison, S. P., Prentice, I. C., Bloomfield, K. J., Dong, N., Forkel, M., Forrest, M., ... & Simpson, K. J. (2021). Understanding and modelling wildfire regimes: an ecological perspective. *Environmental Research Letters*, 16(12), 125008.
- Hoffmann, W. A., & Moreira, A. G. (2002). 9. The Role of Fire in Population Dynamics of Woody Plants. In *The cerrados of Brazil* (pp. 159-177). Columbia University Press.
- Ito, F., Taniguchi, K., & Billen, J. (2016). Defensive function of petiole spines in queens and workers of the formicine ant *Polyrhachis lamellidens* (Hymenoptera: Formicidae) against an ant predator, the Japanese treefrog *Hyla japonica*. *Asian Myrmecology*, 8(1), 81-86.
- Izhaki, I., Levey, D. J., & Silva, W. R. (2003). Effects of prescribed fire on an ant community in Florida pine savanna. *Ecological Entomology*, 28(4), 439-448.
- Jelley, C., & Barden, P. (2021). Vision-linked traits associated with antenna size and foraging ecology across ants. *Insect Systematics and Diversity*, 5(5), 9.
- Ješovnik, A., & Schultz, T. R. (2017). Revision of the fungus-farming ant genus *Sericomyrmex* Mayr (Hymenoptera, Formicidae, Myrmicinae). *ZooKeys*, (670), 1.
- Jiménez-Carmona, F., Heredia-Arevalo, A. M., & Reyes-Lopez, J. L. (2020). Ants (Hymenoptera: Formicidae) as an indicator group of human environmental impact in the riparian forests of the Guadalquivir river (Andalusia, Spain). *Ecological Indicators*, 118, 106762.
- Jones, M. W., Abatzoglou, J. T., Veraverbeke, S., Andela, N., Lasslop, G., Forkel, M., ... & Le Quéré, C. (2022). Global and regional trends and drivers of fire under climate change. *Reviews of Geophysics*, 60(3), e2020RG000726.
- Kaspari, M., & Vargo, E. L. (1995). Colony size as a buffer against seasonality: Bergmann's rule in social insects. *The American Naturalist*, 145(4), 610-632.
- Kaspari, M., & Weiser, M. D. (1999). The size–grain hypothesis and interspecific scaling in ants. *Functional ecology*, 13(4), 530-538.

- Kauffman, J. B., Cummings, D. L., & Ward, D. E. (1994). Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian cerrado. *Journal of ecology*, 519-531.
- Kay, A. D., Schade, J. D., Ogdahl, M., Wesslerle, E. O., & Hobbie, S. E. (2007). Fire effects on insect herbivores in an oak savanna: the role of light and nutrients. *Ecological Entomology*, 32(6), 754-761.
- Khayati, M. E., Chergui, B., Santos, X., Fahd, S., & Taheri, A. (2024). Examining functional responses of ant communities to fire in Northwestern African afforested landscapes. *Forest Ecology and Management*, 565, 122023.
- Koch, S., Tahara, R., Vasquez-Correa, A., & Abouheif, E. (2021). Nano-CT characterization reveals coordinated growth of a rudimentary organ necessary for soldier development in the ant *Pheidole hyatti*. *BioRxiv*, 2021-03.
- Koltz, A. M., Burkle, L. A., Pressler, Y., Dell, J. E., Vidal, M. C., Richards, L. A., & Murphy, S. M. (2018). Global change and the importance of fire for the ecology and evolution of insects. *Current opinion in insect science*, 29, 110-116.
- Koltz, A. M., Burkle, L. A., Pressler, Y., Dell, J. E., Vidal, M. C., Richards, L. A., & Murphy, S. M. (2018). Global change and the importance of fire for the ecology and evolution of insects. *Current opinion in insect science*, 29, 110-116.
- Kugler, C., & Brown Jr, W. L. (1982). Revisionary & other studies on the ant genus *Ectatomma*, including the descriptions of two new species. *Search Agriculture-New York State Agricultural Experiment Station, Ithaca*.
- Laliberté E, Legendre P, Shipley B (2014). *FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology*. R package version 1.0-12.3.
- Laliberté, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1), 299-305.
- Laliberté, E., Legendre, P., and B. Shipley. (2014). *FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology*. R package version 1.0-12.1.

- Lasslop, G., Coppola, A. I., Voulgarakis, A., Yue, C., & Veraverbeke, S. (2019). Influence of fire on the carbon cycle and climate. *Current Climate Change Reports*, 5, 112-123.
- Law, S. J., Bishop, T. R., Eggleton, P., Griffiths, H., Ashton, L., & Parr, C. (2020). Darker ants dominate the canopy: testing macroecological hypotheses for patterns in colour along a microclimatic gradient. *Journal of Animal Ecology*, 89(2), 347-359.
- Lenth R (2022). emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package version 1.8.0.
- Loke, L. H., & Chisholm, R. A. (2022). Measuring habitat complexity and spatial heterogeneity in ecology. *Ecology Letters*, 25(10), 2269-2288.
- Longino, J. T. (2003). The Crematogaster (Hymenoptera, Formicidae, Myrmicinae) of Costa Rica. *Zootaxa*, 151(1), 1-150.
- Longino, J. T., & Fernández, F. (2007). Taxonomic review of the genus Wasmannia. *Memoirs of the American Entomological Institute*, 80, 271-289.
- Lopes, C. T., & Vasconcelos, H. L. (2008). Evaluation of three methods for sampling ground-dwelling ants in the Brazilian Cerrado. *Neotropical entomology*, 37, 399-405.
- Lopes, C. T., & Vasconcelos, H. L. (2011). Fire increases insect herbivory in a neotropical savanna. *Biotropica*, 43(5), 612-618.
- Mackay, W. P., & Mackay, E. (2010). The systematics and biology of the new world ants of the genus.
- Maravalhas, J., & Vasconcelos, H. L. (2014). Revisiting the pyrodiversity–biodiversity hypothesis: long-term fire regimes and the structure of ant communities in a Neotropical savanna hotspot. *Journal of Applied Ecology*, 51(6), 1661-1668.
- Martins, I. S., Ortega, J. C. G., Guerra, V., Costa, M. M. S., Martello, F., & Schmidt, F. A. (2022). Ant taxonomic and functional beta-diversity respond differently to changes in forest cover and spatial distance. *Basic and Applied Ecology*, 60, 89-102.
- Mason, N. W. H., & D. Mouillot. 2013. “Functional diversity measures.” In *Encyclopedia of Biodiversity*, 597–608. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00356-7>.

- Massad, T. J., Balch, J. K., Davidson, E. A., Brando, P. M., Mews, C. L., Porto, P., ... & Trumbore, S. E. (2013). Interactions between repeated fire, nutrients, and insect herbivores affect the recovery of diversity in the southern Amazon. *Oecologia*, 172, 219-229.
- McCarty, J. L., Smith, T. E., & Turetsky, M. R. (2020). Arctic fires re-emerging. *Nature Geoscience*, 13(10), 658-660.
- McGill, B. J., Enquist, B. J., Weiher, E., & Westoby, M. (2006). Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in ecology & evolution*, 21(4), 178-185.
- Melo, A. C. G., & Durigan, G. (2011). Plano de manejo da Estação Ecológica de Santa Bárbara. *São Paulo: Instituto Florestal*, 221.
- Michaud, J. P., & Grant, A. K. (2003). Intraguild predation among ladybeetles and a green lacewing: do the larval spines of *Curinus coeruleus* (Coleoptera: Coccinellidae) serve a defensive function?. *Bulletin of Entomological Research*, 93(6), 499-505.
- Miranda, H. S., Bustamante, M. M., & Miranda, A. C. (2002). 4. The Fire Factor. In *The cerrados of Brazil* (pp. 51-68). Columbia University Press.
- Moreira, A. G. (2000). Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. *Journal of biogeography*, 27(4), 1021-1029.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858.
- Nock, C. A., Vogt, R. J., & Beisner, B. E. (2016). Functional traits. *eLS*, 1-8.
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., ..., Weedon, J. (2022). “vegan: Community Ecology Package”. R package version 2.6-4, <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>.
- Oliveira, F. M., Andersen, A. N., Arnan, X., Ribeiro-Neto, J. D., Arcoverde, G. B., & Leal, I. R. (2019). Effects of increasing aridity and chronic anthropogenic disturbance on seed dispersal by ants in Brazilian Caatinga. *Journal of Animal Ecology*, 88(6), 870-880.

- Oliver, I., Dorrough, J., Doherty, H., & Andrew, N. R. (2016). Additive and synergistic effects of land cover, land use and climate on insect biodiversity. *Landscape Ecology*, *31*, 2415-2431.
- Pacheco, R., Camacho, G. P., Frizzo, T. L., & Vasconcelos, H. L. (2017). Effects of land-use changes on ecosystem services: decrease in ant predation in human-dominated landscapes in central Brazil. *Entomologia experimentalis et applicata*, *162*(3), 302-308.
- Paolucci, L. N., Maia, M. L., Solar, R. R., Campos, R. I., Schoereder, J. H., & Andersen, A. N. (2016). Fire in the Amazon: impact of experimental fuel addition on responses of ants and their interactions with myrmecochorous seeds. *Oecologia*, *182*, 335-346.
- Paradis, E., Schliep, K. (2019). “ape 5.0: an environment for modern phylogenetics and evolutionary analyses in R.” *Bioinformatics*, *35*, 526-528. [doi:10.1093/bioinformatics/bty633](https://doi.org/10.1093/bioinformatics/bty633).
- Parr, C. L., Dunn, R. R., Sanders, N. J., Weiser, M. D., Photakis, M., Bishop, T. R., ... & Gibb, H. (2017). GlobalAnts: a new database on the geography of ant traits (Hymenoptera: Formicidae). *Insect Conservation and Diversity*, *10*(1), 5-20.
- Parr, C. L., Robertson, H. G., Biggs, H. C., & Chown, S. L. (2004). Response of African savanna ants to long-term fire regimes. *Journal of Applied Ecology*, 630-642.
- Pausas, J. G., & Ribeiro, E. (2017). Fire and plant diversity at the global scale. *Global Ecology and Biogeography*, *26*(8), 889-897.
- Pausas, J. G., Lamont, B. B., Paula, S., Appezzato-da-Glória, B., & Fidelis, A. (2018). Unearthing belowground bud banks in fire-prone ecosystems. *New Phytologist*, *217*(4), 1435-1448.
- Pellegrini, A. F., Socolar, J. B., Elsen, P. R., & Giam, X. (2016). Trade-offs between savanna woody plant diversity and carbon storage in the Brazilian Cerrado. *Global change biology*, *22*(10), 3373-3382.
- Philpott, S. M., & Armbrrecht, I. (2006). Biodiversity in tropical agroforests and the ecological role of ants and ant diversity in predatory function. *Ecological entomology*, *31*(4), 369-377.

- Philpott, S. M., Perfecto, I., Armbrrecht, I., & Parr, C. L. (2010). Ant diversity and function in disturbed and changing habitats. *Ant ecology*, 1, 137-156.
- Pilon, N. A., Cava, M. G., Hoffmann, W. A., Abreu, R. C., Fidelis, A., & Durigan, G. (2021). The diversity of post-fire regeneration strategies in the cerrado ground layer. *Journal of Ecology*, 109(1), 154-166.
- Pilon, N. A., Hoffmann, W. A., Abreu, R. C., & Durigan, G. (2018). Quantifying the short-term flowering after fire in some plant communities of a cerrado grassland. *Plant Ecology & Diversity*, 11(3), 259-266.
- QGIS Development Team, (2023). QGIS Geographic Information System. Open-Source Geospatial Foundation Project.
- R Core Team (2024). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ratchford, J. S., Wittman, S. E., Jules, E. S., Ellison, A. M., Gotelli, N. J., & Sanders, N. J. (2005). The effects of fire, local environment and time on ant assemblages in fens and forests. *Diversity and Distributions*, 11(6), 487-497.
- Ratter, J. A., Richards, P. W., Argent, G., & Gifford, D. R. (1973). Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso: I. The woody vegetation types of the Xavantina-Cachimbo Expedition area. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences*, 266(880), 449-492.
- Retana, J., & Cerdá, X. (2000). Patterns of diversity and composition of Mediterranean ground ant communities tracking spatial and temporal variability in the thermal environment. *Oecologia*, 123, 436-444.
- Retana, J., Arnan, X., & Cerdá, X. (2015). A multidimensional functional trait analysis of resource exploitation in European ants. *Ecology*, 96(10), 2781-2793.
- Richter, A., & Economo, E. P. (2023). The feeding apparatus of ants: an overview of structure and function. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 378(1891), 20220556.
- Ricklefs, R. E. (1977). Environmental heterogeneity and plant species diversity: a hypothesis. *The American Naturalist*, 111(978), 376-381.

- Ricotta, C., & Moretti, M. (2011). CWM and Rao's quadratic diversity: a unified framework for functional ecology. *Oecologia*, 167, 181-188.
- Rosa, T. F., Camarota, F., Zuanon, L. A., Tito, R., Maravalhas, J. B., Powell, S., & Vasconcelos, H. L. (2021). The effects of high-severity fires on the arboreal ant community of a Neotropical savanna. *Oecologia*, 196(4), 951-961.
- Sanabria, C., Barot, S., Fonte, S. J., & Dubs, F. (2022). Do morphological traits of ground-dwelling ants respond to land use changes in a neotropical landscape?. *Geoderma*, 418, 115841.
- Sanders, N. J., Gotelli, N. J., Wittman, S. E., Ratchford, J. S., Ellison, A. M., & Jules, E. S. (2007). Assembly rules of ground-foraging ant assemblages are contingent on disturbance, habitat and spatial scale. *Journal of Biogeography*, 34(9), 1632-1641.
- Sarnat, E. M., Friedman, N. R., Fischer, G., Lecroq-Bennet, B., & Economo, E. P. (2017). Rise of the spiny ants: diversification, ecology and function of extreme traits in the hyperdiverse genus *Pheidole* (Hymenoptera: Formicidae). *Biological Journal of the Linnean Society*, 122(3), 514-538.
- Schleuning, M., García, D., & Tobias, J. A. (2023). Animal functional traits: Towards a trait-based ecology for whole ecosystems. *Functional Ecology*, 37(1), 4-12.
- Schleuter, D., Daufresne, M., Massol, F., & Argillier, C. (2010). A user's guide to functional diversity indices. *Ecological monographs*, 80(3), 469-484.
- Schofield, S. F., Bishop, T. R., & Parr, C. L. (2016). Morphological characteristics of ant assemblages (Hymenoptera: Formicidae) differ among contrasting biomes.
- Sharma, K. R., Enzmann, B. L., Schmidt, Y., Moore, D., Jones, G. R., Parker, J., ... & Ray, A. (2015). Cuticular hydrocarbon pheromones for social behavior and their coding in the ant antenna. *Cell reports*, 12(8), 1261-1271.
- Simpson, K. J., Ripley, B. S., Christin, P. A., Belcher, C. M., Lehmann, C. E., Thomas, G. H., & Osborne, C. P. (2016). Determinants of flammability in savanna grass species. *Journal of Ecology*, 104(1), 138-148.
- Sommer, S., & Wehner, R. (2012). Leg allometry in ants: extreme long-leggedness in thermophilic species. *Arthropod structure & development*, 41(1), 71-77.

- Statzner, B., Hildrew, A. G., & Resh, V. H. (2001). Species traits and environmental constraints: entomological research and the history of ecological theory. *Annual Review of Entomology*, 46(1), 291-316.
- Storkey, J., Brooks, D., Haughton, A., Hawes, C., Smith, B. M., & Holland, J. M. (2013). Using functional traits to quantify the value of plant communities to invertebrate ecosystem service providers in arable landscapes. *Journal of Ecology*, 101(1), 38-46.
- Taudiere, A., Violle, C. (2015). “cati: an R package using functional traits to detect and quantify multi-level community assembly processes.” *Ecography*. [doi:10.1111/ecog.01433](https://doi.org/10.1111/ecog.01433).
- Vasconcelos, H. L., Maravalhas, J. B., & Cornelissen, T. (2017). Effects of fire disturbance on ant abundance and diversity: a global meta-analysis. *Biodiversity and Conservation*, 26, 177-188.
- Veldman, J. W., Overbeck, G. E., Negreiros, D., Mahy, G., Le Stradic, S., Fernandes, G. W., ... & Bond, W. J. (2015). Where tree planting and forest expansion are bad for biodiversity and ecosystem services. *BioScience*, 65(10), 1011-1018.
- Verchot, L. V., Moutinho, P. R., & Davidson, E. A. (2003). Leaf-cutting ant (*Atta sexdens*) and nutrient cycling: deep soil inorganic nitrogen stocks, mineralization, and nitrification in Eastern Amazonia. *Soil Biology and Biochemistry*, 35(9), 1219-1222.
- Vidal-Cordero, J. M., Angulo, E., Molina, F. P., Boulay, R., & Cerdá, X. (2023). Long-term recovery of Mediterranean ant and bee communities after fire in southern Spain. *Science of The Total Environment*, 887, 164132.
- Wang Y, Naumann U, Eddelbuettel D, Wilshire J, Warton D (2022). mvabund: Statistical Methods for Analysing Multivariate Abundance Data. R package version 4.2.1.
- Warchola, N., Bastianelli, C., Schultz, C. B., & Crone, E. E. (2015). Fire increases ant-tending and survival of the Fender’s blue butterfly larvae. *Journal of Insect Conservation*, 19, 1063-1073.
- Warton, D. I., Shipley, B., & Hastie, T. (2015). CATS regression—a model-based approach to studying trait-based community assembly. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(4), 389-398.

- Watkins, J. F. (1976). The identification and distribution of New World army ants (Dorylinae: Formicidae).
- Weber, N. A. (1945). The biology of the fungus-growing ants. *Part, 8*, 1-88.
- Weiser, M. D., & Kaspari, M. (2006). Ecological morphospace of New World ants. *Ecological Entomology*, 31(2), 131-142.
- Wiescher, P. T., Pearce-Duvet, J. M., & Feener, D. H. (2012). Assembling an ant community: species functional traits reflect environmental filtering. *Oecologia*, 169, 1063-1074.
- Wild, A. L. (2007). *Taxonomic revision of the ant genus Linepithema (Hymenoptera: Formicidae)* (Vol. 126). Univ of California Press.
- Wilson, E. O. (2003). *Pheidole in the New World: a dominant, hyperdiverse ant genus* (Vol. 1). Harvard University Press.
- Wittlinger, M., Wolf, H., & Wehner, R. (2007). Hair plate mechanoreceptors associated with body segments are not necessary for three-dimensional path integration in desert ants, *Cataglyphis fortis*. *Journal of Experimental Biology*, 210(3), 375-382.
- Yates, M. L., Andrew, N. R., Binns, M., & Gibb, H. (2014). Morphological traits: predictable responses to macrohabitats across a 300 km scale. *PeerJ*, 2, e271.
- Zhang, X., Lu, Z. X., Zhang, N. N., & Chen, Y. Q. (2022). Data of ant community compositions and functional traits responding to land-use change at the local scale. *Biodiversity Data Journal*, 10, e85119.

Material suplementar

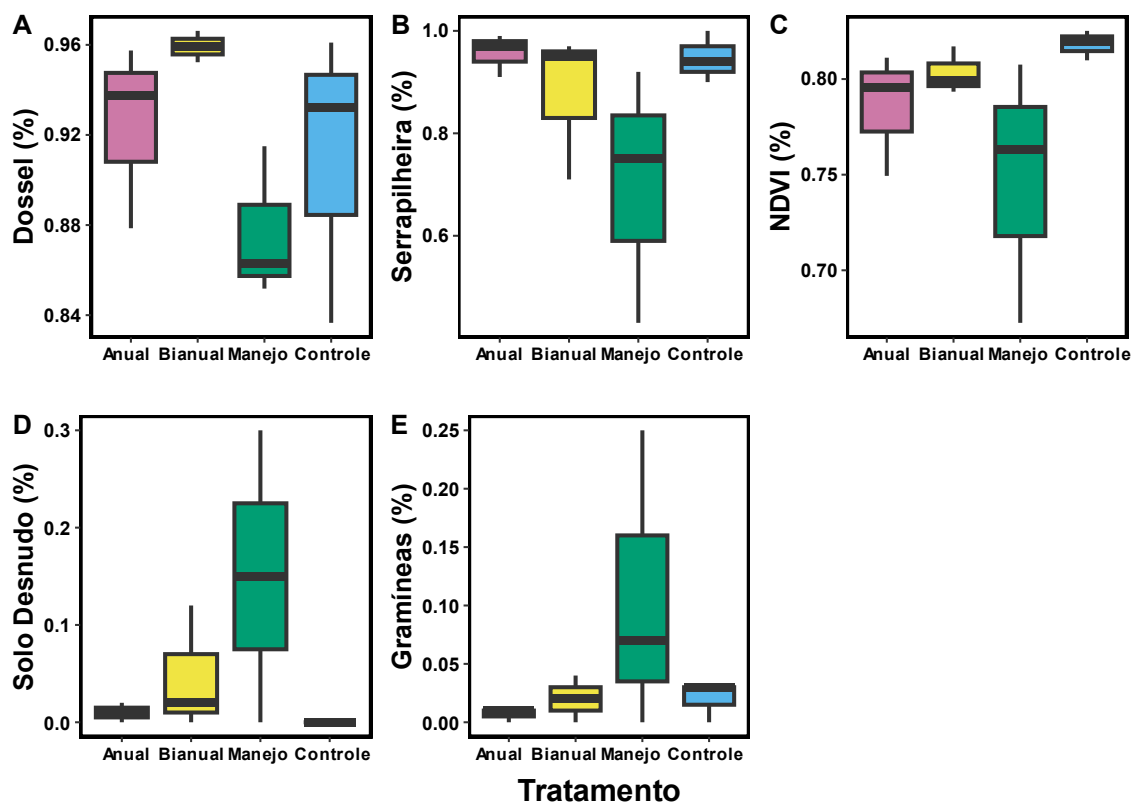


Figura S1. Variáveis ambientais (cobertura do dossel, serrapilheira, NDVI, cobertura de solo desnudo e de gramíneas) medidas nas doze áreas de cerradão submetidas aos quatro tratamentos de fogo (anual, bienal, manejo e controle).

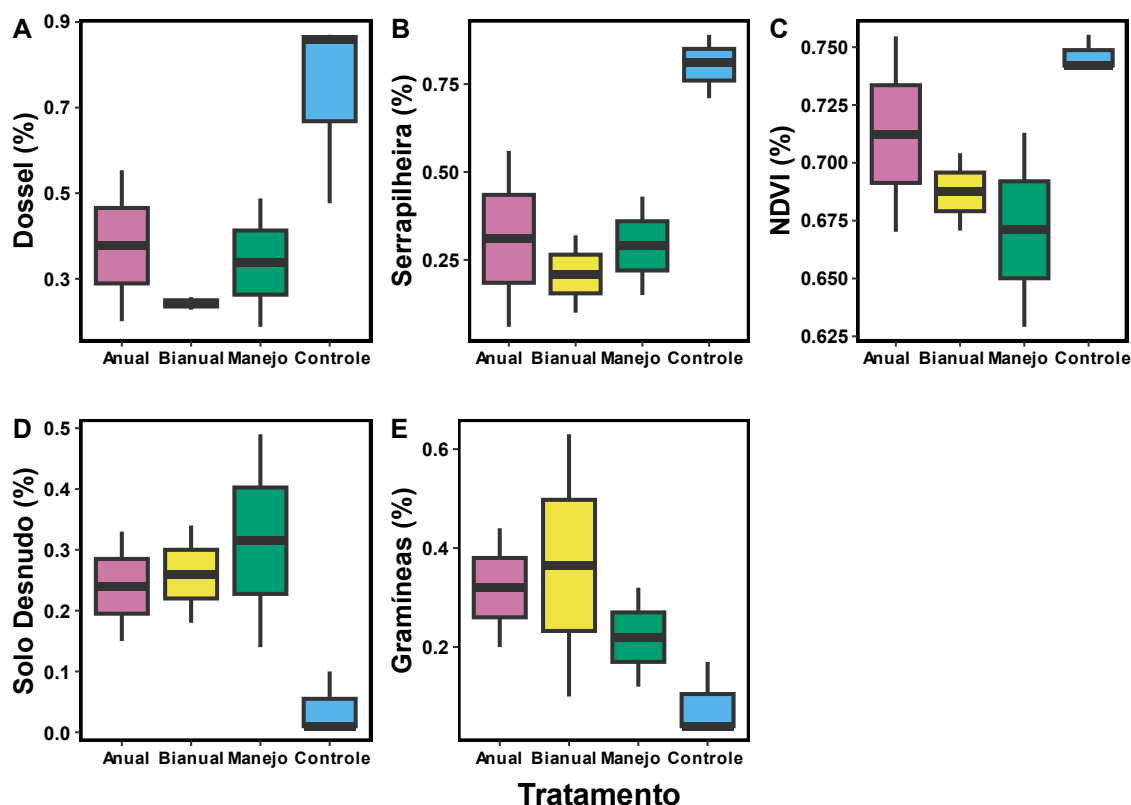


Figura S2. Boxplot das variáveis ambientais (cobertura do dossel, serrapilheira, NDVI, cobertura de solo desnudo e de gramíneas) medidas nas nove áreas de cerrado denso submetidas aos quatro tratamentos de fogo (anual, bienal, manejo e controle).

Tabela S1. Lista de traços medidos e suas funções presumidas (adaptado de Parr et al., 2017).

Traço	Hipótese da função do traço	Medida
Comprimento de Weber	Indicativo do tamanho corporal (Weber, 1983), correlação com características metabólicas	contínuo (mm)
Comprimento da mandíbula	Relação com a dieta (Fowler et al., 1991): mandíbulas longas relacionadas a predação (Gibb & Cunningham, 2013)	contínuo (mm)
Comprimento do escape	Habilidades sensoriais, escapos longos facilitam o seguimento da trilha de feromônios (Weiser & Kaspari, 2006)	contínuo (mm)
Comprimento do olho	Indicativo de comportamentos de forrageamento e horário de atividade (Weiser & Kaspari, 2006)	contínuo (mm)
Posição do olho		contínuo (mm)

Comprimento do fêmur	Indicativo da velocidade de forrageamento, relacionado a complexidade do habitat (Feener et al., 1988); estratégia de termorregulação (Sommer & Wehner, 2012)	contínuo (mm)
Número de espinhos	Mecanismo anti predação (Michaud & Grant, 2003)	contagem
Pilosidade	Relação com tolerância a desidratação e mecanismos mecanorreceptores (Wittlinger et al., 2007)	contagem/categoria (0 = nenhum ou raros pelos; 1 = cobertura esparsa; 2 = cobertura moderada; 3 = cobertura densa (Gibb et al., 2015))

Tabela S2. Lista de ocorrência das espécies coletadas na Estação Ecológica de Águas de Santa Bárbara por tipo de vegetação.

Espécies	Tipo de Vegetação		
	Cerrado Ralo	Cerrado Denso	Cerradão
Amblyoponinae			
<i>Prionopelta punctulata</i>	0	0	1
Dolichoderinae			
<i>Azteca sp. 01</i>	0	1	0
<i>Dorymyrmex brunneus</i>	2	3	1
<i>Dorymyrmex sp. 06</i>	4	3	0
<i>Dorymyrmex sp. 10</i>	20	28	1
<i>Forelius brasiliensis</i>	4	0	0
<i>Forelius sp. 09</i>	8	4	1
<i>Gracilidris pombero</i>	2	1	0
<i>Linepithema aztecoides</i>	0	6	5
<i>Linepithema cerradense</i>	19	33	7
<i>Linepithema micans</i>	8	15	6
<i>Tapinoma melanocephalum</i>	0	0	1
Dorylinae			
<i>Neivamyrmex sp. 07</i>	1	1	0
<i>Nomamyrmex esenbeckii</i>	0	1	2
Ectatomminae			
<i>Ectatomma brunneum</i>	3	1	0
<i>Ectatomma edentatum</i>	11	26	19
<i>Ectatomma opaciventre</i>	15	19	0
<i>Ectatomma permagnum</i>	18	29	5

<i>Ectatomma planidens</i>	6	5	1
<i>Ectatomma tuberculatum</i>	7	8	1
<i>Gnamptogenys sulcata</i>	5	3	2
<i>Holcaponera striatula</i>	6	6	11
Formicinae			
<i>Brachymyrmex aphidicola</i>	0	3	12
<i>Brachymyrmex patagonicus</i>	20	22	6
<i>Brachymyrmex pictus</i>	9	16	15
<i>Brachymyrmex pilipes</i>	0	0	1
<i>Camponotus blandus</i>	1	1	0
<i>Camponotus bonariensis</i>	1	0	0
<i>Camponotus helleri</i>	0	0	1
<i>Camponotus innocens</i>	8	7	0
<i>Camponotus lespesii</i>	3	1	21
<i>Camponotus leydigi</i>	2	1	0
<i>Camponotus melanoticus</i>	1	5	4
<i>Camponotus sp. 08</i>	0	1	0
<i>Camponotus sp. 10</i>	0	0	2
<i>Camponotus sp. 33</i>	0	0	1
<i>Camponotus substitutus</i>	11	8	1
<i>Camponotus vagulus</i>	1	6	0
<i>Camponotus cingulatus</i>	6	2	11
<i>Camponotus renggeri</i>	3	6	3
<i>Camponotus senex</i>	14	10	6
<i>Myrmelachista sp. 04</i>	0	0	1
<i>Nylanderia docilis</i>	5	21	9
<i>Nylanderia pr. caeciliae</i>	0	1	4
<i>Nylanderia sp. 01</i>	4	7	0
Myrmicinae			
<i>Acromyrmex aspersus</i>	1	1	2
<i>Acromyrmex balzani</i>	4	0	0
<i>Acromyrmex subterraneus</i>	0	1	4
<i>Apterostigma sp. 01</i>	5	9	1
<i>Atta laevigata</i>	11	0	0
<i>Atta sexdens</i>	0	24	11
<i>Cephalotes pusillus</i>	0	8	10
<i>Crematogaster pr. arcuata</i>	2	2	0
<i>Crematogaster quadriformis</i>	1	0	0
<i>Crematogaster sericea</i>	1	2	0
<i>Crematogaster sp. 22</i>	0	0	1
<i>Cyatta abscondita</i>	0	5	1
<i>Cyphomyrmex laevigatus</i>	0	0	6
<i>Cyphomyrmex rimosus</i>	0	2	12
<i>Cyphomyrmex transversus</i>	10	11	1
<i>Hylomyrma lopei</i>	2	1	0

<i>Kalathomyrmex emeryi</i>	3	0	0
<i>Megalomyrmex silvestri</i>	0	1	0
<i>Mycetomoellerius dichrous</i>	0	1	0
<i>Mycetomoellerius kempfi</i>	2	0	0
<i>Mycetomoellerius sp. 05</i>	0	0	1
<i>Mycetomoellerius sp. 15</i>	2	16	7
<i>Mycetomoellerius sp. 36</i>	0	7	2
<i>Mycetomoellerius sp. 47</i>	0	0	1
<i>Mycetomoellerius urichii</i>	9	12	1
<i>Mycetophylax lectus</i>	6	13	4
<i>Mycetophylax olitor</i>	5	5	6
<i>Mycocepurus goeldii</i>	12	24	7
<i>Mycocepurus smithii</i>	0	1	1
<i>Myrmicocrypta sp. 01</i>	0	2	0
<i>Mycetarotes parallelus</i>	0	2	0
<i>Nesomyrmex spininodis</i>	0	1	0
<i>Oxyepoecus rastratus</i>	1	2	0
<i>Pheidole calimana</i>	0	1	12
<i>Pheidole cyrtostela</i>	5	2	0
<i>Pheidole fimbriata</i>	0	2	1
<i>Pheidole fracticeps</i>	11	35	27
<i>Pheidole gertrudae</i>	0	3	1
<i>Pheidole guilelmimuelleri</i>	0	0	3
<i>Pheidole idiota</i>	0	0	1
<i>Pheidole jujuensis</i>	1	0	0
<i>Pheidole lovejoyi</i>	1	1	4
<i>Pheidole oxyops</i>	15	37	29
<i>Pheidole pr. germani</i>	0	0	1
<i>Pheidole pr. hoelldobleri</i>	0	1	1
<i>Pheidole pr. impressa</i>	11	17	2
<i>Pheidole pr. mapinguar</i>	1	1	0
<i>Pheidole pr. radoskowskii</i>	16	19	11
<i>Pheidole pr. triconstricta</i>	2	10	11
<i>Pheidole pr. angustinigra</i>	11	30	2
<i>Pheidole pr. augusta</i>	1	6	2
<i>Pheidole schwarzmeieri</i>	3	1	0
<i>Pheidole sp. 103</i>	0	3	4
<i>Pheidole sp. 106</i>	3	2	0
<i>Pheidole sp. 136</i>	0	0	3
<i>Pheidole sp. 70</i>	2	0	0
<i>Pheidole synarmata</i>	0	1	2
<i>Pheidole vafra</i>	4	6	0
<i>Pogonomyrmex naegelli</i>	10	7	0
<i>Rogeria sp. 01</i>	1	0	0
<i>Rogeria sp. 05</i>	0	1	0

<i>Solenopsis joergenseni</i>	3	4	5
<i>Solenopsis loretana</i>	6	11	5
<i>Solenopsis pr. picea</i>	0	1	4
<i>Solenopsis pr. basalis</i>	1	10	9
<i>Solenopsis pr. bicolor</i>	1	1	1
<i>Solenopsis pr. brevicolis</i>	7	3	0
<i>Solenopsis pr. frank</i>	0	4	8
<i>Solenopsis pr. laeviceps</i>	0	1	1
<i>Solenopsis pr. latastei</i>	0	0	3
<i>Solenopsis pr. pollux</i>	1	10	3
<i>Solenopsis pr. westwoodi</i>	1	0	0
<i>Solenopsis saevissima</i>	0	0	5
<i>Solenopsis substituta</i>	4	0	0
<i>Strumigenys eggersi</i>	0	2	3
<i>Strumigenys grytava</i>	3	5	0
<i>Strumigenys oglobini</i>	1	0	1
<i>Wasmannia auropunctata</i>	11	22	2
<i>Wasmannia pr. sulcaticeps</i>	1	0	4
<i>Wasmannia rochai</i>	0	0	1
Ponerinae			
<i>Dinoponera grandis</i>	8	18	1
<i>Hypoponera sp. 03</i>	0	1	0
<i>Hypoponera sp. 07</i>	0	0	7
<i>Hypoponera sp. 13</i>	0	1	0
<i>Neoponera agilis</i>	0	1	0
<i>Neoponera crenata</i>	0	0	1
<i>Neoponera marginata</i>	0	0	1
<i>Neoponera verenae</i>	1	0	1
<i>Neoponera villosa</i>	1	0	1
<i>Odontomachus chelifer</i>	2	12	12
<i>Odontomachus meinerti</i>	6	4	7
<i>Odontomachus sp. n.</i>	0	0	1
<i>Pachycondyla harpax</i>	4	16	4
<i>Pachycondyla striata</i>	0	4	20
Pseudomyrmecinae			
<i>Pseudomyrmex complexo pallidus</i>	2	2	3
<i>Pseudomyrmex elongatus</i>	0	0	1
<i>Pseudomyrmex euryblemma</i>	1	0	0
<i>Pseudomyrmex tenuis</i>	3	3	1
<i>Pseudomyrmex termitarius</i>	3	0	0

Tabela S3. Riqueza de espécies observadas, rarefeita e *sample coverage* das comunidades de formigas coletadas por cada área.

Área	Tipo de Vegetação	Tratamento Original	Tratamento Estrutura	Riqueza Observada	Riqueza Rarefeita	<i>Sample Coverage</i>
F01	Cerrado Denso	Controle	Controle	42	24,09	0,5697
F02	Cerradão	Controle	Controle	39	22,57	0,74
F08	Cerradão	Manejo	Fogo	45	23,08	0,7034
F09	Cerrado Denso	Controle	Controle	53	24,98	0,7668
F10	Cerradão	Controle	Controle	37	22,16	0,65
F11	Cerrado Denso	Anual	Fogo	36	21,62	0,7701
F13	Cerrado Denso	Bienal	Fogo	44	23,02	0,8088
F15	Cerrado Denso	Manejo	Fogo	44	22,62	0,7575
F16	Cerradão	Manejo	Fogo	50	24,47	0,7711
F17	Cerrado Denso	Controle	Controle	39	22,92	0,7358
F18	Cerradão	Controle	Controle	30	30	0,8167
F19	Cerrado Denso	Anual	Fogo	47	23,42	0,7358
F21	Cerrado Denso	Bienal	Fogo	48	24,7	0,7335
F23	Cerrado Denso	Manejo	Fogo	46	23,99	0,8389
F24	Cerradão	Manejo	Fogo	45	23,14	0,6478
F25	Cerrado Ralo	Controle	Fogo	38	22,2	0,7819
F26	Cerrado Ralo	Controle	Controle	43	23,96	0,6658
F27	Cerrado Ralo	Controle	Controle	48	23,72	0,7729
F28	Cerrado Ralo	Anual	Fogo	53	23,21	0,8401
F29	Cerrado Ralo	Anual	Fogo	38	22,05	0,8911
F30	Cerrado Ralo	Anual	Fogo	42	22,7	0,8266

Tabela S4. Número de espécies total, compartilhadas e exclusivas em cada tratamento nos três tipos de vegetação.

Tipo de Vegetação	Número de Espécies	Compartilhadas	Exclusivas Fogo	Exclusivas Controle
Cerrado Ralo	92	52 (56,52%)	27 (29,34%)	13 (14,13%)
Cerrado Denso	103	58 (56,31%)	28 (27,18%)	17 (16,50%)
Cerradão	97	44 (45,36%)	38 (39,17%)	15 (15,46%)

Tabela S5. Matriz da Correlação de Pearson entre as variáveis ambientais, com exceção do NDVI, em porcentagem e foram transformadas em Logit.

	Dossel	Gramíneas	Serrapilheira	NDVI	Solo desnudo
Dossel	1,000				
Gramíneas	-0,642	1,000			
Serrapilheira	0,874	-0,780	1,000		
NDVI	0,815	-0,684	0,862	1,000	
Solo desnudo	-0,839	0,607	-0,871	-0,853	1,000

Capítulo 03

Respostas das comunidades de formigas a diferentes tipos de restauração no Cerrado e seu paralelo com a comunidade de plantas

RUTHE EMILIA DE OLIVEIRA SARAIVA LEÃO

Orientador: Prof. Dr. Heraldo Luis de Vasconcelos

2024

Abstract

The Cerrado has already lost between 40 and 55% of its original vegetation cover due to changes in land use, much of which has been due to agricultural activities, such as the commercial planting of exotic *Pinus* trees. Both the conversion of natural areas and the invasive capacity of *Pinus* trees have negative impacts on biodiversity, thereby restoring these degraded areas is an important conservation measure. In passive restoration, the return of communities is expected without any human intervention, while in active restoration, interventions are carried out to help reestablish plant community. Biological monitoring is widely used to assess the success of restoration techniques, and plants are one of the most while used group of organisms in monitoring programs. However, other groups, such as ants, can also be used. Ants have several ecosystem functions and can cause direct and indirect effects on restoration. The objective of this study was to evaluate the success of two restoration techniques for savanna areas, previously used in the cultivation of *Pinus elliotii*, using ants and plants as bioindicators. Sampling of ants and plants were carried out in 13 areas, two of which were active restorations, four passive restorations, three areas of open savanna and four of pine plantations. Restoration areas presented lower canopy and herbaceous plant coverage, and higher grass coverage than open savanna, while pine plantations presented values of variables more related to a closed environmental structure. A total of 109 ant species and 94 plant species were recorded. Accumulation curves of ant and plant species in open savanna were higher than in restoration or tree plantation areas. However, the magnitude of this difference was much greater for plants than for ants. Pine plantations were the poorest in species for both groups. Species richness for ants and plants was higher in open savanna than in other areas, except for active restoration for ants, which was not different from the open savanna. Furthermore, for both groups, active restoration was richer in species than the pine plantations. Regarding species composition, there was a difference between the two restoration types for plants, which did not was observed with ants. For plants, similarity was greater between active restoration and open savanna than between the latter and passive restoration, while similarity between both restorations and the open savanna was much greater for the ant community. Only 14.6% of the plant species found in the open savanna plots were also found in the restoration plots (active or passive), while for ants, 52.8% of species in open savanna plots were also recorded in the restoration plots. In addition, a greater proportion of species was shared between open savanna and pine plantations for ants (55.5%) than for plants (33.3%). These results indicate that ant community has a faster recovery when compared to the plant community, since the magnitude of differences between open savanna areas and areas under restoration were much greater for the plant than for the ant community. However, for both groups the pine plantations were less diverse compared to areas under restoration and the reference, open savanna areas.

Keywords: disturbance, conservation, *Pinus*, management, savanna.

Resumo

O Cerrado já perdeu entre 40 e 55% de sua cobertura original devido as mudanças no uso do solo, sendo boa parte disto para atividades agropecuárias, como o plantio comercial de árvores exóticas de *Pinus*. A conversão de áreas naturais e a capacidade de invasão dessa espécie causam impactos negativos na biodiversidade. A restauração de áreas degradadas é uma importante medida de conservação. Na restauração passiva é esperado o retorno das comunidades sem nenhuma intervenção humana enquanto na restauração ativa, intervenções são realizadas para ajudar no restabelecimento da comunidade de plantas. O monitoramento biológico é utilizado como avaliação do sucesso das restaurações, e as plantas são o principal grupo utilizado. Porém, outros grupos também podem ser utilizados. As formigas possuem diversas funções ecossistêmicas com efeitos diretos e indiretos na restauração. O objetivo deste estudo foi avaliar o sucesso de duas técnicas de restauração de áreas de cerrado, previamente utilizadas no cultivo de *Pinus elliotii*, utilizando formigas e plantas como bioindicadores. As coletas de formigas, plantas e estrutura da vegetação foram realizadas em 13 áreas, sendo duas restaurações ativas, quatro restaurações passivas, três áreas de cerrado ralo e quatro plantações de *Pinus*. As áreas de restauração apresentaram menor cobertura de dossel e de plantas herbáceas, e maior cobertura de gramíneas do que o cerrado ralo. Já as plantações de *Pinus* apresentaram valores relacionados a uma estrutura ambiental mais fechada. Foram registradas 109 espécies de formigas 94 espécies de plantas. As curvas de acumulação de espécies de formigas e de plantas no cerrado ralo foram maior do que nas restaurações ou nas plantações. Entretanto a magnitude desta diferença foi muito maior para plantas do que para formigas. As plantações foram as mais pobres em espécies para ambos os grupos. A riqueza de espécies para formigas e plantas foi maior no cerrado ralo do que nas outras áreas, com exceção da restauração ativa nas formigas que não foi diferente do cerrado ralo. Além disso, para ambos os grupos a restauração ativa foi mais rica em espécies do que as plantações. Já para a composição de espécies, nas plantas houve diferenciação entre as duas restaurações o que não ocorreu com as formigas. Para as plantas, a similaridade se mostrou maior entre a restauração ativa e o cerrado ralo, do que entre este e a restauração passiva, enquanto a similaridade entre ambas as restaurações e o cerrado ralo foi bem maior para a comunidade de formigas. Somente 14,6% das espécies de plantas no cerrado ralo foram também encontradas nas parcelas de restauração (ativa ou passiva), já para as formigas 52,8% espécies no cerrado ralo foram também registradas nas restaurações. Além disso, uma maior proporção de espécies foi compartilhadas entre o cerrado ralo e as plantações para formigas (55,5%) do que para plantas (33,3%). Os resultados indicam que a comunidade de formigas tem uma recuperação mais rápida quando comparada com a comunidade de plantas, já que a magnitude das diferenças entre as áreas de cerrado ralo e as áreas em processo de restauração foram muito maiores para a comunidade de plantas do que para a de formigas. Porém, para ambos os grupos as plantações são mais pobres comparadas as áreas em restauração e cerrado ralo.

Palavras-chave: distúrbio, conservação, *Pinus*, manejo, savana.

1. Introdução

As savanas e os campos naturais ocupam quase um quarto da superfície terrestre (Wilsey, 2018; Panel, 2021). No Brasil, temos o Cerrado como o maior representante desse tipo de vegetação, o segundo maior bioma do país chegando a quase 22% do território nacional. Porém, este bioma já perdeu entre 40 e 55% de sua cobertura original devido as mudanças no uso do solo (Klink & Machado, 2005; Bianchi & Haig, 2013; Grecchi et al., 2014), especialmente àquelas relacionadas as atividades agropecuárias (Sano et al., 2019).

Além disso, extensas áreas têm sido utilizadas para o plantio comercial de árvores, envolvendo especialmente espécies exóticas dos gêneros *Pinus* e *Eucalyptus* devido as características vantajosas dessas espécies para a indústria. Entretanto, essas plantações são um problema tanto pela conversão de grandes áreas de vegetação nativa quanto pela grande capacidade de invasão que algumas das espécies utilizadas têm (Abreu & Durigan, 2011; Cazetta & Zenni, 2020). De modo similar ao que ocorre em áreas savânicas protegidas da ação do fogo por longos períodos, onde há um adensamento da vegetação arbórea, a substituição das savanas pelo monocultivo de espécies arbóreas exóticas leva a perda da biodiversidade (Corley et al., 2006; Abreu & Durigan, 2011; Brewer et al., 2018; Zanzarini et al., 2019) notadamente de espécies herbáceas e arbustivas endêmicas e intolerantes ao sombreamento (Cochrane et al., 2009; Simon & Pennington, 2012; Durigan & Ratter, 2016; Fidelis & Zironi, 2021).

Uma das formas de mitigar esses impactos é através da restauração de áreas previamente usadas para a silvicultura. A Organização das Nações Unidas destacou a importância dessa prática declarando 2021 a 2030 como a década da restauração, incentivando as pesquisas e ações nesse sentido (UNEP, 2021). As restaurações podem

reverter as degradações através do aumento da biodiversidade e o retorno dos serviços ecossistêmicos (Benayas et al., 2009; Barral et al., 2015; Alexander et al., 2016). Porém, muitas dessas práticas de restaurações possuem um viés relacionado a ambientes florestais em detrimento dos não florestais (Guerra et al., 2020). Assim, ao olharmos para o Cerrado, as ações de restauração devem ter o cuidado para não favorecer florestas em detrimento das áreas de vegetação aberta (campos e savanas) (Dudley et al., 2020). A restauração de áreas não florestais (como é o caso da vegetação de cerrado) após o abandono das áreas de monocultura de *Pinus* e *Eucalyptus*, pode ser problemática, dado a quase inexistência de propágulos para a regeneração das espécies nativas (Ferraro et al., 2021) notadamente das espécies intolerantes à sombra (Abreu & Durigan, 2011; Brewer et al., 2018; Haddad et al., 2021).

A restauração passiva, apontada como o método economicamente mais viável (Birch et al., 2010; Rohr et al., 2018), se apoia na ideia da restauração natural e espontânea da área após a remoção do agente de degradação (Rohr et al., 2018). Porém, o sucesso desse método de restauração é altamente dependente do histórico e/ou grau de degradação da área, e da paisagem ao redor (quantidade de remanescentes de vegetação natural) (Jakovac et al., 2015; Crouzeilles et al., 2016; Jones et al., 2018; Huang et al., 2019). Já no caso da restauração ativa, após a remoção do agente de degradação, são realizadas ações diretas de intervenção na área (Rohr et al., 2018). Algumas intervenções podem envolver, por exemplo, o revolvimento do solo, o transplante de solo, ou através da semeadura ou plantio de mudas de espécies típicas da região (Palma & Laurance, 2015; Pilon et al. 2019; Slodowicz et al., 2023). Isto, porém, requer a existência de áreas com um bom estado de conservação da vegetação nativa que possam vir a servir como doadoras de propágulos. Sendo assim o sucesso da restauração ativa está diretamente ligado ao sucesso das ações de intervenção.

O monitoramento biológico pode ser uma importante ferramenta para a compreensão dos processos ecológicos por detrás da recolonização das áreas degradadas (Wodika et al., 2014; M'Gonigle et al., 2015; Paxton et al., 2018), bem como para estabelecer e/ou melhorar as práticas relacionadas a restauração (Herrick et al., 2006). As plantas são, geralmente, o grupo de organismo alvo da restauração e os mais utilizados no monitoramento (Block et al., 2001; Herrick et al., 2006; Guerra et al., 2020). Apesar da subjetividade nos diferentes objetivos da restauração, a tendência nos estudos é de considerar as áreas como saudáveis novamente quando a riqueza, abundância, composição de espécies de plantas e/ou estrutura da vegetação são comparáveis aos dados históricos da própria área a ser restaurada ou de áreas nativas próximas (White & Walker, 1997; Balaguer et al., 2014; Sukanuma & Durigan, 2015; Gatica-Saavedra et al., 2017).

Para além da comunidade de plantas, outras espécies também podem ser consideradas ao se avaliar e/ou monitorar a efetividade da restauração (Burger, 2006; Guerra et al., 2020; Borges et al., 2021). Um bioindicador amplamente utilizado são as formigas (Andersen & Majer, 2004; Casimiro et al., 2019; Borges et al., 2021), que formam um grupo bastante diverso capaz de exercer uma ampla variedade de funções nos ecossistemas (Folgarait, 1998; Del Toro et al., 2012). Algumas dessas funções podem impactar direta e/ou indiretamente na restauração. Por exemplo, a dispersão e o consumo de sementes (Penn & Crist, 2018) podem afetar o estabelecimento das espécies de plantas. O sucesso reprodutivo e a pressão de herbivoria nas plantas podem ser afetados tanto por relações mutualísticas como pelas agonísticas entre esses dois grupos de organismos (Vasconcelos & Cherrett, 1997; Trager et al., 2010; Leal et al., 2023). Ainda, as formigas podem afetar o meio abiótico através da bioturbação e disponibilidade de nutrientes (Nkem et al., 2000; Del Toro, et al., 2015; Viles et al., 2021). Ademais das interações com as plantas, as formigas possuem uma variedade de nichos e habitats, com espécies

especialistas de ambientes abertos e fechados (Paolucci et al., 2017; Andersen, 2019), o que permite a comparação entre as comunidades das áreas restauradas e das áreas referentes para um melhor monitoramento da restauração.

Visto que o monitoramento das áreas de restauração é fundamental para se estabelecer quando ou até que ponto as metas do projeto de restauração foram atingidas, é ideal que este monitoramento envolva diversos grupos taxonômicos (Majer et al., 2007; Gerlach et al., 2013; Guerra et al., 2020) já que as evidências apresentadas por cada grupo podem eventualmente não ser congruentes (Ren et al., 2017; Huang et al., 2019). Assim, o objetivo deste estudo foi determinar o sucesso de duas técnicas de restauração (ativa e passiva) de áreas de vegetação de cerrado, anteriormente utilizadas no cultivo de *Pinus elliotii*, utilizando dois grupos de organismos como bioindicadores (plantas e formigas). O sucesso de ambos os grupos será considerado quando os índices taxonômicos (riqueza e composição) das restaurações forem próximos e/ou iguais aos de áreas de cerrado ralo dentro da Estação Ecológica onde o experimento está acontecendo.

2. Material & Métodos

2.1 Áreas de estudo

As coletas de formigas e plantas foram realizadas na Estação Ecológica de Santa Bárbara (EEcSB), em Águas de Santa Bárbara, SP, Brasil (22°44'S, 49°13' O). A EEcSB possui uma área de 2.712 ha, com altitudes variando entre 600 e 680 m (Melo & Durigan, 2011). A reserva possui vegetação característica do bioma Cerrado, incluindo fisionomias campestres, savânicas e até fisionomias florestais como o cerradão. O clima da região, de acordo com a classificação de Köppen, é do tipo Cwa (quente e úmido com inverno seco), com baixos índices pluviométricos no período de junho a setembro. A temperatura média dos meses mais frios é de 18°C e a dos meses mais quentes 23°C, com índices pluviométricos anuais variando entre 1000 e 1300 mm.

Na década de 1960, o Instituto Florestal reflorestou com espécies do gênero *Pinus* e criou pomares de sementes de eucalipto em algumas áreas da então Floresta Estadual de Águas de Santa Bárbara. Algumas destas áreas foram adicionadas na EECsB no ano de sua criação em 1984. O reflorestamento de eucalipto (84 ha) e de *Pinus* (284,4 ha), bem como de áreas invadidas por *Pinus* (136,4 ha) configuram 13% da área total da EECsB (Melo & Durigan, 2011). As espécies de *Pinus* são as principais invasoras na área, com ocorrência em todas as fisionomias. Uma vez que a Estação foi criada incluindo esses talhões comerciais de eucalipto e *Pinus*, estes têm sido explorados, com a retirada de resina e madeira de *Pinus* e lenha dos eucaliptos. No plano de manejo da EECsB, é recomendado que todas essas áreas devem ser eliminadas para a recuperação da vegetação nativa e o cronograma de retirada ocorreria entre 2011 e 2015. Porém em que realizamos as coletas, apesar da maior parte já removida, ainda existiam talhões em pé.

2.1.1 *Tratamentos*

Em 2015, cerca de 40 ha de talhões de *Pinus elliottii* foram submetidos a corte raso, queima para a eliminação de serrapilheiras, galhos e rebrotas de *Pinus*, seguido de um período de pousio por dois anos. Foi realizado o transplante de touceiras de capim (baseado em Pilon et al., 2019) em duas etapas, em 2017 e 2020. As touceiras foram extraídas de áreas naturais de cerrado ralo dentro da própria Estação. O plantio ocorreu em covas, sem preparação de solo, fertilização ou calagem, com espaçamento de 2 m entre cada touceira (2500 touceiras/ha). Essas áreas foram definidas como restauração ativa (**Fig. 1**). Nas áreas de restauração passiva (**Fig. 2**), cerca de 200 ha de antigos talhões de *Pinus* sofreram o corte raso em 2017 e posterior queima para eliminação de serrapilheiras, galhos e rebrotas de *Pinus* em 2018. Foram selecionadas duas áreas de restaurações ativas e quatro restaurações passivas. Para utilizar como áreas de referência

também foram selecionadas três áreas de cerrado ralo naturais, e também quatro plantações de *Pinus* originais, todas dentro da Estação e próximas as áreas de restauração. As plantações de *Pinus* (50 ha) foram submetidas a diversos debastes, com densidade aproximada de 180 árvores por hectare, a presença de espécies nativas arbóreas e plantas jovens de *Pinus* em regeneração natural esparsas no sub-bosque, e no solo uma camada espessa de acículas de *Pinus*. Assim, ao total foram amostradas 13 áreas, sendo duas restaurações ativas, quatro restaurações passivas, quatro plantações de *Pinus* e três de cerrado ralo.

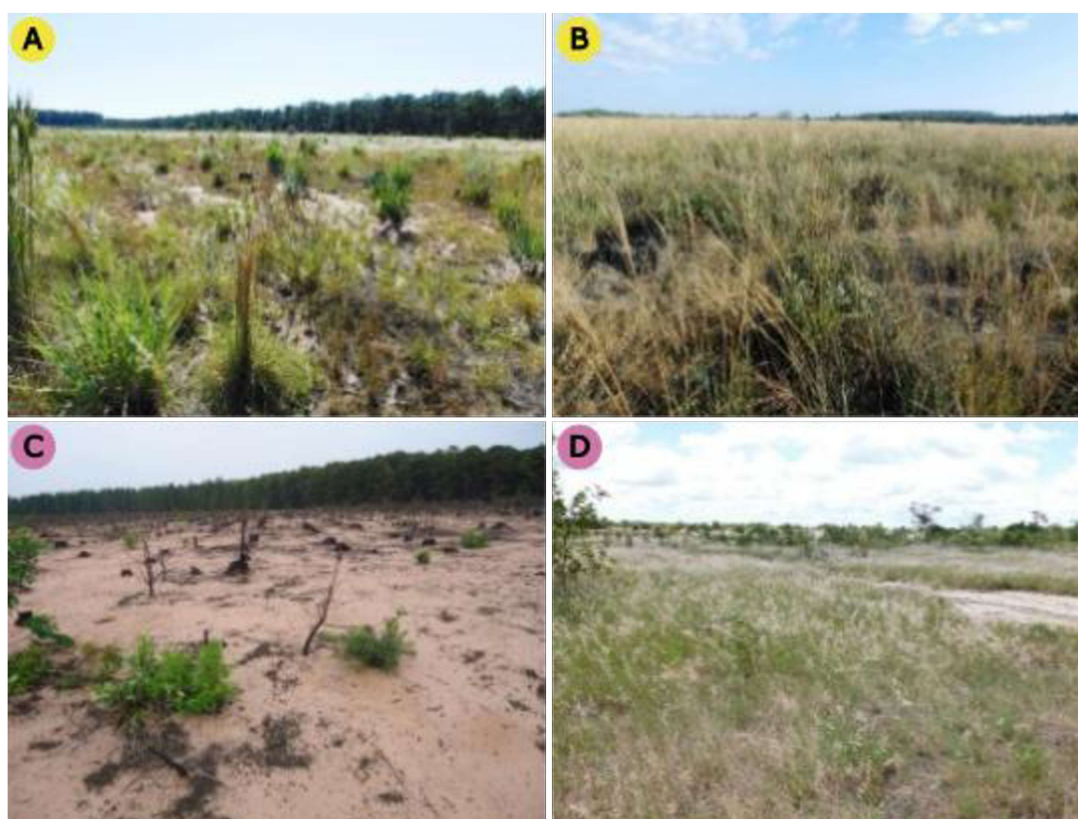


Figura 1. Restauração ativa, aos seis meses (A) e quatro anos (B) após o transplante de touceiras, e passiva aos seis meses (C) e quatro anos (D) após a queima (Fotos: Giselda Durigan).

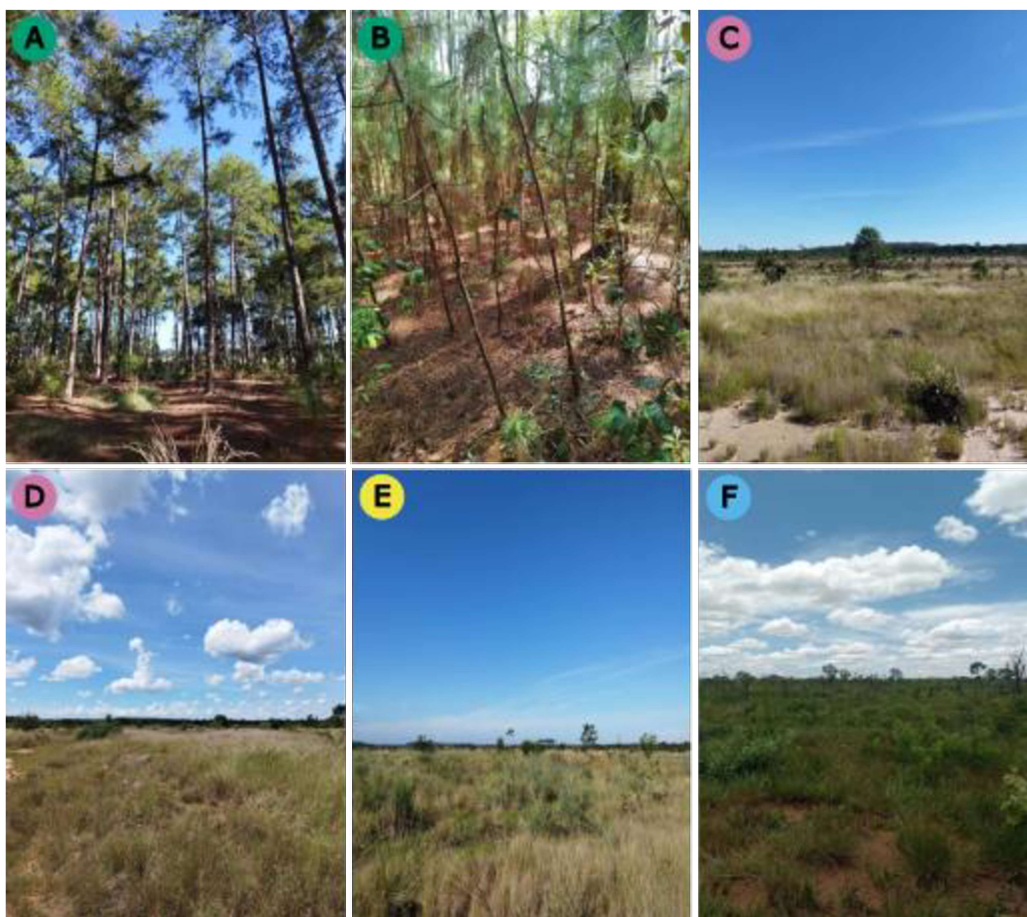


Figura 2. Plantações de *Pinus* (A e B), restauração passiva (C e D), restauração ativa (E) e cerrado ralo (F) em 2023. (Fotos: Ruthe Saraiva Leão)

2.2 Amostragem das formigas

As coletas de formigas nas áreas de cerrado ralo foram realizadas em dezembro de 2022 enquanto para as áreas de restauração e nas plantações de *Pinus* ocorreram no mês de fevereiro de 2023. Para cada parcela foi estabelecido um transecto em L com cinco pontos de 2,5 x 2,5 m, com o mínimo de 20 m de distância entre os pontos. Em cada ponto foram instaladas quatro armadilhas do tipo *pitfall*. Essa armadilha consistiu em copos plásticos de 250 ml, enterrados com a abertura rente à superfície do solo, parcialmente preenchidos com uma solução de água e detergente. As armadilhas permaneceram em campo por 48 horas e posteriormente foram recolhidas.

Todos os espécimes coletados foram mantidos em álcool e levados ao laboratório para posterior montagem e identificação. A identificação a nível de gênero foi realizada utilizando o Guia para os Gêneros de formigas do Brasil (Baccaro et al., 2015) e ao nível de espécies foram utilizadas as chaves específicas para os gêneros: *Acromyrmex* (Gonçalves, 1961); *Crematogaster* (Longino, 2003); *Ectatomma* (Kugler & Brown, 1982); *Gnamptogenys* e *Holcaponera* (Camacho et al., 2020); *Labidus* (Watkins, 1976); *Linepithema* (Wild, 2007); *Megalomyrmex* (Brandão, 1990); *Odontomachus* (Brown, 1976, 1978); *Neoponera* e *Pachycondyla* (Mackay & Mackay, 2010); *Pheidole* (Wilson, 2003); *Wasmannia* (Longino & Fernández, 2007). Quando não foi possível a identificação no nível de espécie, foi utilizado um código de morfoespécie. Exemplares dos indivíduos coletados foram depositados na coleção do Laboratório de Insetos Sociais da Universidade Federal de Uberlândia.

2.3 Amostragem das plantas

Esta foi feita pela Professora Dra. Giselda Durigan que gentilmente me cedeu seus dados para serem analisados como parte do presente capítulo da minha tese. A amostragem de plantas ocorreu exatamente nos mesmos locais onde foi feita a amostragem de formigas. Em cada unidade amostral, ocorreu a caracterização da riqueza e composição florística. Para isso, foram demarcadas 5 sub-parcelas circulares de 1 m² sistematicamente distribuídas ao longo do transecto de 50 m, nas posições 0 m; 12,5 m; 25 m; 37,5 m e 50 m a partir do início. Dentro de cada sub-parcela, foram identificadas todas as espécies vegetais, e a cobertura por espécie foi estimada visualmente (Wikum. & Shanholtzer, 1978).

2.4 Estrutura da vegetação

As medidas da estrutura da vegetação foram realizadas por mim, nas mesmas parcelas e na mesma época da coleta das formigas. Sendo uma medição a cada ponto, cinco pontos por transecto em cada uma das parcelas. A cobertura do dossel foi estimada a 1 m do solo utilizando um densiômetro esférico côncavo. Para a quantificação da cobertura do solo foi utilizada uma estimativa visual (em porcentagem) da cobertura para cada um dos quatro componentes (gramíneas, não gramíneas, serapilheira e solo exposto) em um grid de 1 x 1 m. A profundidade da serrapilheira foi medida a partir do solo utilizando uma régua (em centímetros). Todas as medidas foram realizadas pelo mesmo observador para manter o padrão.

2.5 Análises Estatísticas

Todas as análises foram feitas usando a plataforma R (R Core Team, 2024). Foram construídas curvas de rarefação para se avaliar as diferenças na riqueza acumulada (i.e., combinando as diferentes parcelas) entre o cerrado, as restaurações e a plantação de *Pinus* com a função `iNext` do pacote `iNext` (Chao et al., 2014; Hsieh et al., 2020). Para comparar a estrutura da vegetação entre todos os tratamentos, foram utilizadas anovas. Os modelos lineares foram feitos com a função `lm` do pacote `stats` e analisados com a função `Anova` do pacote `car` (Fox & Weisberg, 2019). O teste de comparação par a par a posteriori seguiu o método Tukey, com o uso do pacote `emmeans` (Lenth, 2022). Todas as variáveis da estrutura da vegetação, com exceção da altura da serrapilheira, foram transformadas em arco seno para as análises.

Para verificar diferenças na riqueza de formigas e de plantas entre os tratamentos, foram feitos modelos lineares generalizados (GLM), com família Poisson, utilizando a função `glm`, e a função `emmeans` para o teste a posteriori.

As matrizes de distância de Bray-Curtis feitas com a função “vegdist”, para ambas as composições dos dois grupos (formigas e plantas), foram analisadas com uma Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA) pela função “adonis2” (999 permutações) e a função “pairwise.adonis2” como teste a posteriori, todas funções do pacote “vegan” (Oksanen et al., 2022). Para ilustrar as possíveis diferenças entre os tratamentos, foram feitas Análises de Coordenadas Principais com a função “pcoa” do pacote ape (Parados & Scheliep, 2019). As matrizes também foram utilizadas para calcular a dissimilaridade par a par entre o cerrado ralo (área referência) e os outros tratamentos (plantação de *Pinus*, restauração ativa e passiva), posteriormente analisadas com anova.

Os diagramas de Veen para mostrar o compartilhamento da riqueza de espécies entre os tratamentos para os dois grupos foram feitos usando o aplicativo disponível no site <https://bioinformatics.psb.ugent.be/cgi-bin/liste/Venn/calculate_venn.html>.

3. Resultados

3.1 Estrutura da vegetação

Comparado ao cerrado ralo, as áreas de restauração apresentaram menor cobertura de dossel ($F_{3,9} = 769,59$, $P < 0,01$) e menor cobertura de plantas herbáceas (não gramíneas) ou lenhosas de pequeno porte ($F_{3,9} = 5,01$, $P = 0,02$) (**Fig.3**) e maior cobertura de gramíneas ($F_{3,9} = 52,76$, $P < 0,01$), particularmente na restauração passiva (**Fig.3**). Já a profundidade da serapilheira ($F_{3,9}=207,72$, $P < 0,01$), a cobertura de serapilheira ($F_{3,9}=174,63$, $P < 0,01$) e a quantidade de solo desnudo ($F_{3,9}=24,17$, $P < 0,01$) não diferiu significativamente entre as áreas de restauração e o cerrado ralo (**Tabela S3**). Já as plantações de *Pinus*, como esperado, apresentaram maior cobertura do dossel, maior profundidade e cobertura de serrapilheira e menor porcentagem de gramíneas e solo

desnudo do que as restaurações e o cerrado ralo (**Fig.3**). Não houve diferenças significativas entre a restauração passiva e a ativa para nenhuma das medidas de estrutura da vegetação avaliadas.

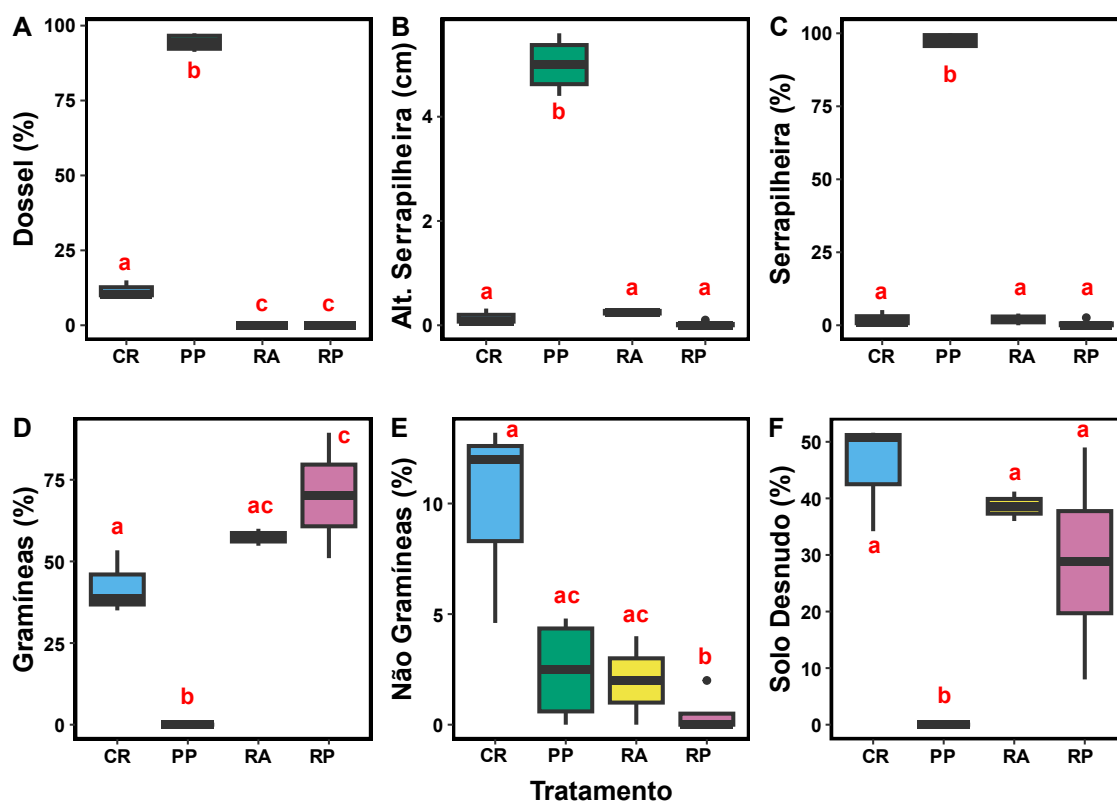


Figura 3. Diferenças na estrutura da vegetação entre as áreas de referência (CR: cerrado ralo, PP: plantação de *Pinus*) e as áreas de restauração (RA: restauração ativa e RP: restauração passiva).

3.2 Riqueza de espécies

Ao total foram registradas 109 espécies de formigas pertencentes a 41 gêneros e 94 espécies de plantas pertencentes a 72 gêneros. Das espécies de plantas, *Andropogon bicornis* (presente em duas áreas de restauração passiva) e *Urochloa decumbens* (presente em uma área de cerrado ralo e uma de restauração ativa), são espécies exóticas apontadas como de grande potencial invasor no plano de manejo da EEsSB.

As curvas de rarefação (**Fig. 4**) mostram que o número cumulativo de espécies de formigas e de plantas registrado no cerrado ralo foi significativamente maior do que nas restaurações ou nas plantações de *Pinus*. Porém, a magnitude desta diferença foi muito maior para plantas do que para formigas (**Fig. 4**). Não houve diferença na riqueza cumulativa entre a regeneração passiva e ativa, e isto foi observado tanto para plantas quanto para formigas. As plantações de *Pinus* foram as mais pobres em espécies para ambos os grupos (formigas e plantas) (**Fig.4**).

Padrão semelhante foi observado considerando-se a riqueza média de espécies por parcela amostral, com maior riqueza sendo registrada no cerrado ralo do que em todos os demais ambientes para as plantas ($\chi^2 = 171,44$, GL = 3, $P < 0,001$) mas para as formigas ($\chi^2 = 22,02$, GL = 3, $P < 0,001$) a riqueza da restauração ativa não foi diferente do cerrado ralo (**Fig.5**). Além disso, para ambos os grupos, a riqueza foi maior na restauração ativa do que no *Pinus* (**tabela S4**).

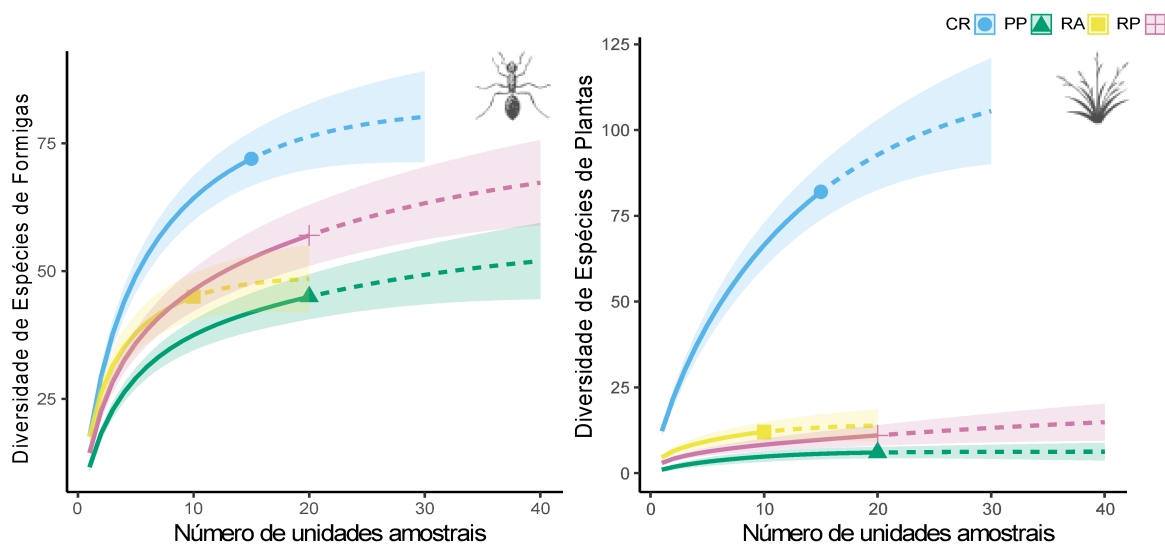


Figura 4. Curva de rarefação para os dois grupos (formigas e plantas) por área (CR: cerrado ralo, PP: plantação de *Pinus*, RA: restauração ativa e RP: restauração passiva).

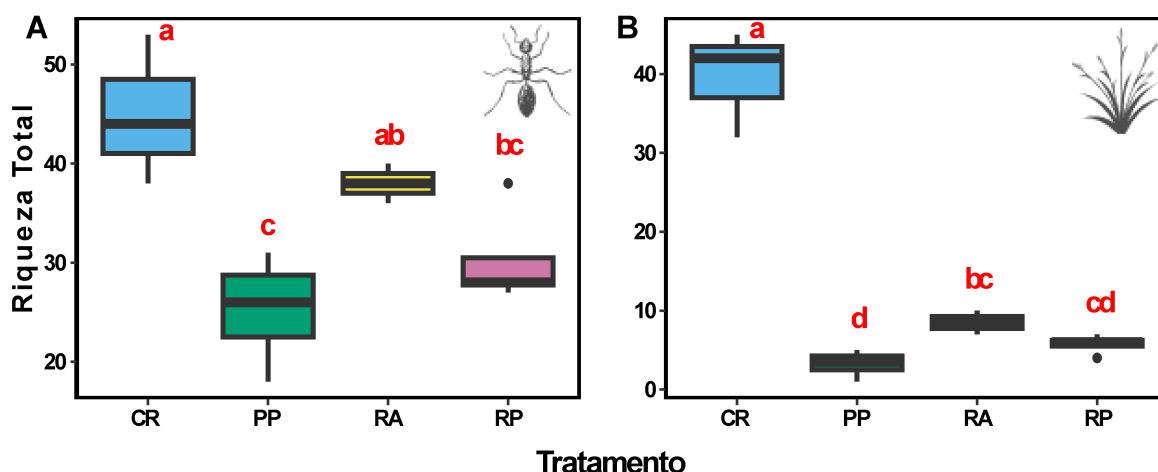


Figura 5. Riqueza média de espécies de formigas (A) e plantas (B) por tratamento (CR: cerrado ralo, PP: plantação de *Pinus*, RA: restauração ativa e RP: restauração passiva).

3.3 Composição de espécies

Para a composição de espécies, ambas as ordenações (de formigas: $F_{3,12} = 5,46$, $SS = 1,78$, $R^2 = 0,64$, $p = 0,001$, e de plantas: $F_{3,12} = 4,55$, $SS = 2,94$, $R^2 = 0,60$, $p = 0,001$) apresentaram padrões parecidos, exceto com relação as áreas de restauração onde se observa que para plantas há o indicativo de uma separação entre as parcelas de RA e RP ($F_{1,5} = 7,23$, $SS = 0,60$, $R^2 = 0,64$, $p = 0,06$) enquanto para formigas isto não acontece ($F_{1,5} = 1,07$, $SS = 0,10$, $R^2 = 0,21$, $p = 0,33$) (**Fig. 5**). Quando se compara a similaridade par a par entre as parcelas dos diferentes tratamentos com as parcelas referência de cerrado ralo (**Fig. 6**), nota-se que, para plantas, em média a similaridade entre as parcelas de RA e as de cerrado ralo foi significativamente maior do que entre as parcelas de RP e as de cerrado ralo ($F_{2,27} = 16,93$, $p < 0,001$). Porém o grau de similaridade (na composição de espécies) entre as restaurações (tanto ativa quanto passiva) e o cerrado ralo foi bem maior para a comunidade de formigas ($F_{2,27} = 7,63$, $p = 0,002$) do que para a comunidade vegetal. De fato, analisando os diagramas de Venn (**Fig. 7**) vê-se que apenas 12 das 82 espécies de plantas (14,6%) presentes nas parcelas de cerrado ralo foram também

encontradas nas parcelas de restauração (ativa ou passiva). Em contrapartida 38 das 72 espécies de formigas (52,8%) presentes no cerrado ralo foram também registradas nas parcelas de restauração. Analisando-se os diagramas de Venn nota-se também uma maior proporção de espécies compartilhadas entre o cerrado ralo e as plantações de *Pinus* para formigas (55,5% das espécies de formigas coletadas no *Pinus* ocorreram também no cerrado ralo) do que para plantas (33,3% das espécies de plantas do *Pinus* foram também registradas no cerrado ralo).

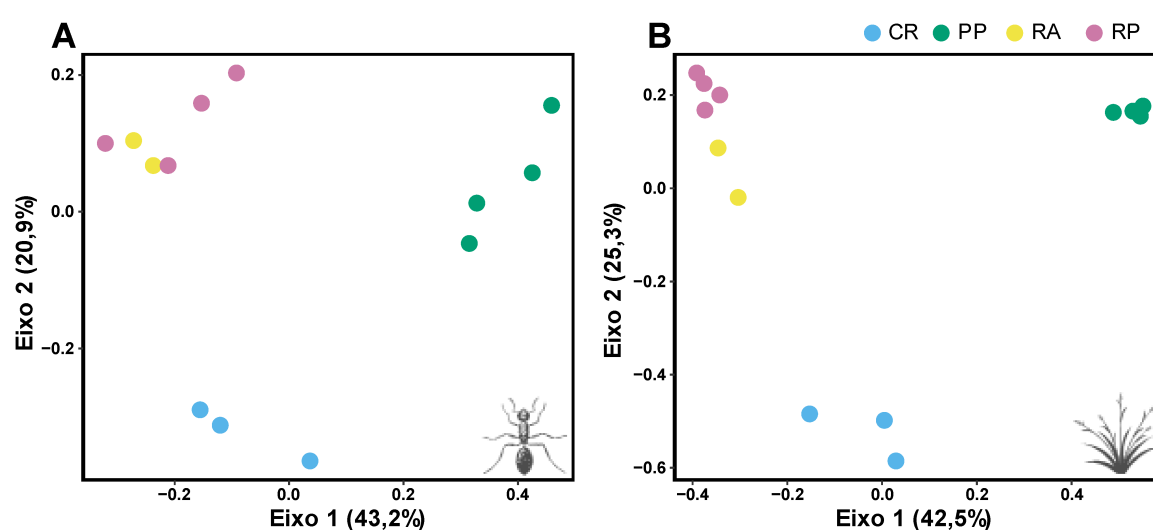


Figura 5. PCoA da composição de formigas (A) e plantas (B) por área (CR: cerrado ralo, PP: plantação de *Pinus*, RA: restauração ativa e RP: restauração passiva).

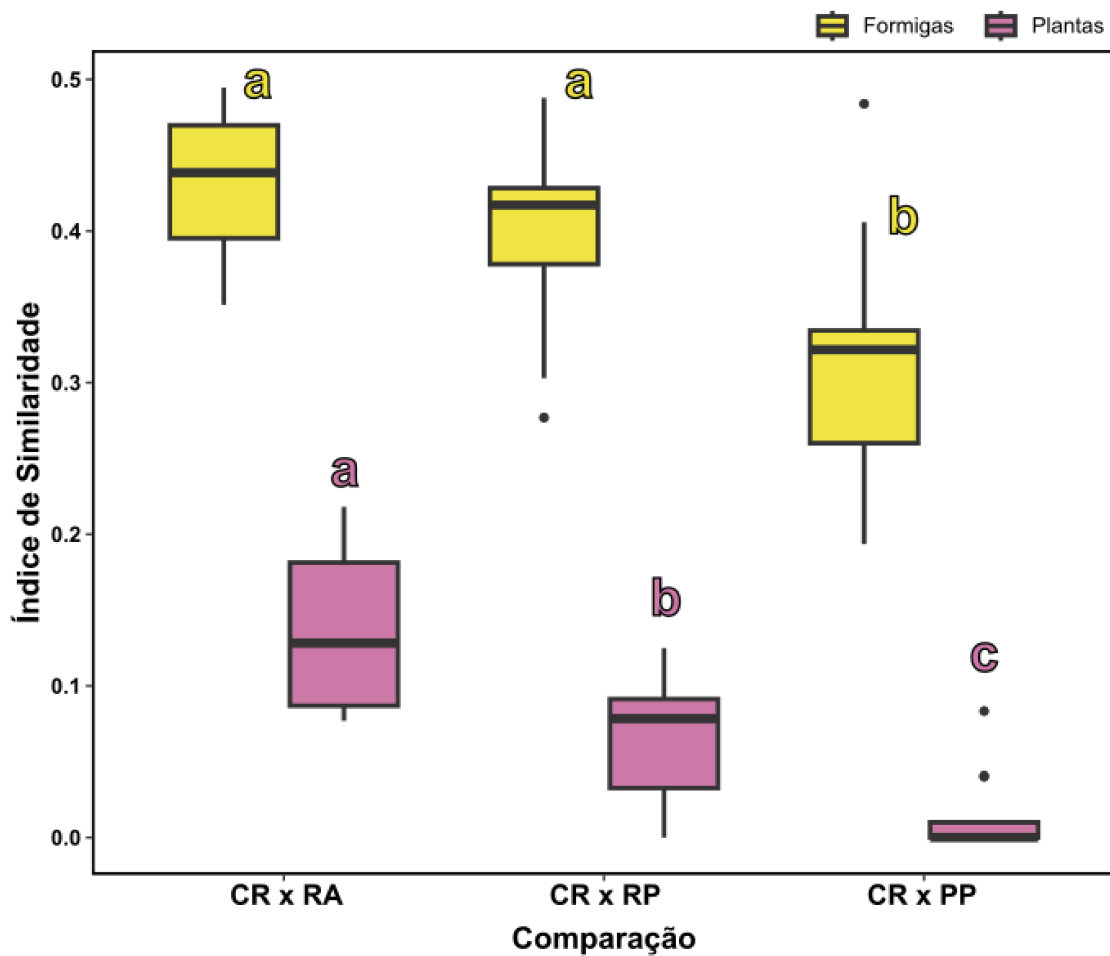


Figura 6. Comparações dos índices de similaridade das áreas (**RA**: restauração ativa, **RP**: restauração passiva, e **PP**: plantação de *Pinus*) em relação a área de referência (**CR**: cerrado ralo) para ambos os grupos de organismos (formigas em amarelo e plantas em lilás).

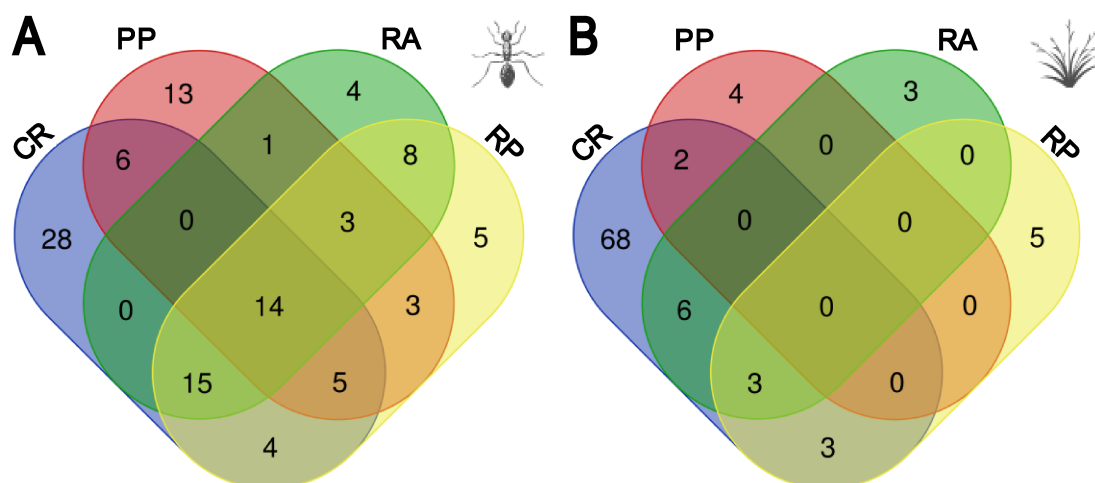


Figura 7. Diagramas de Venn mostrando o número de espécies de formigas (**A**) ou plantas (**B**) exclusivas de cada habitat assim como o número de espécies compartilhadas entre esses mesmos habitats (CR: cerrado ralo, PP: plantação de *Pinus*, RA: restauração ativa e RP: restauração passiva).

4. Discussão

O objetivo deste estudo foi comparar as respostas de formigas e plantas à duas técnicas de restauração da vegetação de cerrado (ativa e passiva) em áreas previamente utilizadas para o cultivo de *Pinus*. Os resultados indicam que a comunidade de formigas tem uma recuperação maior quando comparada com a comunidade de plantas, visto que a magnitude das diferenças, tanto em riqueza quanto em composição de espécies, entre as áreas de cerrado ralo (usadas como referência) e as áreas em processo de restauração foram muito maiores para a comunidade de plantas do que para a de formigas. De forma similar, uma meta-análise mostrou que a recuperação de microrganismos e invertebrados de solo em áreas de restauração é mais rápida do que para as plantas (Huang et al., 2019), visto que invertebrados tem alta capacidade de colonizar novos habitats devido ao menor tempo geracional, a presença em alta densidade nos ecossistemas (Bar-on et al., 2018; Schultheiss et al., 2022; Rosenberg et al., 2023), além da alta diversidade ecológica e morfológica (Eisenhauer & Hines, 2021). A rápida recuperação da comunidade de

formigas pode eventualmente ajudar no reestabelecimento da comunidade de plantas nas áreas em processo de restauração como observado, por exemplo, em áreas campestres mediterrâneas (De Almeida et al., 2020). Nestas áreas onde há a presença de ninhos da formiga granívora *Messor barbarus* há maior disponibilidade de nutrientes no solo, riqueza e abundância de sementes, além de maior biomassa e riqueza de espécies de plantas comparado aos locais sem *M. barbarus* (De Almeida et al., 2020). Da mesma forma espécies de formigas dispersoras de sementes podem afetar o potencial de restauração para as espécies de plantas mirmecócoricas (Kirkman et al., 2004). Várias das espécies que encontrei nas áreas de restauração ativa e passiva, como *Pogonomyrmex naegelii* e *Pheidole* spp. que são dispersoras secundárias de sementes (Belchior et al., 2012; Magalhães et al., 2018; Anjos et al., 2020), bem como as espécies predadoras de herbívoros, possuem o potencial de favorecer a restauração da flora destas áreas. Além da relação positiva entre a riqueza de espécies de formigas e a abundância/riqueza de outros grupos taxonômicos (Andersen & Majer, 2004; Majer et al., 2007).

De forma geral a diversidade de espécies de plantas nas áreas de restauração foi bem baixa o que provavelmente está associado ao histórico de uso destas áreas. Já que apesar da paisagem não ser um forte preditor da recuperação em áreas de pasto no Cerrado (Cava et al., 2019; Silva et al., 2023), a utilização prolongada (desde 1962) para o cultivo de *Pinus* possivelmente eliminou boa parte do banco de sementes e a capacidade de rebrota (através das estruturas mantidas abaixo do solo – o *bud bank*) das plantas nativas de cerrado já que a maioria destas é intolerante ao sombreamento (Durigan & Ratter, 2006). Assim, a colonização destas áreas pode ser em grande parte dependente da dispersão das espécies provindas da paisagem circundante (Kouki et al., 2012). No caso das formigas, observamos que em contraste com as plantas, não há uma eliminação completa da comunidade nativa nas áreas destinadas ao cultivo de *Pinus*, e isto

provavelmente faz com que a restauração da comunidade possa ser mais rápida uma vez que as árvores são removidas e queimadas. De fato, vimos que espécies nativas de formigas são capazes de manter populações nas plantações de *Pinus*. Além disso, sabe-se que várias espécies de formigas do Cerrado têm ninhos profundos, o que sugere que ao menos parte dos ninhos existentes nas plantações de *Pinus* tenha sido capaz de sobreviver ao processo de corte e queima (Coutinho, 1978; Forti et al., 2007; Leal et al., 2011; Forti et al., 2017). A presença de espécies nativas de formigas nas plantações pode também ter colaborado com a recolonização via dispersão uma vez que a paisagem de entorno das áreas de restauração (passiva e ativa) estudadas é predominantemente composta por plantios de *Pinus*.

Não foram detectadas diferenças significativas na composição de espécies de formigas entre a restauração ativa e passiva, ainda que a composição de plantas tenha sido diferente entre os dois tipos de restauração. Por outro lado, isto corrobora a ideia de que a comunidade de formigas responde mais a estrutura da vegetação do que a outros fatores (Andersen, 2019), já que embora a composição de espécies de plantas tenha sido diferente entre os dois tipos de restauração a estrutura da vegetação (cobertura de gramíneas, de serapilheira etc.) mostrou-se similar. A disponibilidade de microhabitats e microclimas que a vegetação fornece afeta a comunidade de formigas (Philpott et al., 2010), já que os efeitos da diversidade de plantas nos outros organismos geralmente estão ligados a estrutura física fornecida pelas plantas (Schuldt et al., 2019). Por exemplo, mesmo em áreas de silviculturas de diferentes densidades podem haver diferenças na comunidade de formigas, já que áreas com maior espaçamento entre as árvores tem composição mais próximas à vegetação do tipo “estepe” de referência do que áreas de silvicultura mais densas, mostrando como a cobertura do dossel tem impacto sobre a comunidade de formigas (Corley et al., 2006).

5. Conclusões

De forma geral, meu estudo mostra que há similaridades e diferenças na resposta das comunidades de formigas e plantas às diferentes técnicas de restauração. Ambas as comunidades são mais pobres em espécies nas plantações de *Pinus* do que nas áreas em restauração, sendo que nestas últimas a diversidade é menor que nas áreas de referência. Entretanto, a magnitude na diferença em riqueza entre as restaurações e as áreas de cerrado ralo foi muito maior para plantas que para formigas. De forma similar as análises de ordenação mostram que para ambos os grupos há maior diferença na composição de espécies entre as plantações de *Pinus* e o cerrado ralo do que entre estes últimos e as áreas de restauração. Porém enquanto para formigas o tipo de restauração (se passiva ou ativa) não foi importante o mesmo não ocorreu quando olhamos para a comunidade de plantas.

É desejável o contínuo monitoramento das diferentes estratégias de restauração para se determinar até que ponto os padrões até aqui observados se mantêm. Isto é especialmente relevante visto que apesar da rápida colonização inicial pelas formigas, tanto a riqueza quanto a composição de espécies podem se “estabilizar”, e assim se manter diferentes das áreas de referência (Andersen, 1993). Além disso, já que os traços funcionais são indicativo das funções ecossistêmicas exercidas pelos organismos (Cadotte, 2017; Lavorel & Garnier, 2002) e são uma medida indireta de retorno dos serviços ecossistêmicos (Carlucci et al., 2020), recomenda-se uma análise da estrutura funcional das comunidades de formigas e de plantas em processo de restauração para saber o quão próximos funcionalmente essas comunidades estão das áreas de referência.

6. Referências Bibliográficas

- Abreu, R. C., & Durigan, G. (2011). Changes in the plant community of a Brazilian grassland savannah after 22 years of invasion by *Pinus elliottii* Engelm. *Plant Ecology & Diversity*, 4(2-3), 269-278. <https://doi.org/10.1080/17550874.2011.594101>
- Alexander, S., Aronson, J., Whaley, O., & Lamb, D. (2016). The relationship between ecological restoration and the ecosystem services concept. *Ecology and society*, 21(1). <https://doi.org/10.5751/ES-08288-210134>
- Andersen, A. N. (1993). Ants as indicators of restoration success at a uranium mine in tropical Australia. *Restoration Ecology*, 1(3), 156-167. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.1993.tb00022.x>
- Andersen, A. N. (2019). Responses of ant communities to disturbance: Five principles for understanding the disturbance dynamics of a globally dominant faunal group. *Journal of Animal Ecology*, 88(3), 350-362. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12907>
- Andersen, A. N., & Majer, J. D. (2004). Ants show the way down under: invertebrates as bioindicators in land management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(6), 291-298. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2004\)002\[0292:ASTWDU\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002[0292:ASTWDU]2.0.CO;2)
- Anjos, D. V., Andersen, A. N., Carvalho, R. L., Sousa, R. M., & Del-Claro, K. (2020). Switching roles from antagonist to mutualist: a harvester ant as a key seed disperser of a myrmecochorous plant. *Ecological Entomology*, 45(5), 1063-1070. <https://doi.org/10.1111/een.12885>
- Baccaro, F. B., Feitosa, R. M., Fernández, F., Fernandes, I. O., Izzo, T. J., Souza, J. D., & Solar, R. (2015). Guia para os gêneros de formigas do Brasil. Manaus: Editora INPA, 388.
- Balaguer, L., Escudero, A., Martín-Duque, J. F., Mola, I., & Aronson, J. (2014). The historical reference in restoration ecology: re-defining a cornerstone concept. *Biological Conservation*, 176, 12-20. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.05.007>
- Bar-On, Y. M., Phillips, R., & Milo, R. (2018). The biomass distribution on Earth. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(25), 6506-6511. <https://doi.org/10.1073/pnas.1711842115>

- Barral, M. P., Benayas, J. M. R., Meli, P., & Maceira, N. O. (2015). Quantifying the impacts of ecological restoration on biodiversity and ecosystem services in agroecosystems: A global meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 202, 223-231. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.01.009>
- Belchior, C., Del-Claro, K., & Oliveira, P. S. (2012). Seasonal patterns in the foraging ecology of the harvester ant *Pogonomyrmex naegelii* (Formicidae, Myrmicinae) in a Neotropical savanna: daily rhythms, shifts in granivory and carnivory, and home range. *Arthropod-Plant Interactions*, 6, 571-582. <https://doi.org/10.1007/s11829-012-9208-1>
- Benayas, J. M. R., Newton, A. C., Diaz, A., & Bullock, J. M. (2009). Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *science*, 325(5944), 1121-1124. <https://doi.org/10.1126/science.1172460>
- Bianchi, C. A., & Haig, S. M. (2013). Deforestation trends of tropical dry forests in central Brazil. *Biotropica*, 45(3), 395-400. <https://doi.org/10.1111/btp.12010>
- Birch, J. C., Newton, A. C., Aquino, C. A., Cantarello, E., Echeverría, C., Kitzberger, T., ... & Garavito, N. T. (2010). Cost-effectiveness of dryland forest restoration evaluated by spatial analysis of ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(50), 21925-21930. <https://doi.org/10.1073/pnas.1003369107>
- Block, W. M., Franklin, A. B., Ward Jr, J. P., Ganey, J. L., & White, G. C. (2001). Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife. *Restoration ecology*, 9(3), 293-303. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2001.009003293.x>
- Borges, F. L. G., da Rosa Oliveira, M., de Almeida, T. C., Majer, J. D., & Garcia, L. C. (2021). Terrestrial invertebrates as bioindicators in restoration ecology: A global bibliometric survey. *Ecological Indicators*, 125, 107458. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107458>
- Brandão, C. R. F. (1990). Systematic revision of the Neotropical ant genus *Megalomyrmex* Forel (Hymenoptera: Formicidae: Myrmicinae), with the description of thirteen new species. *Arquivos de Zoologia*, 31(5), 1-91. <https://doi.org/10.11606/issn.2176-7793.v31i5p1-91>

- Brewer, J. S., Souza, F. M., Callaway, R. M., & Durigan, G. (2018). Impact of invasive slash pine (*Pinus elliottii*) on groundcover vegetation at home and abroad. *Biological Invasions*, 20, 2807-2820. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1734-z>
- Brown Jr, W. L. (1978). Contributions toward a reclassification of the Formicidae. Part VI. Ponerinae, tribe Ponerini, subtribe Odontomachiti. Section B. Genus *Anochetus* and bibliography. *Studia Entomologica*, 20(1-4), 549-652.
- Brown, W. L. (1976). A Supplement to the World Revision of *Odontomachus* (Hymenoptera: Formicidae). *Psyche: A Journal of Entomology*, 84(3-4), 281-285. <https://doi.org/10.1155/1977/58070>
- Burger, J. (2006). Bioindicators: types, development, and use in ecological assessment and research. *Environmental Bioindicators*, 1(1), 22-39. <https://doi.org/10.1080/15555270590966483>
- Cadotte, M. W. (2017). Functional traits explain ecosystem function through opposing mechanisms. *Ecology Letters*, 20(8), 989-996. <https://doi.org/10.1111/ele.12796>
- Camacho, G. P., Franco, W., & Feitosa, R. M. (2020). Additions to the taxonomy of *Gnamptogenys* Roger (Hymenoptera: Formicidae: Ectatomminae) with an updated key to the New World species. *Zootaxa*, 4747(3), 450-476. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4747.3.2>
- Carlucci, M. B., Brancalion, P. H., Rodrigues, R. R., Loyola, R., & Cianciaruso, M. V. (2020). Functional traits and ecosystem services in ecological restoration. *Restoration Ecology*, 28(6), 1372-1383. <https://doi.org/10.1111/rec.13279>
- Casimiro, M. S., Sansevero, J. B., & Queiroz, J. M. (2019). What can ants tell us about ecological restoration? A global meta-analysis. *Ecological Indicators*, 102, 593-598. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.03.018>
- Cava, M. G., Pilon, N. A., Priante, C. F., Ribeiro, M. C., & Durigan, G. (2020). The recovery rates of secondary savannas in abandoned pastures are poorly explained by environmental and landscape factors. *Applied vegetation science*, 23(1), 14-25. <https://doi.org/10.1111/avsc.12457>

Cava, M. G., Pilon, N. A., Priante, C. F., Ribeiro, M. C., & Durigan, G. (2020). The recovery rates of secondary savannas in abandoned pastures are poorly explained by environmental and landscape factors. *Applied vegetation science*, 23(1), 14-25. <https://doi.org/10.1111/avsc.12457>

Cazetta, A. L., & Zenni, R. D. (2020). Pine invasion decreases density and changes native tree communities in woodland Cerrado. *Plant Ecology & Diversity*, 13(1), 85-91. <https://doi.org/10.1080/17550874.2019.1675097>

Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K., & Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological monographs*, 84(1), 45-67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>

Cochrane, M. A., Miranda, H. S., Sato, M. N., Neto, W. N., & Aires, F. S. (2009). Fires in the cerrado, the Brazilian savanna. *Tropical fire ecology: climate change, land use, and ecosystem dynamics*, 427-450. https://doi.org/10.1007/978-3-540-77381-8_15

Corley, J., Sackmann, P., Rusch, V., Bettinelli, J., & Paritsis, J. (2006). Effects of pine silviculture on the ant assemblages (Hymenoptera: Formicidae) of the Patagonian steppe. *Forest ecology and management*, 222(1-3), 162-166. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.09.025>

Coutinho, L. M. (1978). Aspectos ecológicos do fogo no cerrado: I. A temperatura do solo durante as queimadas. *Revista Brasileira de Botânica*, 1, 93-96.

Crouzeilles, R., Curran, M., Ferreira, M. S., Lindenmayer, D. B., Grelle, C. E., & Rey Benayas, J. M. (2016). A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. *Nature communications*, 7(1), 11666. <https://doi.org/10.1038/ncomms11666>

Dahms, H., Lenoir, L., Lindborg, R., Wolters, V., & Dauber, J. (2010). Restoration of seminatural grasslands: what is the impact on ants?. *Restoration Ecology*, 18(3), 330-337. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00458.x>

De Almeida, T., Blight, O., Mesléard, F., Bulot, A., Provost, E., & Dutoit, T. (2020). Harvester ants as ecological engineers for Mediterranean grassland restoration: Impacts

on soil and vegetation. *Biological Conservation*, 245, 108547. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108547>

Del Toro, I., Ribbons, R. R., & Ellison, A. M. (2015). Ant-mediated ecosystem functions on a warmer planet: effects on soil movement, decomposition and nutrient cycling. *Journal of Animal Ecology*, 84(5), 1233-1241. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12367>

Del Toro, I., Ribbons, R. R., & Pelini, S. L. (2012). The little things that run the world revisited: a review of ant-mediated ecosystem services and disservices (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News*, 17(0), 133-46.

Dudley, N., Eufemia, L., Fleckenstein, M., Periago, M. E., Petersen, I., & Timmers, J. F. (2020). Grasslands and savannahs in the UN Decade on Ecosystem Restoration. *Restoration Ecology*, 28(6), 1313-1317. <https://doi.org/10.1111/rec.13272>

Durigan, G., & Ratter, J. A. (2006). Successional changes in cerrado and cerrado/forest ecotonal vegetation in western São Paulo State, Brazil, 1962-2000. *Edinburgh Journal of Botany*, 63(1), 119-130. <https://doi.org/10.1017/S0960428606000357>

Durigan, G., & Ratter, J. A. (2016). The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. *Journal of Applied Ecology*, 53(1), 11-15. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12559>

Eisenhauer, N., & Hines, J. (2021). Invertebrate biodiversity and conservation. *Current Biology*, 31(19), R1214-R1218. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2021.06.058>

Ferraro, A., Fidelis, A., Silva, G. S. D., Martins, A. R., Piedade, S. M. D. S., & Appezzato-da-Glória, B. (2021). Long-term Pinus plantations reduce the bud bank in Cerrado areas. *Applied Vegetation Science*, 24(1), e12537. <https://doi.org/10.1111/avsc.12537>

Fidelis, A., & Zironi, H. L. (2021). And after fire, the Cerrado flowers: a review of post-fire flowering in a tropical savanna. *Flora*, 280, 151849. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2021.151849>

Folgarait, P. J. (1998). Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. *Biodiversity & Conservation*, 7, 1221-1244. <https://doi.org/10.1023/A:1008891901953>

- Forti, L. C., Camargo, R. S., Fujihara, R. T., & Lopes, J. F. (2007). The nest architecture of the ant, *Pheidole oxyops* Forel, 1908 (Hymenoptera: Formicidae). *Insect Science*, 14(5), 437-442. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7917.2007.00171.x>
- Forti, L. C., Protti de Andrade, A. P., Camargo, R. D. S., Caldato, N., & Moreira, A. A. (2017). Discovering the giant nest architecture of grass-cutting ants, *Atta capiguara* (Hymenoptera, Formicidae). *Insects*, 8(2), 39. <https://doi.org/10.3390/insects8020039>
- Fox, J. & Weisberg, S. (2019). An {R} Companion to Applied Regression, Third Edition. Thousand Oaks CA: Sage. <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>
- Gatica-Saavedra, P., Echeverría, C., & Nelson, C. R. (2017). Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review. *Restoration Ecology*, 25(6), 850-857. <https://doi.org/10.1111/rec.12586>
- Gerlach, J., Samways, M., & Pryke, J. (2013). Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups. *Journal of insect conservation*, 17, 831-850. <https://doi.org/10.1007/s10841-013-9565-9>
- Gonçalves, C. R. (1961). O gênero *Acromyrmex* no Brasil (Hym. Formicidae). *Studia entomológica*, 4(1-4), 113-180.
- Grecchi, R. C., Gwyn, Q. H. J., Béné, G. B., Formaggio, A. R., & Fahl, F. C. (2014). Land use and land cover changes in the Brazilian Cerrado: A multidisciplinary approach to assess the impacts of agricultural expansion. *Applied Geography*, 55, 300-312. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.09.014>
- Guerra, A., Reis, L. K., Borges, F. L. G., Ojeda, P. T. A., Pineda, D. A. M., Miranda, C. O., ... & Garcia, L. C. (2020). Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. *Forest ecology and Management*, 458, 117802. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117802>
- Haddad, T. M., Pilon, N. A. L., Durigan, G., & Viani, R. A. G. (2021). Restoration of the Brazilian savanna after pine silviculture: Pine clearcutting is effective but not enough. *Forest Ecology and Management*, 491, 119158. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119158>

- Herrick, J. E., Schuman, G. E., & Rango, A. (2006). Monitoring ecological processes for restoration projects. *Journal for Nature Conservation*, 14(3-4), 161-171. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2006.05.001>
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. (2020). iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity. R package version 2.0. 20.
- Huang, C., Zhou, Z., Peng, C., Teng, M., & Wang, P. (2019). How is biodiversity changing in response to ecological restoration in terrestrial ecosystems? A meta-analysis in China. *Science of the Total Environment*, 650, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.320>
- Jakovac, C. C., Peña-Claros, M., Kuyper, T. W., & Bongers, F. (2015). Loss of secondary-forest resilience by land-use intensification in the Amazon. *Journal of Ecology*, 103(1), 67-77. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12298>
- Jones, H. P., Jones, P. C., Barbier, E. B., Blackburn, R. C., Rey Benayas, J. M., Holl, K. D., ... & Mateos, D. M. (2018). Restoration and repair of Earth's damaged ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1873), 20172577. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2577>
- Kirkman, L. K., Coffey, K. L., Mitchell, R. J., & Moser, E. B. (2004). Ground cover recovery patterns and life-history traits: Implications for restoration obstacles and opportunities in a species-rich savanna. *Journal of Ecology*, 92(3), 409-421. <https://doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00883.x>
- Klink, C. A., & Machado, R. B. (2005). Conservation of the Brazilian cerrado. *Conservation biology*, 19(3), 707-713. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x>
- Kouki, J., Hyvärinen, E., Lappalainen, H., Martikainen, P., & Similä, M. (2012). Landscape context affects the success of habitat restoration: large-scale colonization patterns of saproxylic and fire-associated species in boreal forests. *Diversity and Distributions*, 18(4), 348-355. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00839.x>
- Kugler, C., & Brown Jr, W. L. (1982). Revisionary & other studies on the ant genus *Ectatomma*, including the descriptions of two new species. Search Agriculture-New York State Agricultural Experiment Station, Ithaca.

- Lavorel, S., & Garnier, E. (2002). Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional ecology*, 16(5), 545-556. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x>
- Leal, I. R., Silva, P. S., & Oliveira, P. S. (2011). Natural history and ecological correlates of fungus-growing ants (Formicidae: Attini) in the neotropical cerrado savanna. *Annals of the Entomological Society of America*, 104(5), 901-908. <https://doi.org/10.1603/AN11067>
- Leal, L. C., Nogueira, A., & Peixoto, P. E. (2023). Which traits optimize plant benefits? Meta-analysis on the effect of partner traits on the outcome of an ant-plant protective mutualism. *Journal of Ecology*, 111(1), 263-275. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.14031>
- Lenth, R (2022). emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package version 1.8.0.
- Longino, J. T. (2003). The *Crematogaster* (Hymenoptera, Formicidae, Myrmicinae) of Costa Rica. *Zootaxa*, 151(1), 1-150. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.151.1.1>
- Longino, J. T., & Fernández, F. (2007). Taxonomic review of the genus *Wasmannia*. *Memoirs of the American Entomological Institute*, 80, 271-289.
- Mackay, W. P., & Mackay, E. (2010). The systematics and biology of the new world ants of the genus.
- Magalhães, V. B., Espirito Santo, N. B., Salles, L. F., Soares Jr, H., & Oliveira, P. S. (2018). Secondary seed dispersal by ants in Neotropical cerrado savanna: species-specific effects on seeds and seedlings of *Siparuna guianensis* (Siparunaceae). *Ecological Entomology*, 43(5), 665-674. <https://doi.org/10.1111/een.12640>
- Majer, J. D., Orabi, G., & Bisevac, L. (2007). Ants (Hymenoptera: Formicidae) pass the bioindicator scorecard. *Myrmecological News*, 10, 69-76.
- Melo, A. D., & Durigan, G. (2011). Estação Ecológica de Santa Bárbara Plano de Manejo. Secretaria do Meio Ambiente.

- M'Gonigle, L. K., Ponisio, L. C., Cutler, K., & Kremen, C. (2015). Habitat restoration promotes pollinator persistence and colonization in intensively managed agriculture. *Ecological Applications*, 25(6), 1557-1565. <https://doi.org/10.1890/14-1863.1>
- Ng, K., Nowrouzi, S., Staunton, K. M., Barton, P., & Driscoll, D. A. (2021). Ant community responses to farmland use and revegetation in a fragmented agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 311, 107316. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107316>
- Nkem, J. N., De Bruyn, L. L., Grant, C. D., & Hulugalle, N. R. (2000). The impact of ant bioturbation and foraging activities on surrounding soil properties. *Pedobiologia*, 44(5), 609-621. [https://doi.org/10.1078/S0031-4056\(04\)70075-X](https://doi.org/10.1078/S0031-4056(04)70075-X)
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre P., Minchin. P., O'Hara, R., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, ... Weedon, J. (2022). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6-4.
- Palma, A. C., & Laurance, S. G. (2015). A review of the use of direct seeding and seedling plantings in restoration: what do we know and where should we go?. *Applied Vegetation Science*, 18(4), 561-568. <https://doi.org/10.1111/avsc.12173>
- Panel, M. (2021). Savanna In *The Gale Encyclopedia of Science*. K. H. Nemeh & J. L. Longe, 6(7), 3896-3898.
- Paolucci, L. N., Schoereder, J. H., Brando, P. M., & Andersen, A. N. (2017). Fire-induced forest transition to derived savannas: cascading effects on ant communities. *Biological conservation*, 214, 295-302. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.08.020>
- Paradis, E., Schliep, K. (2019). "ape 5.0: an environment for modern phylogenetics and evolutionary analyses in R." *Bioinformatics*, 35, 526-528. doi:10.1093/bioinformatics/bty633. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/bty633>
- Paxton, E. H., Yelenik, S. G., Borneman, T. E., Rose, E. T., Camp, R. J., & Kendall, S. J. (2018). Rapid colonization of a Hawaiian restoration forest by a diverse avian community. *Restoration Ecology*, 26(1), 165-173. <https://doi.org/10.1111/rec.12540>

- Penn, H. J., & Crist, T. O. (2018). From dispersal to predation: A global synthesis of ant-seed interactions. *Ecology and evolution*, 8(18), 9122-9138. <https://doi.org/10.1002/ece3.4377>
- Philpott, S. M., Perfecto, I., Armbrrecht, I., & Parr, C. L. (2010). Ant diversity and function in disturbed and changing habitats. *Ant ecology*, 1, 137-156. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199544639.003.0008>
- Pilon, N. A., Assis, G. B., Souza, F. M., & Durigan, G. (2019). Native remnants can be sources of plants and topsoil to restore dry and wet cerrado grasslands. *Restoration Ecology*, 27(3), 569-580. <https://doi.org/10.1111/rec.12902>
- R Core Team (2024). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ren, Y., Lü, Y., Fu, B., & Zhang, K. (2017). Biodiversity and ecosystem functional enhancement by forest restoration: A meta-analysis in China. *Land Degradation & Development*, 28(7), 2062-2073. <https://doi.org/10.1002/ldr.2728>
- Rohr, J. R., Bernhardt, E. S., Cadotte, M. W., & Clements, W. H. (2018). The ecology and economics of restoration. *Ecology and Society*, 23(2). <https://doi.org/10.5751/ES-09876-230215>
- Rosenberg, Y., Bar-On, Y. M., Fromm, A., Ostikar, M., Shoshany, A., Giz, O., & Milo, R. (2023). The global biomass and number of terrestrial arthropods. *Science advances*, 9(5), eabq4049. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abq4049>
- Sano, E. E., Rodrigues, A. A., Martins, E. S., Bettiol, G. M., Bustamante, M. M., Bezerra, A. S., ... & Bolfe, E. L. (2019). Cerrado ecoregions: A spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. *Journal of Environmental Management*, 232, 818-828. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.108>
- Schuldt, A., Ebeling, A., Kunz, M., Staab, M., Guimarães-Steinicke, C., Bachmann, D., ... & Eisenhauer, N. (2019). Multiple plant diversity components drive consumer communities across ecosystems. *Nature communications*, 10(1), 1460. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-09448-8>

- Schultheiss, P., Nooten, S. S., Wang, R., Wong, M. K., Brassard, F., & Guénard, B. (2022). The abundance, biomass, and distribution of ants on Earth. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119(40), e2201550119. <https://doi.org/10.1073/pnas.2201550119>
- Simon, M. F., & Pennington, T. (2012). Evidence for adaptation to fire regimes in the tropical savannas of the Brazilian Cerrado. *International Journal of Plant Sciences*, 173(6), 711-723. <https://doi.org/10.1086/665973>
- Slodowicz, D., Durbecq, A., Ladouceur, E., Eschen, R., Humbert, J. Y., & Arlettaz, R. (2023). The relative effectiveness of different grassland restoration methods: A systematic literature search and meta-analysis. *Ecological Solutions and Evidence*, 4(2), e12221. <https://doi.org/10.1002/2688-8319.12221>
- Suganuma, M. S., & Durigan, G. (2015). Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. *Restoration Ecology*, 23(3), 238-251. <https://doi.org/10.1111/rec.12168>
- Trager, M. D., Bhotika, S., Hostetler, J. A., Andrade, G. V., Rodriguez-Cabal, M. A., McKeon, C. S., ... & Bolker, B. M. (2010). Benefits for plants in ant-plant protective mutualisms: a meta-analysis. *PLoS One*, 5(12), e14308. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0014308>
- UNEP (United Nations Environment Programme) (2021). *Becoming #GenerationRestoration: Ecosystem restoration for people, nature and climate*. Nairobi.
- Vasconcelos, H. L., & Cherrett, J. M. (1997). Leaf-cutting ants and early forest regeneration in central Amazonia: effects of herbivory on tree seedling establishment. *Journal of Tropical Ecology*, 13(3), 357-370. <https://doi.org/10.1017/S0266467400010567>
- Vasconcelos, H. L., Feitosa, R. M., Durigan, G., Leão, R. E. O. S., & Neves, K. C. F. (2023). The Ground-Dwelling ant Fauna from a Cerrado Reserve in Southeastern Brazil: Vegetation Heterogeneity as a promoter of ant diversity. *Neotropical Entomology*, 52(1), 36-45. <https://doi.org/10.1007/s13744-022-01010-4>

- Viles, H. A., Goudie, A. S., & Goudie, A. M. (2021). Ants as geomorphological agents: A global assessment. *Earth-Science Reviews*, 213, 103469. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103469>
- Watkins, J. F. (1976). The identification and distribution of New World army ants (Dorylinae: Formicidae).
- White, P. S., & Walker, J. L. (1997). Approximating nature's variation: selecting and using reference information in restoration ecology. *Restoration ecology*, 5(4), 338-349. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.1997.00547.x>
- Wikum, D. A., & Shanholtzer, G. F. (1978). Application of the Braun-Blanquet cover-abundance scale for vegetation analysis in land development studies. *Environmental management*, 2(4), 323-329. <https://doi.org/10.1007/BF01866672>
- Wild, A. L. (2007). Taxonomic revision of the ant genus *Linepithema* (Hymenoptera: Formicidae) (Vol. 126). Univ of California Press.
- Wilsey, B. (2018). The biology of grasslands. Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/oso/9780198744511.001.0001>
- Wilson, E. O. (2003). *Pheidole in the New World: a dominant, hyperdiverse ant genus* (Vol. 1). Harvard University Press.
- Wodika, B. R., Klopff, R. P., & Baer, S. G. (2014). Colonization and recovery of invertebrate ecosystem engineers during prairie restoration. *Restoration Ecology*, 22(4), 456-464. <https://doi.org/10.1111/rec.12084>
- Zanzarini, V., Zanchetta, D., & Fidelis, A. (2019). Do we need intervention after pine tree removal? The use of different management techniques to enhance Cerrado natural regeneration. *Perspectives in ecology and conservation*, 17(3), 146-150. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.07.001>

Material Suplementar

Tabela S1. Riqueza observada, riqueza rarefeita e *sample coverage* da fauna de formigas em todas as áreas coletadas.

Área	Riqueza Observada	Riqueza Rarefeita	<i>Sample coverage</i>
Campo 1	38	32,304	0,78
Campo 2	44	36,291	0,65
Campo 3	53	36,504	0,84
Silvicultura 1	18	18	0,93
Silvicultura 2	28	27,257	0,76
Silvicultura 3	24	23,615	0,88
Silvicultura 4	31	27,620	0,80
Rest. Ativa 1	40	30,102	0,86
Rest. Ativa 2	36	30,076	0,86
Rest. Passiva 1	38	31,642	0,79
Rest. Passiva 2	28	25,421	0,91
Rest. Passiva 3	28	27,485	0,84
Rest. Passiva 4	27	24,747	0,90

Tabela S2. Resultados dos teste *post hoc* das variáveis ambientais para todas as áreas.

Variável	Comparação	estimate	SE	gl	t	P
<i>Cobertura Dossel</i>						
	CR – PP	-0,992	0,0333	9	-29,802	<0,0001*
	CR – RA	0,347	0,0398	9	8,722	0,0001*
	CR – RP	0,347	0,0333	9	10,425	<0,0001*
	PP – RA	1,339	0,0377	9	35,477	<0,0001*
	PP – RP	1,339	0,0308	9	43,451	<0,0001*
	RA – RP	0	0,0377	9	0,0	1,0000

Altura da Serrapilheira

	CR – PP	-4,8467	0,249	9	-19,487	<0,0001*
	CR – RA	-0,0967	0,297	9	-0,325	0,09873
	CR – RP	0,1283	0,249	9	0,516	0,9532
	PP – RA	4,7500	0,282	9	16,843	<0,0001*
	PP – RP	4,9750	0,230	9	21,606	<0,0001*
	RA – RP	0,2250	0,282	9	0,798	0,8538

Serrapilheira

	CR – PP	-1,3104	0,0755	9	-17,359	<0,0001*
	CR – RA	0,0305	0,0902	9	0,338	0,9858
	CR – RP	0,0907	0,0755	9	1,201	0,6412
	PP – RA	1,3409	0,0856	9	15,665	<0,0001*
	PP – RP	1,4011	0,0699	9	20,047	<0,0001*
	RA – RP	0,0602	0,0856	9	0,703	0,8933

Gramíneas

	CR – PP	0,708	0,0915	9	7,737	0,0001*
	CR – RA	-0,152	0,1093	9	-1,392	0,5340
	CR – RP	-0,299	0,0915	9	-3,266	0,0402*
	PP – RA	-0,860	0,1037	9	-8,291	0,0001*
	PP – RP	-1,006	0,0847	9	-11,885	<0,0001*
	RA – RP	-0,147	0,1037	9	-1,413	0,5223

Não gramíneas

	CR – PP	0,1847	0,0731	9	2,526	0,1219
	CR – RA	0,2132	0,0874	9	2,440	0,1382
	CR – RP	0,2784	0,0731	9	3,808	0,0180*
	PP – RA	0,0285	0,0829	9	0,344	0,9851
	PP – RP	0,0937	0,0677	9	1,385	0,5380
	RA – RP	0,0652	0,0829	9	0,786	0,8588

Solo Desnudo

	CR – PP	0,7398	0,0981	9	7,540	0,0002*
	CR – RA	0,0696	0,1173	9	0,593	0,9315
	CR – RP	0,1918	0,0981	9	1,955	0,2725
	PP – RA	-0,6702	0,1113	9	-6,024	0,0009*
	PP – RP	-0,5480	0,0908	9	-6,033	0,0009*
	RA – RP	0,1222	0,1113	9	1,099	0,6991

Tabela S3. Comparações par a par dos índices de similaridade entre o cerrado ralo e as outras áreas.

Grupo	Comparações	gl	t	p
Formigas	CR – RA x CR – RP	27	-0.86	0.664
	CR - RA x CR - PP	27	-3.41	0.005
	CR - RP x CR - PP	27	-3.12	0.011
Plantas	CR - RA x CR - RP	27	-3.38	0.006
	CR - RA x CR - PP	27	-5.78	0.001
	CR - RP x CR - PP	27	-2.93	0.017

Tabela S4. Resultados dos testes a posterior da riqueza.

Grupo	Comparações	ratio	SE	gl	z.ratio	p
Formigas	CR – PP	1,782	0,234	Inf	4,392	0,0001*
	CR – RA	1,184	0,170	Inf	1,179	0,6401
	CR – RP	1,488	0,186	Inf	3,173	0,0082*
	PP – RA	0,664	0,101	Inf	-2,692	0,0358*
	PP – RP	0,835	0,113	Inf	-1,340	0,2370
	RA - RP	1,256	0,184	Inf	1,558	0,4027

Plantas	CR – PP	12,205	3,565	Inf	8,565	0,0001*
	CR – RA	4,667	1,210	Inf	5,941	0,0001*
	CR – RP	6,899	1,571	Inf	8,479	0,0001*
	PP – RA	0,382	0,141	Inf	-2,609	0,0449*
	PP – RP	0,565	0,196	Inf	-1,644	0,3537
	RA - RP	1,478	0,473	inf	1,222	0,6128

Conclusão Geral

Os resultados aqui encontrados indicam que as respostas das comunidades de formigas no Cerrado, em grande parte, estão relacionadas as mudanças provocadas na estrutura da vegetação. O efeito do fogo contínuo na manutenção da abertura da vegetação parece ter sido fundamental para o retorno das espécies típicas de savana aberta nas áreas de cerrado denso e de aparentemente também no cerradão. Além disso, foi observado que o fogo é capaz de gerar mudanças na estrutura morfológica das comunidades de formigas. Porém, essas mudanças, em grande parte, são dependentes do tipo de vegetação na qual elas estão inseridas. Obteve-se também evidência que as respostas da comunidade de formigas ao fogo, não necessariamente foram congruentes considerando diferentes dimensões da diversidade (taxonômica ou funcional), já que apesar de mudanças significativas na composição taxonômica, a composição funcional no cerradão não sofreu alteração. Finalmente, a respeito das respostas das comunidades de plantas e formigas as duas técnicas de restauração em áreas previamente usadas para a silvicultura, observou-se que as formigas colonizaram as áreas em restauração mais rápido do que as plantas e de forma igual nas duas técnicas, porém ainda não alcançaram a composição do cerrado ralo de referência. Já para as plantas, o tipo de restauração parece ser importante para o retorno das espécies típicas de cerrado. Entretanto, para ambas as técnicas e grupos a riqueza de espécies foi maior do que nas plantações de *Pinus*. Os principais resultados e conclusões desse estudo estão sumarizadas na tabela 1.

Tabela 1. Sumário dos principais resultados da tese.

Tema de Estudo	Principais Resultados	Conclusões e Implicações
Efeito de diferentes tratamentos de fogo prescrito nas comunidades de formigas no cerrado denso. (capítulo 01)	Não houve diferença em riqueza ou composição de espécies quando considerado os quatro tratamentos separadamente. Porém houve diferença na composição taxonômica entre o controle <i>versus</i> o fogo (todos os tratamentos agrupados)	O fogo afetou indiretamente a comunidade de formigas, através de mudanças na estrutura da vegetação, que não foi diferente entre os tratamentos de fogo, porém foram diferentes do controle.
Efeitos do fogo ao longo de ~8 anos nas comunidades de formiga no cerrado denso. (capítulo 01)	Só foram encontradas diferenças na composição taxonômica e aumento da riqueza de espécies indicadoras de cerrado ralo após pelo menos 5 queimadas prescritas.	Importância da manutenção do regime de fogo para o retorno das espécies de formigas típicas de savana.
Qual a influência do fogo e do tipo de vegetação sobre a riqueza e diversidade taxonômica e funcional de comunidades de formigas associadas ao solo? (capítulo 02)	Os efeitos do fogo sobre os índices taxonômicos e funcionais foram dependentes do tipo de vegetação.	As respostas das formigas ao fogo possuem relação com as alterações na estrutura da vegetação.
Qual a influência do fogo e do tipo de vegetação sobre a estrutura morfológica das	Ocorreu um aumento após o fogo no CWM de todos os traços, com exceção do número de espinhos.	O fogo afeta os traços morfológicos das comunidades de formigas no Cerrado, porém a

comunidades de formigas de solo? (capítulo 02)	Porém maior número de traços foram afetados no cerrado ralo e denso do que no cerradão.	magnitude dessas mudanças estão relacionadas aos tipos de vegetação.
Qual a influência do fogo e do tipo de vegetação sobre a composição taxonômica e funcional das comunidades de formigas de solo? (capítulo 02)	A composição taxonômica foi diferente entre tipos de vegetação e entre controle e fogo. Enquanto para a composição funcional, somente no cerradão não houve diferença entre controle e fogo.	As mudanças na composição taxonômica das formigas não necessariamente vão gerar mudanças na composição funcional.
Determinar o sucesso de duas técnicas de restauração (ativa e passiva) de áreas de cerrado utilizando formigas e plantas como bioindicadores. (capítulo 03)	Em contraste com a comunidade de plantas, o tipo de restauração não teve efeito sobre a comunidade de formigas. A recolonização das áreas em processo de restauração foi mais rápida para formigas do que para plantas	Formigas e plantas mostraram semelhanças, mas também diferenças nas respostas às duas técnicas de restauração. O longo período das plantações de <i>Pinus</i> prejudicou o retorno das espécies de plantas nativas do cerrado. Já para as formigas, algumas espécies nativas podem permanecer nas plantações.

Os resultados aqui encontrados ressaltam a importância do manejo, seja do regime de fogo ou na restauração de áreas de vegetação não nativa, para a conservação das espécies típicas de savana. Em particular, o fogo parece possuir efetividade para a

manutenção dessas espécies apenas quando constantemente presente no sistema. As frequências de queima utilizadas no experimento não mostraram resultados diferentes, provavelmente porque estas frequências forma muito similares. Porém não podemos descartar totalmente a possibilidade da importância da pirodiversidade como estratégia de manejo em unidades de conservação visto que pirodiversidade pode gerar maior beta diversidade ao nível de paisagem (Martin & Sapsis, 1992; Steel et al., 2024).

Referências Bibliográficas Conclusão Geral

Steel, Z. L., Miller, J. E., Ponisio, L. C., Tingley, M. W., Wilkin, K., Blakey, R., ... & Jones, G. (2024). A roadmap for pyrodiversity science. *Journal of Biogeography*, 51(2), 280-293. <https://doi.org/10.1111/jbi.14745>

Martin, R. E., & Sapsis, D. B. (1992). Fires as agents of biodiversity: pyrodiversity promotes biodiversity. In *Proceedings of the conference on biodiversity of northwest California ecosystems. Cooperative Extension, University of California, Berkeley* (pp. 150-157).

Kauffman, J. B., Cummings, D. L., & Ward, D. E. (1994). Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian cerrado. *Journal of ecology*, 519-531. <https://doi.org/10.2307/2261261>

Rissi, M. N., Baeza, M. J., Gorgone-Barbosa, E., Zupo, T., & Fidelis, A. (2017). Does season affect fire behaviour in the Cerrado?. *International Journal of Wildland Fire*, 26(5), 427-433. <https://doi.org/10.1071/WF14210>

Rodrigues, C. A., Zirondi, H. L., & Fidelis, A. (2021). Fire frequency affects fire behavior in open savannas of the Cerrado. *Forest Ecology and Management*, 482, 118850. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118850>