

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA

**O fogo, as formigas e o Cerrado: uma análise da resposta das comunidades de
formigas à época de queima e aos tipos de vegetação**

Daíse Cardoso de Souza Bernardino
Doctor Scientiae

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2026**

DAÍSE CARDOSO DE SOUZA BERNARDINO

O fogo, as formigas e o Cerrado: uma análise da resposta das comunidades de formigas à época de queima e aos tipos de vegetação

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

Orientador: Jose Henrique Schoereder

Coorientadores: Vanessa Soares Ribeiro
Filipe Viegas de Arruda

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

B523f
2026

Bernardino, Daíse Cardoso de Souza, 1978-

O fogo, as formigas e o Cerrado: uma análise da resposta das comunidades de formigas à época de queima e aos tipos de vegetação / Daíse Cardoso de Souza Bernardino. – Viçosa, MG, 2026.

1 tese eletrônica (105 f.): il. (algumas color.).

Texto em português e inglês.

Inclui apêndices.

Orientador: José Henrique Schoereder.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Biologia Geral, 2026.

Inclui bibliografia.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2026.410>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Ecologia dos cerrados - Efeito dos incêndios. 2. Formigas - Efeito dos incêndios. I. Schoereder, José Henrique, 1959-. II. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Biologia Geral. Programa de Pós-Graduação em Ecologia. III. Título.

CDD 22. ed. 577.48240981

DAÍSE CARDOSO DE SOUZA BERNARDINO

O fogo, as formigas e o Cerrado: uma análise da resposta das comunidades de formigas à época de queima e aos tipos de vegetação

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 4 de fevereiro de 2026.

Assentimento:

Daíse Cardoso de Souza Bernardino
Autora

Jose Henrique Schoereder
Orientador

Essa tese foi assinada digitalmente pela autora em 17/07/2026 às 11:50:49 e pelo orientador em 17/07/2026 às 12:27:52. As assinaturas têm validade legal, conforme o disposto na Medida Provisória 2.200-2/2001 e na Resolução nº 37/2012 do CONARQ. Para conferir a autenticidade, acesse <https://siadoc.ufv.br/validar-documento>. No campo 'Código de registro', informe o código **GW2W.MQUP.HH15** e clique no botão 'Validar documento'.

Àquelas que vieram antes de mim, mãe, tias, avós, bisavós, dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a nossa família do coração (Chris Nóbrega, Ana Dária, Victor Godói, Victor Scutari e Nanne), à minha psiquiatra, à nossa psicóloga, ao Zhé, e, especialmente, à Nádia e ao Rod, que foram companheiros de infinitos e cada vez mais longos pomodoros. Todes foram fundamentais nestes quatro anos e meio, e jamais serei capaz de agradecer devidamente a cada um.

Também ofereço minha gratidão às instituições que garantiram que eu estivesse aqui e chegasse ao final desta jornada: ao Governo do Estado da Bahia, à Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, à Universidade Federal de Viçosa, ao Departamento de Biologia Geral e ao Programa de Pós-graduação em Ecologia pela oportunidade de seguir nessa estrada da docência com mais bagagem, mais segurança e mais convicções. Graças a estas eu sei quem sou e quem não quero ser.

Este trabalho foi realizado com o apoio das seguintes agências de pesquisa brasileiras: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

Por fim, o agradecimento principal:

Teu, os dias foram imensos. Eu me dividi entre ser sua mãe, dona de casa, doutoranda, cientista e professora, e você me amou em cada um desses papéis. Você me permitiu expor minhas fraquezas e toda a minha coragem, você me acompanhou em cada desafio e me desafiou a ser cada vez mais e cada vez maior. Obrigada por partilhar comigo essa existência, obrigada por me ouvir dizer que nada é impossível quando a gente sabe que “não é” e que “não existe”. E por você estar iluminando todo e qualquer caminho, mesmo sem saber, foi que eu não me perdi. Amo você.

Daíse

“Tell me something, tell me something,
You don't know nothing, just pretend you do.
I need something, tell me something new.
(...)
Oh, tell me something I don't already know.”
H.S.

RESUMO

BERNARDINO, Daíse Cardoso de Souza, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2026. **O fogo, as formigas e o Cerrado: uma análise da resposta das comunidades de formigas à época de queima e aos tipos de vegetação.** Orientador: Jose Henrique Schoereder. Coorientadores: Vanessa Soares Ribeiro e Filipe Viegas de Arruda.

O Cerrado, conhecido como savana brasileira, é um bioma cuja heterogeneidade é moldada por filtros ambientais, sendo o fogo o condutor natural da evolução durante milhões de anos. Enquanto os incêndios históricos eram de baixa intensidade, esporádicos e restritos ao final da estação chuvosa, os atuais são frequentes, concentrados no final da estação seca e, portanto, mais intensos. Assim, avaliar o impacto do momento da ocorrência do fogo na estrutura dessas comunidades é essencial para orientar seu manejo sustentável e mitigar os impactos antropogênicos. Este estudo empregou um delineamento BACI para avaliar as respostas das comunidades de formigas epigéicas à queima controlada no início e no final da estação seca, em áreas de vegetação densa e esparsa no Cerrado. As coletas ocorreram uma semana antes (USA), uma semana depois (USD) e um ano depois (UAD) do fogo. Com base na medição de 13 diferentes atributos funcionais, calculamos os índices de Riqueza, Dispersão e Regularidade Funcionais. Testamos as hipóteses de que: (i) queimas tardias reduzem a riqueza de espécies de formigas em comparação a queimas precoces, (ii) a recuperação na composição das comunidades de formigas é mais rápida após queimas precoces do que após queimas tardias; (iii) áreas de vegetação esparsa apresentam maior velocidade de recolonização pós-fogo; (iv) os índices de diversidade funcional são reduzidos por queimas tardias; e (v) os índices de diversidade funcional das comunidades de formigas apresentam valores superiores em áreas de vegetação densa, independente da presença do fogo. Contradizendo as hipóteses iniciais, não foram detectados efeitos significativos do fogo a curto prazo. A riqueza funcional variou apenas entre as fitofisionomias, sendo maior nas áreas densas. O fogo, por sua vez, aumentou a dispersão e a regularidade funcional. Concluimos que o fogo atua como um modificador chave favorecendo a ocupação do espaço funcional. Sua presença é relevante para a conservação, desde que associada à manutenção de áreas estruturalmente complexas. Recomendamos a manutenção de refúgios não queimados para proteger espécies sensíveis e a extensão dos intervalos entre incêndios para garantir a plena recuperação das comunidades.

Palavras-chave: diversidade funcional; manejo integrado do fogo; delineamento BACI.

ABSTRACT

BERNARDINO, Daíse Cardoso de Souza, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2026. **Fire, ants, and the Cerrado: an analysis of the response of ant communities to the burning season and vegetation types.** Adviser: Jose Henrique Schoereder. Co-advisers: Vanessa Soares Ribeiro and Filipe Viegas de Arruda.

The Cerrado, known as the Brazilian savanna, is a biome whose heterogeneity is shaped by environmental filters, with fire acting as a natural driver of evolution for millions of years. While historical fires were of low intensity, sporadic, and restricted to the end of the rainy season, current ones are frequent, concentrated at the end of the dry season, and, consequently, more intense. Thus, assessing the impact of fire timing on the structure of these communities is essential to guide their sustainable management and mitigate anthropogenic impacts. This study employed a BACI design to evaluate the responses of epigeic ant communities to prescribed burning in the early and late dry season, across areas of dense and sparse vegetation in the Cerrado. Sampling occurred one week before (OWB), one week after (OWA), and one year after (OYA) the fire. Based on the measurement of 13 different functional traits, we calculated Functional Richness, Dispersion, and Evenness indices. We tested the hypotheses that: (i) late burns reduce ant species richness compared to early burns; (ii) the recovery of ant community composition is faster following early burns than late burns; (iii) areas with sparse vegetation show a faster post-fire recolonization rate; (iv) functional diversity indices are reduced by late burns; and (v) functional diversity indices of ant communities show higher values in dense vegetation areas, regardless of the presence of fire. Contradicting the initial hypotheses, no significant short-term effects of fire were detected. Functional richness varied only between phytophysionomies, being higher in dense areas. Fire, in turn, increased functional dispersion and evenness. We conclude that fire acts as a key modifier, favoring the occupation of functional space. Its presence is relevant for conservation, provided it is associated with the maintenance of structurally complex areas. We recommend maintaining unburned refuges to protect sensitive species and extending fire intervals to ensure the full recovery of the communities.

Keywords: functional diversity; integrated fire management; BACI design

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	10
Referências bibliográficas.....	13
1. Fire, ants and seasonality: how burning season and vegetation types shape ant communities in the Brazilian Cerrado.....	17
Summary.....	17
Introduction.....	18
Material and methods.....	21
Study Site.....	21
Experimental Design.....	22
Statistical Analyses.....	24
Results.....	24
Discussion.....	27
References.....	29
2. Desvendando as Respostas Funcionais das Comunidades de Formigas à Queima Controlada no Cerrado.....	37
Resumo.....	37
Introdução.....	38
Material e Métodos.....	43
Área de Estudo.....	43
Desenho Experimental.....	43
Mensuração dos atributos.....	46
Análise estatística.....	47
Resultados.....	49
Discussão.....	52
Referências.....	56
CONCLUSÃO GERAL.....	65

INTRODUÇÃO GERAL

O fogo é uma força evolutiva que, por milhões de anos, moldou diferentes biomas ao redor do planeta (Fidelis, 2020). Sua ocorrência natural, por meio de raios, erupções vulcânicas ou eventos climáticos e geológicos, frequentemente se dá em condições de menor intensidade e extensão restrita, geralmente na transição entre estações chuvosas e secas. Os biomas que se desenvolvem sob este tipo de pressão são chamados de dependentes do fogo, e os organismos ali presentes desenvolveram estratégias adaptativas, seja resistindo ao fogo (com cascas espessas em árvores, ninhos/tocas no solo para animais) ou utilizando-o para desencadear fenômenos importantes (estruturas de rebrota, floração ou quebra de dormência em sementes) (Fidelis, 2020; McLauchlan *et al.*, 2020; Kelly e Brotons, 2017).

Entre esses biomas, o Cerrado destaca-se como o segundo maior bioma brasileiro, com ocorrência nas regiões Nordeste, Centro-Oeste e Sudeste e parte do Estado do Paraná. Ele ocupa 204 milhões de hectares, (23% do território nacional) e caracteriza-se por um mosaico distinto de vegetação, que variam de campos abertos a florestas densas (formações campestres, savânicas e florestais), o que o torna a savana com maior biodiversidade do planeta (Ribeiro e Walter, 2008).

Apesar dessa riqueza, o Cerrado é um bioma ameaçado pela ocupação do território e mudança do uso da terra. No processo de abertura de novas áreas agricultáveis, o fogo tem sido um dos principais agentes, mas sua ocorrência atual difere da natural, predominando ao final da época seca. Neste período, o maior volume de material combustível disponível resulta em incêndios mais intensos e severos (Santos *et al.*, 2021; Pivello *et al.*, 2021)

Além disso, houve um aumento na frequência do fogo, a partir dos anos 1970 (Ribeiro e Walter, 2008), alterando ciclos biogeoquímicos, empobrecendo o solo e levando ao desaparecimento de espécies sensíveis, com consequente ocupação por espécies generalistas e mais agressivas, o que pode resultar numa homogeneização do ecossistema (Arruda *et al.*, 2024; Schmidt e Eloy, 2020). Tal aumento na frequência do fogo promove maior fragmentação e consequente perda de habitat, ameaçando as espécies adaptadas à ocorrência natural do fogo.

Durante muitos anos, a compreensão do fogo apenas como força destrutiva levou à proibição total de seu uso, o que resultou em acúmulo de material combustível e grandes incêndios florestais devastadores, com grandes extensões territoriais e alta severidade (Rosa *et al.*, 2021; Fidelis, 2020; Eloy *et al.*, 2019; Moura *et al.*, 2019; Frizzo *et al.*, 2011). No cenário atual, a Política Nacional do Manejo Integrado do Fogo (BRASIL, 2024) conjuga o uso tradicional do fogo, o conhecimento acadêmico e os limites da legislação, favorecendo a

ampliação do conhecimento sobre efeitos do fogo sob diferentes cenários (Eloy *et al.*, 2019; Kelly e Brotons, 2017; Maravalhas e Vasconcelos, 2014). Graças a esta nova normativa, Unidades de Conservação e territórios protegidos estão autorizados a fazer uso do fogo a partir da construção de planos de manejo.

Entretanto, harmonizar o discurso entre estas três esferas (conhecimento tradicional, acadêmico e legal) visando ações práticas, não é uma tarefa simples (Kelly *et al.*, 2020). Esse embate entre as partes pode ser percebido em relação ao manejo do fogo no Sítio Histórico e Patrimônio Cultural Kalunga, localizado no Estado de Goiás, território Quilombola mais antigo do Brasil, reconhecido desde 1991 como pertencente a descendentes diretos de pessoas escravizadas que, fugindo das fazendas da região, organizaram-se em comunidade (GOIÁS, 1991). Neste território se preserva a cultura, o modo de vida, o linguajar e as práticas agropecuárias tradicionais de seus antepassados, incluindo o fogo.

Tais práticas, em geral, não levam em consideração estritamente as estações climáticas, mas sim a dinâmica funcional da comunidade, onde o fogo é uma ferramenta para a gestão do território, e não permite que o fogo seja apenas usado ao final da estação chuvosa, levando a questionamentos por parte da comunidade a respeito da eficácia de práticas restritivas (Fagundes, 2021; 2019). Esse tipo de abordagem frequentemente diverge do que o órgão ambiental preconiza ao considerar que o fogo ao final da estação chuvosa é menos prejudicial ao Cerrado (Santos *et al.*, 2021). Usufruir do conhecimento e práticas tradicionais, desenvolvidos ao longo de séculos podem ser a chave para compreender processos ecológicos relacionados ao manejo do fogo (Bilbao *et al.*, 2025).

Para aprimorar o manejo do fogo, e diminuir o desgaste entre comunidade e órgão ambiental, o conhecimento acadêmico é fundamental e por meio dele será possível compreender como o uso do fogo, em suas diferentes épocas, afeta a diversidade no Cerrado (Kelly *et al.*, 2020). Para superar o desafio de estudar esses efeitos, o uso de formigas como organismos modelo é importante. As formigas permitem que estudos locais sejam extrapolados devido à sua distribuição global, abundância e rápida resposta às mudanças ambientais, como aquelas produzidas pelo fogo (Majer, 1983).

Formigas exercem um papel fundamental no bioma, estando diretamente relacionadas com diversas funções ecossistêmicas, que dependem principalmente de suas características morfológicas, adaptadas às diferentes características das fitofisionomias do Cerrado (Alcolea, Durigan e Christianini, 2022). As comunidade de formigas estabelecem-se, portanto, a partir da superação de filtros ambientais complexos, que incluem as estações climáticas bem definidas, as diferenças na estrutura vegetal (variando de áreas majoritariamente herbáceas à

florestas densas), o regime de uso do fogo e a época em que ele ocorre (Kuczunski e Grenouillet, 2018).

O fogo, agindo como filtro ambiental, seleciona espécies resistentes a ele (Batista *et al.*, 2023) e a interação entre fogo e a fragmentação do bioma pode ter como consequência a perda de biodiversidade, afetando principalmente aquelas espécies sensíveis a essas condições (Berlinck e Batista, 2020). Além de levar à perda de espécies especialistas e dominância de generalistas, preferência e/ou evitação por áreas queimadas, variações na riqueza e composição entre época seca e chuvosa em função, principalmente, da disponibilidade de recursos pós-fogo (Batista *et al.*, 2023; Nooten e Guénard, 2022). Tamanha variação e especialização nos permite encontrar espécies de formigas com potencial para serem usadas como indicadoras em diferentes condições de manejo.

Para compreender como o fogo age sobre a comunidade de formigas podemos avaliar suas características morfológicas que respondem às mudanças ambientais ou que produzem mudanças no habitat (Batista *et al.*, 2023; Wischer, Pearce-Duvet & Feener, 2012), e somar a estas os processos de montagem da comunidade (Andersen, Woinarski e Parr, 2012). Estas observações nos permitem abordar a questão primordial: o fogo do final da estação chuvosa provoca, de fato, menos danos ambientais ao Cerrado em quaisquer circunstâncias? Deste modo, buscamos por meio desta tese compreender como a estruturação da comunidade de formigas e sua diversidade funcional é afetada pela época do fogo e por diferentes tipos de vegetação.

Esta tese está dividida em duas seções:

1. Fogo, formigas e vegetação: como a época de queima e a fitofisionomia moldam as comunidades de formigas no Cerrado. Neste capítulo, investigamos o efeito da época de ocorrência do fogo sobre a estrutura da comunidade de formigas. Assim, o objetivo principal foi testar duas hipóteses: (i) queimas tardias reduzem a riqueza de espécies de formigas em comparação a queimas precoces, (ii) a recuperação na composição das comunidades de formigas é mais rápida após queimas precoces do que após queimas tardias; (iii) áreas de vegetação esparsa apresentam maior velocidade de recolonização pós-fogo.

2. Desvendando as respostas funcionais das comunidades de formigas à queima controlada no Cerrado Brasileiro. Neste capítulo, buscamos compreender como a época de ocorrência do fogo em diferentes fitofisionomias impacta a diversidade funcional da comunidade de formigas no Cerrado. Para isso, foram testadas as seguintes hipóteses: (i) os índices de diversidade funcional são reduzidos por queimas tardias; e (ii) os índices de diversidade funcional das comunidades de formigas apresentam valores superiores em áreas

de vegetação densa independente da ocorrência do fogo.

Referências bibliográficas

Alcolea, M., Durigan, G., Christianini, A.V. Prescribed fire enhances seed removal by ants in a Neotropical savanna. **Biotropica**, v.54, n.1, pág.125-134, 2022. <https://doi.org/10.1111/een.12908>

Andersen, A.N., Woinarski, J.C.Z., Parr, C.L. Savanna burning for biodiversity - fire management for faunal conservation in Australian tropical savannas. **Austral Ecology**, v.37, pág.658-667, (2012). <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2011.02334.x> <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2011.02334.x>

Arruda, V.L.S., Alencar, A.A.C., Carvalho Júnior, O.A., Ribeiro, F.F., Arruda, F.V. Conciani, D.E., Silva, W.V., Shimbo, J.Z. Assessing four decades of fire behavior dynamics in the Cerrado biome (1985 to 2022). **Fire Ecology**, v.20, art.64, 2024. <https://doi.org/10.1186/s42408-024-00298-4>

Batista, E.K.L., Figueira, J.E.C., Solar, R.R.C., Azevedo, C.S., Beirão, M.V., Berlinck, C.N., Brandão, R.A., Castro, F.S., Costa, H.C., Costa, L.M., Feitosa, R.M., Freitas, A.V.L., Freitas, G.H.S., Galdino, C.A.B. In case of fire, escape or die: a trait-based approach for identifying animal species threatened by fire. **Fire**, v.6, n.6, pág.242-263, 2023. <https://doi.org/10.3390/fire6060242>

Berlinck, C.N.; Batista, E.K.L. (2020). Good fire, bad fire: it depends on who burns. **Flora**, v.268, pág.1406-1413, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151610>

Brasil. Lei nº 14.944, de 31 de julho de 2024. Institui a Política Nacional de Manejo Integrado do Fogo. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF, Casa Civil, 2024.

Bilbao, B. A.; Ferrero, B. G.; Falleiro, R. M., Moura, L. C., Fagundes, G. M. (2025). Traditional Fire Uses by Indigenous Peoples and Local Communities in South America. *In*: Fidelis, A., Pivello, V. R. (eds.). **Fire in the South American ecosystem**. Cham, Zug: Springer, pág.39-81, July 2025. (Ecological Studies v. 250, XVII, 420p.).

https://doi.org/10.1007/978-3-031-89372-8_3

Eloy, L., Belloni, S., Borges, S.L., Ferreira, M.C., Santos, T.A. Seasonal fire management by traditional cattle ranchers prevents the spread of wildfire in the Brazilian Cerrado. **Ambio**, v.48, pág.890–899, 2019. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1118-8>

Fagundes, G.M. Fire normatives: environmental conservation and quilombola forms of life in the Brazilian Savanna. **Vibrant, Virtual Braz. Anthr.**, v.16, 2019. doi.org/10.1590/1809-43412019v16d501

Fagundes, G.M. Libres de brûler - autonomie et hétéronomie face au feu dans la savane brésilienne. **Journal des anthropologues**, v.164/165, pág.67-87, 2021. <https://doi.org/10.4000/jda.10569>

Fidelis, A. Is fire always the "bad guy". **Flora**, v.268, art.151611, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.1516>

Frizzo, T. L. M., Bonizário, C., Borges, M. P., & Vasconcelos, H. L. Efeitos do fogo sobre a fauna de formações savânicas do Brasil. **Oecologia Australis**, v.15, n.2, 365-379, 2011. <https://doi.org/10.4257/oeco.2011.1502.13>

Goiás. Lei Complementar nº 11.409, de 21 de janeiro de 1991. **Diário Oficial do Estado de Goiás**. Goiânia, GO, 1991

Kelly, L.T.; Brotons, L. Using fire to promote biodiversity. **Science**, v.633, pág.1264-1265, 2017. <https://doi.org/10.1126/science.aam7672>

Kelly, L.T. ; Giljohann, K.M.; Duane, A.; Aquilué, N.; Archibald, S.; Batllori, E.; Bennet, A.F.; Buckland, S.T.; Canelles, Q.; Clarke, M.F.; Fortin, M.-J.; Hermoso, V.; Herrando, S.; Keane, R.E.; Lake, F.K.; McCarthy, M.A.; Morán-Ordóñez, A.; Parr, C.L.; Pausa, J.G.; Penman, T.D.; Regos, A.; Rumpff, L.; Santos, J.L.; Smith, A.L.; Syphard, A.D.; Tingley, M.W.; Brotons, Lluís. Fire and biodiversity in the Anthropocene. **Science**, v.370, pág.929, 2020. <https://doi.org/10.1126/science.abb0355>

Kuczunski, L, Grenouillet, G. Community disassembly under global change: Evidence in favor of the stress-dominance hypothesis. **Global Change Biology**, v.24, n.9, pág.4417-4427, 2018. <https://doi.org/10.1111/gcb.14320>

Majer, J.D. (1983). Ants: Bio-indicators of Minesite Rehabilitation, Land-Use, and Land Conservation. **Environmental Management**, v.7, n.4, pág.375-383, 1983. <https://doi.org/10.1007/BF01866920>

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

McLauchlan, K.K., Higuera, P.E., Miesel, J., Rogers, B.M., Schweitzer, J., Shuman, J.K., Tepley, A.J., Varner, J.M., Veblen, T.T., Adalsteinsson, S.A., Balch, J.K., Baker, P., Batllori, E., Bigio, E., Brando, P., Cattau, M., Chipman, M.L., Coen, J., Crandall, R., Daniels, L., Enright, N., Gross, W.S., Harvey, B.J., Hatten, J.A., Hermann, S., Hewitt, R.E., Kobziar, L.N., Landesmann, J.B., Loranty, M.M., Maezumi, S.Y., Mearns, L., Moritz, M., Myers, J.A., Pausas, J.G., Pellegrini, A.F.A., Platt, W.J., Roozeboom, J., Safford, H., Santos, F., Scheller, R.M., Sherriff, S.L., Smith, K.G., Smith, M.D., Watts, A.C. Fire as a fundamental ecological process: Research advances and frontiers. **Journal of Ecology**, v.108, n.5, pág.2047-2069, 2020. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13403>

Moura, L.C.; Scariot, A. O.; Schmidt, I. B.; Beatty, R.; Russel-Smith, J. The legacy of colonial fire management policies on traditional livelihoods and ecological sustainability in savannas: Impacts, consequences, new directions. **Journal of Environmental Management**, v.232, pág.600-606, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.057>

Nooten, S.S., Guénard, B. Ant communities in disturbed subtropical landscapes: is climate more important than stochastic processes? **Oecologia**, v. 200, pág.441-454, 2022 <https://doi.org/10.1007/s00442-022-05276-8>

Pivelo, V.R., Christianini, A.V., Ribeiro, D. B., Menezes, L. S., Berlinck, C.N., Melo, F. P. L.,

Marengo, J. A., Tornquist, C. G., Tomas, W. M., Overback, G. E. Understanding Brazil's catastrophic fires: causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v.19, n.3, pág.233-255, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.06.005>

Ribeiro, J.F., Walter, B.M.T. As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. *In*: Sano, S.M., Almeida, S.P., Ribeiro, J.F. (Eds.). **Cerrado: Ecologia e Flora**. Embrapa Cerrado - Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, pág.151-212, v.1, 2008.

Rosa, T.F., Camarota, F., Zianon, L.A., Tito, R., Maravalhas, J.B., Powell, S., Vasconcelos, H.L. The effects of high-severity fires on the arboreal ant community of a neotropical savanna. **Oecologia**, v.196, n.4, pág.951-961, 2021. <https://doi.org/10.1007/s00442-021-04922-x>

Santos, A.C., Montenegro, S.R., Ferreira, M.C., Barradas, A.C.S., Schmidt, I.B. Managing fires in a changing world: Fuel and weather determine fire behavior and safety in the neotropical savannas. **Journal of Environmental Management**, v.28, art.e112508, 2021 <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112508>

Schmidt, I. B., Eloy, L. Fire regime in the Brazilian Savanna: recent changes, policy and management. **Flora**, v.268, art.151613, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151613>

Wischer, Philipp T., Pearce-Duvet, Jessica M. C., Feener, Donald H. Assembling an ant community: species functional traits reflect environmental filtering. **Oecologia**, v.169, pág.1063-1074, 2012. <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2262-7>

*A seção a seguir segue as normas de formatação da **Journal of Applied Ecology***

1. Fire, ants and seasonality: how burning season and vegetation types shape ant communities in the Brazilian Cerrado.

Daise Cardoso^{1,2}, Filipe Viegas de Arruda³, Vanessa Soares Ribeiro^{1,3}, Lucas Navarro Paolucci¹, José H. Schoereder¹.

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia - PPGECO/UFV

² Laboratório de Ciência do Fogo e Manejo Florestal - Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia/UESB

³ Instituto de Pesquisas Ambientais da Amazônia/IPAM;

Summary

1 Anthropogenic fires drive changes in biodiversity in fire-prone ecosystems. In the Brazilian savanna (Cerrado), historical fires were low-intensity, sporadic, and restricted to the end of the rainy season. Current fires, however, are frequent, concentrated at the end of the dry season, and consequently more intense. This biome presents a mosaic of vegetation types, from open fields to dense forests, where climate and vegetation interactions shape habitat heterogeneity, structuring ecological communities differently. Assessing the impact of fire occurrence timing on the structure of the ant community is essential to guide its sustainable management and mitigate the anthropogenic effects. Finding species that could potentially be used as bioindicators also contributes to this regard.

2 Using a BACI (Before-After-Control-Impact) design, we evaluated ant community responses to fires at the beginning and end of the dry season in the sparse and dense vegetation of the Cerrado. Aboveground ants were sampled one week before (OWB), after (OWA), and one year after fire (OYA). We hypothesized that (i) late burns reduce ant species richness compared to early burns; (ii) recovery in ant community composition is faster after

early burns than after late burns; (iii) sparse vegetation areas exhibit a faster rate of post-fire recolonization.

3 No significant short- or long-term effects of fire were detected, contradicting our hypotheses. Late-season collections identified increased ant richness in the long-term (OYA - OWB). Vegetation type was the most critical factor in defining community composition (effect size (r^2) = 0.0997), overshadowing minor effects of seasonality, sampling period, and treatment. Post-fire dynamics included four species exclusive to OWB, 11 recolonizers after one year, and four opportunistic species restricted to OWA.

4 Twenty-three indicator species were identified. For instance, *Leptomyrmex relictus* was associated with dense burned areas and *Pheidole* sp.5 with late-season recovery areas. Notably, *Paratrachymyrmex* sp.1, appears related to unburned areas and may be sensitive to fire and habitat homogenization.

5 *Summary and Practical Applications* To balance Cerrado conservation with fire management, we recommend maintaining unburned refuges to protect fragile species and extending fire intervals beyond one year to ensure species recovery. These strategies integrate ecological resilience with traditional land use, providing policymakers with a framework to incorporate biodiversity safeguards into fire suppression protocols for fire-prone ecosystems.

Keywords: Seasonal fire regimes, ant community assembly, bioindicators, integrated fire management, BACI design.

Introduction

Human activities have profoundly transformed natural ecosystems. The use of fire for agricultural conversion, for instance, heightens ecosystem susceptibility to wildfires. Fire impacts depend on its regime (type, frequency, seasonality, and extent), which has been altered by anthropogenic activities and climate change, leading to increased fire frequency,

spatial scale, and shifts in seasonal patterns (Pivello et al., 2021). In fire-dependent biomes like the Cerrado (Brazilian Savanna-like vegetation), prolonged fire suppression policies have resulted in fuel accumulation, elevating risks of intense, non-natural fires (Eloy et al., 2019), and natural fire regimes are critical for sustaining biodiversity and ecosystem services in this biome (Fidelis, 2020).

Although Cerrado vegetation rapidly recovers under natural fire regimes, current shifts in precipitation patterns, fire suppression practices, and deforestation are modifying these regimes (Schmidt & Eloy, 2020). Such alterations may drive habitat homogenization, promoting invasive herbaceous species, displacing natives, and disrupting biotic interactions (Kelly et al., 2020). These ecological cascades arise because communities are structured by assembly processes that filter species capable of coexisting under specific conditions (Kuczynski & Grenouillet, 2018).

Fire acts as an environmental filter, altering habitat structure, homogenizing litter, and shaping community composition (Queiroz & França, 2013; Achury et al., 2020). Its indirect effects on fauna include increased predation risk and resource availability shifts (Andersen et al., 2012). Even in fire-adapted ecosystems like the Cerrado, post-fire vegetation cover and tree density after one year resemble recently burned rather than unburned areas, indicating persistent impacts (Alcolea et al., 2022). Thus, understanding fire effects requires evaluating single or multiple causal factors, local to regional spatial scales, and short- to long-term temporal dynamics (Gomes et al., 2018; Fidelis, 2020).

In general, the fire management strategies employ controlled burns early in the dry season (May–June) to reduce fuel availability and fire intensity and mitigate the fire effects (Fagundes, 2019). In contrast, late-season fires (September–October) often cause complete vegetation combustion, leaving only soil fauna or fugitive species (Frizzo et al., 2011).

Ants are effective bioindicators due to their abundance, diversity, functional roles across trophic levels, and sensitivity to habitat changes (Majer, 1983). Ants are so abundant on the planet that their biomass can be compared to about 20% of the total human biomass; they dominate the leaf litter in the Cerrado and respond predictively to environmental disturbances (Queiroz & França, 2013; Schultheiss et al., 2022). Moderate or recurrent fires minimally impact open-area communities but significantly affect closed habitats by altering their structure (Andersen, 2019). Epigeic ants, which forage aboveground, are exceptionally responsive to disturbances (Schmidt et al., 2013), as reduced litter decreases resources, elevates soil temperatures, and modifies foraging behavior (Vasconcelos et al., 2017; Parr & Bishop, 2022).

Seasonality in the Cerrado strongly influences ant richness and composition, with greater epigeic ant diversity during the rainy season. (Marques et al., 2017; Queiroz et al., 2022). Indeed, epigeic ants are more negatively affected by seasonal variation than arboreal ants, resulting in greater differences in richness between seasons (Miranda et al., 2022; Queiroz et al., 2022). Species composition also varies with seasonality, which reflects community adaptations to resource availability and microclimate variations (Maravalhas e Vasconcelos, 2014; Miranda et al., 2022).

Fire significantly alters species composition, but not necessarily total richness, suggesting that distinct fire regimes favor different ant groups (Maravalhas and Vasconcelos, 2014; Canedo-Junior et al., 2016; Leão et al., 2025). Fire has a greater impact on epigeal (ground) ants than on hypogeal (subterranean) ants, and recovery can take more than two years (Leão et al., 2025). Ant diversity and composition in the Cerrado are shaped by a combination of fire regimes and climatic seasonality (Maravalhas and Vasconcelos, 2014; Canedo-Junior et al., 2016; Queiroz et al., 2022; Leão et al., 2025). Thus, appropriate fire management that respects the Cerrado's natural heterogeneity is essential to maintaining this biome's high

biodiversity. Seasonality, in turn, reinforces the importance of studying its combination with fire to understand the dynamics of ant communities fully.

Using a BACI (Before-After-Control-Impact), this study investigates how fire seasonality and vegetation type (sparse vs. dense) structure Cerrado ant communities, identifying bioindicators to refine fire management. We hypothesize that: (i) late burns reduce ant species richness compared to early burns; (ii) recovery of ant assemblage abundance and composition is faster after early burns than after late burns; (iii) ant species richness is naturally higher in dense vegetation types; (iv) sparse vegetation areas show a faster rate of post-fire recolonization..

Material and methods

Study Site

This study was conducted in Cavalcante, Goiás, Brazil, within the Kalunga Territory (13°36'09" S, 47°27'26" W), part of the Chapada dos Veadeiros microregion—a biodiversity hotspot characterized by the fire-dependent Cerrado biome. The Cerrado exhibits a tropical rainy climate (Aw in the Köppen classification), marked by distinct rainy (October–April) and dry (May–September) seasons (Procópio & Barreto, 2021). Altitudes range from 300 to 1,600 m, with annual rainfall averaging 1,500 mm (750–2,000 mm) (Ribeiro & Walter, 2008). These climatic and fire-driven dynamics critically influence vegetation structure and species composition.

The study area encompasses classic Cerrado vegetation types, forming a mosaic of savanna vegetation that transitions from open grasslands to dense woodlands (Costa et al., 2022). To capture structural heterogeneity, two sites were selected: one with sparse vegetation (open fields) and the other with dense vegetation (cover dominated by shrubs and trees), located approximately 10 km apart (Fig. 1). The difference between the sites was confirmed by their

NDVI values (Supplementary Material - SM1, SM2 and SM3). The Mann-Whitney U test was performed ($p < 0.001$).

Experimental Design

Eight 200 m transects were established at each study site, spaced ≥ 100 m apart. Each transect was divided into ten equidistant sampling points (20 m spacing; Supplementary Material - SM4), selected based on the presence of mature trees (taxonomically verified; Supplementary Material - SM5).

Controlled burns were implemented to assess fire seasonality effects on ant communities: early dry season (May 14, 2016) and late dry season (September 15, 2016). For each season, four transects were assigned—two burned and two unburned controls. Burns followed standardized wind-ignition protocols using a drip torch, supervised by fire authorities to ensure containment and safety.

Four pitfall traps were deployed per sampling point, arranged in a square configuration (1 m spacing) around each point. Which pitfall contains 200 ml of water with neutral detergent (to reduce surface tension; Cheli & Corley, 2010). Ant Sampling occurred at three intervals: One week before fire - OWB (May 7 and September 8, 2016); One week after fire - OWA (May 21 and September 22, 2016); One year after fire - OYA (May 14 and September 15, 2017), henceforth also referred to as Time (0, 1, and 2, respectively).

Traps from each sampling point were pooled, preserved in 70% ethanol, and processed at the Laboratory of Community Ecology and Tropical Ecosystems - EcoTrop/UFV for sorting and taxonomic identification. Voucher specimens will be curated in the AntWeb collection.

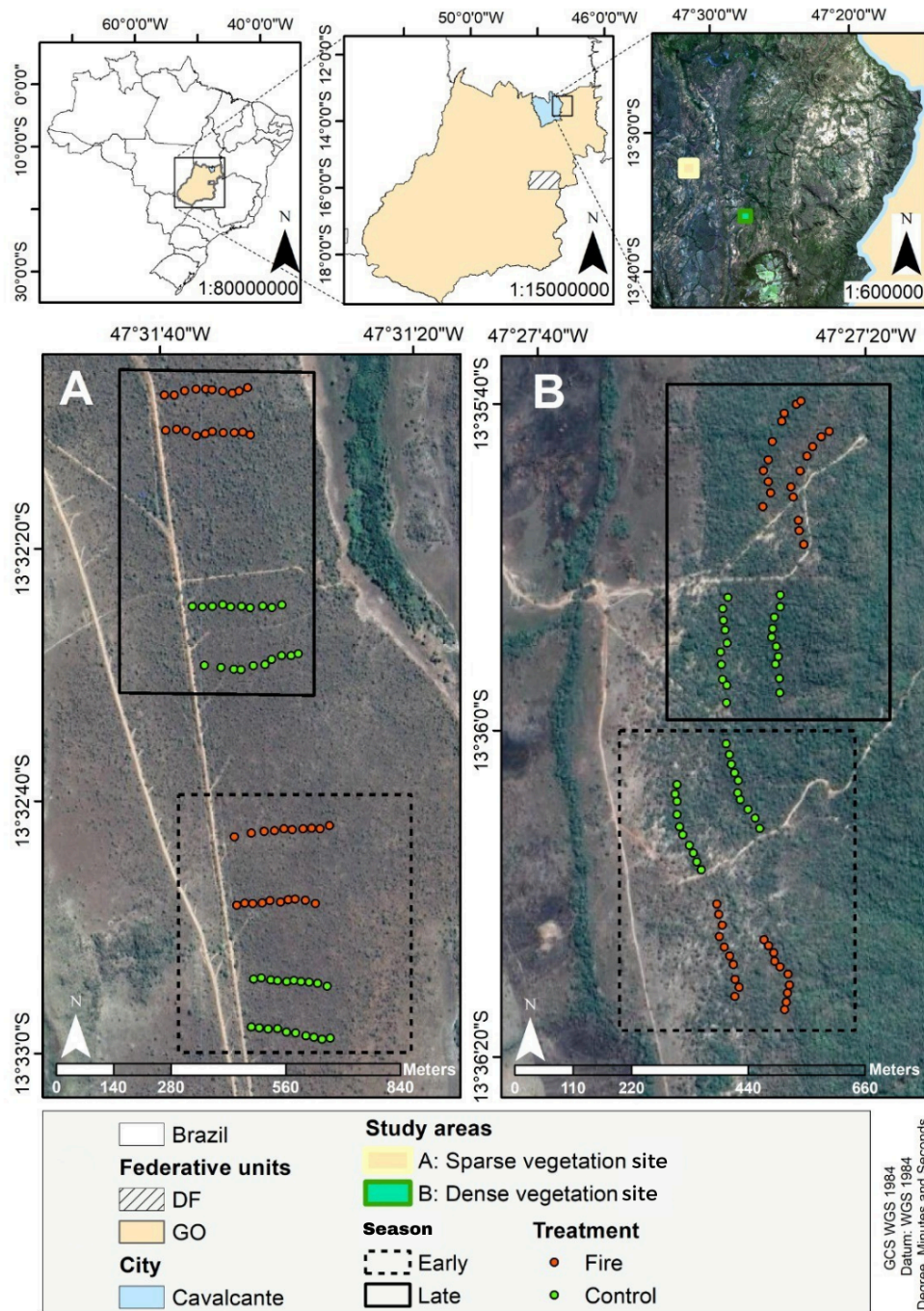


Figure 1 - Location of the study sites in Brazil, highlighting the State of Goiás (beige) and the Municipality of Cavalcante (light blue). Two study sites are marked: sparse vegetation site (A, yellow) and dense vegetation site (B, green). Sampling points represent different treatments, with control points in green and fire treatment points in red. Polygons denote different fire periods, with the early season defined by a continuous line and the late season by a dashed line.

Statistical Analyses

Statistical analyses were conducted in R v.4.0.4 (R Core Team, 2024). A Before-After-Control-Impact (BACI) design was applied to evaluate fire impacts on ant species richness across vegetation types (sparse/dense), treatments (control/burned), and seasonality (early/late dry season), hereafter Site, Treatment, and Season. The response variable, change in richness, was calculated as: short-term effect: $\Delta = \text{OWA} - \text{OWB}$ and long-term effect: $\Delta = \text{OYA} - \text{OWB}$.

Generalized linear models (GLMs) with Poisson distribution tested the effects of vegetation type, fire treatment, and seasonality on richness changes. The models were fitted using 16 transects (8 per vegetation type) as sampling units, with assumptions verified via the DHARMA package (Hartig, 2022).

A Principal Coordinate Analysis (PCoA) based on Jaccard dissimilarity (presence-absence data) was performed for compositional differences. Permutational multivariate analysis (PERMANOVA; 1,000 permutations) using the *vegan* package (Oksanen et al., 2024) assessed the influence of vegetation type, fire treatment, sampling period (OWB, OWA, OYA), and seasonality. Transects were nested as strata in permutations to account for design structure.

Indicator species analysis (*labdsv* package; Roberts, 2023) identified taxa significantly associated with specific conditions (Monte Carlo permutations: $n = 1,000$). Species with indicator values $\geq$ significance threshold ($p \leq 0.05$) were considered characteristic of treatments or environmental states.

Results

We sampled 81 ant species, representing 34 genera and seven subfamilies. The Myrmicinae subfamily was the most species-rich, with 38 species, followed by Formicinae with 11

species, Ectatomminae with eight, and Ponerinae with seven. Dorylinae and Dolichoderinae represented six species, while Pseudomyrmecinae was the least represented subfamily, with five species (Supplementary Material - SM6).

Contrary to initial hypotheses, no short- or long-term fire effects were observed. However, long-term analyses revealed increased species richness in late dry-season burns ($F(1,15) = 18.929$, $p < 0.001$; Fig. 2). While vegetation type, fire treatment, and seasonality significantly influenced composition (PERMANOVA, $p < 0.05$; Fig. 3), their lower explanatory power was evident in low effect sizes (time: $R^2 = 0.058$; treatment: $R^2 = 0.05$; season: $R^2 = 0.05$; Table 1). The primary driver of compositional shifts was the inherent difference between vegetation types ($R^2 = 0.1$, $p < 0.001$; Table 1)

Post-fire dynamics showed distinct species turnover: *Mycetomoellerius* sp. 2, *Mycetomoellerius urichii*, *Pheidole* sp. 3 and *Solenopsis* sp. 3 were absent one year post-fire. In contrast, *Neyvamyrmex minensis* and *Neivamyrmex cf. curvinottus*, *Centromyrmex brachyola*, *Dinoponera australis*, *Pseudomyrmex cx. gracilis* sp.2 and *Pheidole* sp. 6 were sampled exclusively in burned areas. Seven species (Supplementary Material - SM7) exhibited recolonization after temporary post-fire absence, and ten species showed only OWA.

Indicator species analysis identified 21 species as potential bioindicators (Supplementary Material - SM8 to SM12), three of which were associated with two variables: *Pheidole* sp. 3, early season and OWB; *Pheidole* sp. 5, late season and OYA; *Ectatomma brunneum*, dense vegetation and OYA.

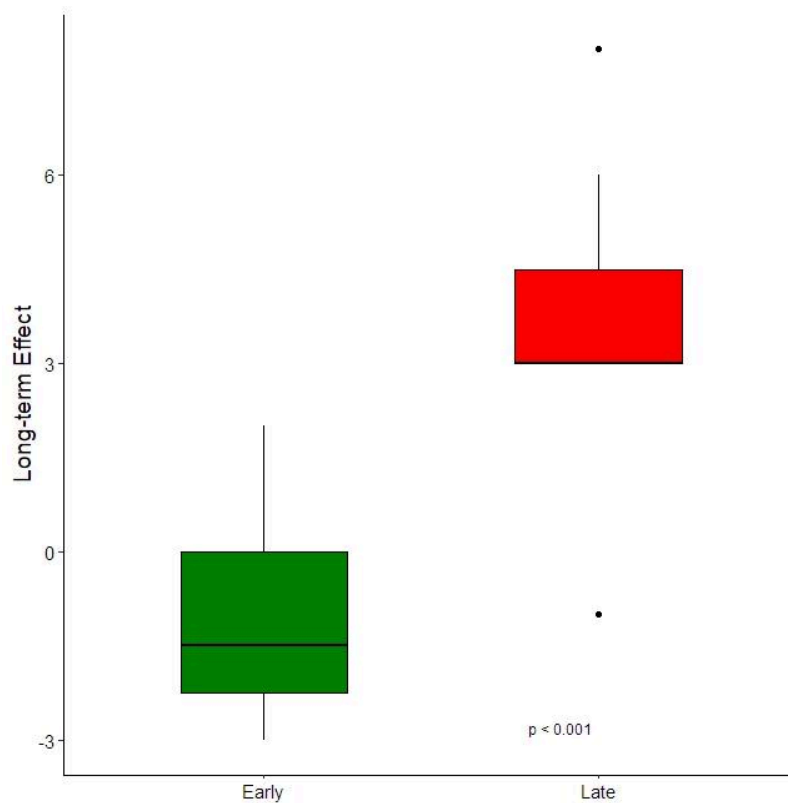


Figure 2 - The long-term effect on Accumulated Richness concerning one year after the fire and one week before the fire ($p=0.001$) as a function of the season in which the fire occurred.

Table 1. Results of PERMANOVA for the taxonomic composition of the ant community. The analysis evaluated the effect of each factor (*Site*, *Time*, *Treatment*, *Season*) and their interactions on community composition, based on a dissimilarity matrix (Jaccard). The R^2 indicates the effect size, F is the test statistic, and the p-value indicates statistical significance. Asterisks denote the significance level: *** $p < 0.001$.

Factor	Df	R^2	F	p-value
Time	2	0.05481	1,3048	0.07193
Treatment	1	0.02924	1,3854	0.10290
Season	1	0.05001	2,4214	0.000999***
Site	1	0.10223	5,2383	0.000999***

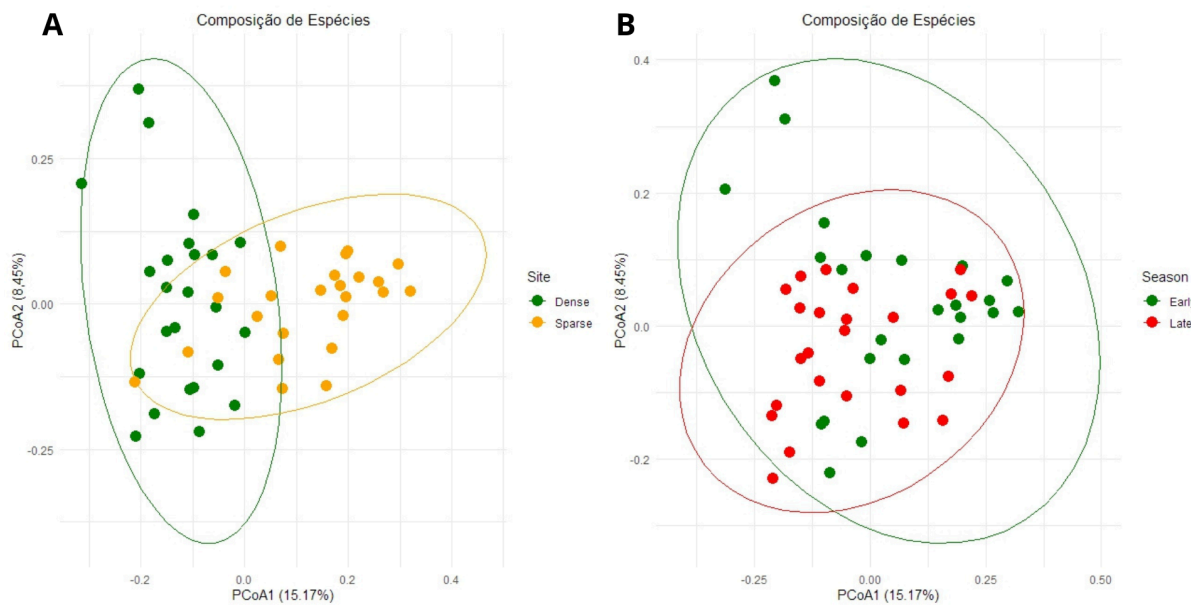


Figure 3 - Principal Coordinates Analysis (PCoA) of ant species composition concerning site (A) ($p < 0.01$) and season (B) ($p < 0.001$).

Discussion

Ant communities demonstrate resilience to fire, the long-term effects on species richness suggests that landscape heterogeneity and climatic conditions are more important modulating factors than fire occurrence alone. These results, however, reinforce the importance of maintaining unburned refuges, as illustrated by the association of a local, yet undescribed species with these refuge areas. The wide variety of species in our study reinforces the importance of habitat heterogeneity, which occurs naturally in the Cerrado biome.

Maintaining unburned areas and fire regimes that allow the recovery of shrub-tree vegetation are critical needs in Cerrado conservation plans to protect species such as the as-yet-undescribed *Paratrachymyrmex* sp. 1 (Durigan et al., 2020). Environmental filters are known to modulate the structure of ant communities (Nooten & Guénard, 2022). Thus, strategic fire management preserves fire's role as an ecological filter, balancing refuge areas

for fire-sensitive species with frequent fires for fire-adapted or fire-dependent species (Andersen et al., 2012; Durigan et al., 2020).

While mosaics of burned and unburned areas typically increase diversity of fire-sensitive and fire-adapted species (McLauchlan et al., 2020), this effect was not observed in our study area, either in the short or long term. Climatic attributes primarily influenced species richness during late-dry season sampling, which is in line with previous studies highlighting the complex relationship between habitat and ant communities in the Cerrado (Marques et al., 2017; Parr & Bishop, 2022; Vasconcelos et al., 2017).

The shift in species composition due to fire seasonality was anticipated and was driven primarily by site-specific characteristics. Most species persisted under all conditions, demonstrating their adaptability to the dynamics of the Cerrado (Frizzo et al., 2011). The effect size was greater among the Cerrado vegetation types, highlighting the impact of environmental filters on these communities, as has been observed even when different vegetation types are in proximity (Vasconcelos et al., 2023). The variation in effect size among variables, particularly vegetation type, reflects the inherent heterogeneity of the biome (Vasconcelos et al., 2017).

The high number of species with significant IndVal values in dense areas highlights the importance of structural diversity in the Cerrado, which supports critical ecological functions for biodiversity conservation and ecosystem services (Vidal-Cordero et al., 2022). Species sampled only after fire use, or those that disappeared within a year of fire use, had very low individual collections, were generally arboreal or subterranean, and exhibited solitary behavior. This absence, therefore, can be attributed to their rarity, rather than to the parameters assessed in the study (Durigan et al., 2020).

The occurrence of species restricted to control areas emphasizes the urgency of fire management plans that protect both known and undescribed species. This management should

therefore incorporate varied fire regimes and seasonal frequency, which is essential to maintaining the heterogeneity of the Cerrado. (Maravalhas & Vasconcelos, 2014). Our results show that, despite post-fire species loss, communities recover within one year, highlighting their resilience. However, the absence of seventeen species one year after the fire suggests that some areas may require more extended recovery periods to restore biodiversity fully (Frizzo et al., 2011).

Finally, considering our results and the unique aspects of the Cerrado biome, we recommend the development of a fire management plan that incorporates multi-year fire regimes, prescribed burns at different times, and fire-free zones as strategies to address the adverse impacts of fire use on ant communities, conserve endemic or threatened species, and ensure a fire regime that respects the complexity of the Cerrado.

References

- Achury, R., Ulloa, P.C., Arcila, A. & Suarez, A.V. (2020). Habitat disturbance modifies dominance, coexistence, and competitive interactions in tropical ant communities. *Ecological Entomology*, 45(6), 1247-1262. <https://doi.org/10.1111/een.12908>
- Alcolea, M., Durigan, G. & Christianini, A.V. (2022). Prescribed fire enhances seed removal by ants in a Neotropical savanna. *Biotropica*, 54(1), 125-134. <https://doi.org/10.1111/btp.13036>
- 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., Woinarski, J.C.Z., Parr, C.L. (2012). Savanna burning for biodiversity - fire management for faunal conservation in Australian tropical savannas. *Austral Ecology*, 37, 658-667. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2011.02334.x>

Canedo-Júnior, E.O., Cuissi, R.G., Curi, N.H.A., Demetriu, G.R., Lasmar, C.J., Malves, K., Ribas, C.R. (2016) Can anthropic fires affect epigaeic and hypogaeic Cerrado ant (Hymenoptera: Formicidae) communities in the same way? *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol.)*, 64 (1), 95-104. <https://dx.doi.org/10.15517/rbt.v64i1.18239>

Cheli, G.H. & Corley, J.C. (2010). Efficient Sampling of Ground-Dwelling Arthropods Using Pitfall Traps in Arid Steppes. *Neotropical Entomology*, 39(6), 912-917. <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2010000600010>

Costa, A.G., Torres, F.T.P., Lima, G.S., Melo, F.R., Rodrigues, V. B., Santana Neto, V.P., Fernandes, T.V. (2022). Fire Influence on the Ant Community in Savanic and Forest Environments of the Cerrado Biome. *Floresta e Ambiente*, 29(1), e20220025. <https://doi.org/10.1590/2179-8087-FLORAM-2022-0025>

Durigan, G., Pilon, N.A.L., Abreu, R.C.R., Hoffmann, W.A., Martins, M., Fiorillo, B.F., Antunes, A.Z., Carmignotto, A.P., Maravalhas, J.B., Vieira, J. & 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>

Eloy, L., Schmidt, I.B., Borges, S.L., Ferreira, M.C. & Santos, T.A. (2019). Seasonal fire management by traditional cattle ranchers prevents the spread of wildfire in the Brazilian Cerrado. *Ambio*, 48, 890–899. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1118-8>

Fagundes, G.M. (2019). Fire normatives: environmental conservation and quilombola forms of life in the Brazilian Savanna. *Vibrant, Virtual Braz. Anthr.*, 16. <https://doi.org/10.1590/1809-43412019v16d501>

Fidelis, A. (2020). Is fire always the "bad guy"? *Flora*, 268, 151611. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.1516>

Frizzo, T.L.M., Bonizário, C., Borges, M.P. & Vasconcelos, H.L. (2011). Efeitos do fogo sobre a fauna de formações savânicas do Brasil. *Oecologia Australis*, 15(2), 365-379. <https://doi.org/10.4257/oeco.2011.1502.13>

Gomes, L., Miranda, H.S., Bustamante, M.M.C. (2018). How can we advance the knowledge on the behavior and effects of fire in the Cerrado biome? *Forest Ecology and Management*, 417, 281-290. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.02.032>

Hartig, F. (2022). DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models. R package version 0.4.6. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Available at: <https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA>

Kelly, L.T.; Giljohann, K.M.; Duane, A.; Aquilué, N.; Archibald, S.; Batllori, E.; Bennet, A.F.; Buckland, S.T.; Canelles, Q.; Clarke, M.F.; Fortin, M.-J.; Hermoso, V.; Herrando, S.;

Keane, R.E.; Lake, F.K.; McCarthy, M.A.; Morán-Ordóñez, A.; Parr, C.L.; Pausa, J.G.; Penman, T.D.; Regos, A.; Rumpff, L.; Santos, J.L.; Smith, A.L.; Syphard, A.D.; Tingley, M.W.; Brotons, Lluís. (2020). Fire and biodiversity in the Anthropocene. *Science*, 370 (929).

<https://doi.org/10.1126/science.abb0355>

Kuczynski, L. & Grenouillet, G. (2018). Community disassembly under global change: Evidence in favor of the stress-dominance hypothesis. *Global Change Biology*, 24, 4417-4427. <https://doi.org/10.1111/gcb.14320>

Leão, R.E.O.S.; Neves, K.C.F.; Zuanon, L.A.; Durigan, G.; Vasconcelos, H.L. (2025). Bringing fire back: how prescribed fires shape ant communities in a fire suppressed neotropical savanna. *Diversity*, 17 (4), 276. 14p. <https://doi.org/10.3390/d17040276>

Majer, J.D. (1983). Ants: Bio-indicators of Minesite Rehabilitation, Land-Use, and Land Conservation. *Environmental Management*, 7(4), 375-383. <https://doi.org/10.1007/BF01866920>

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>.

Marques, T.G., Espírito-Santo, M. M., Neves, F. S., Schoereder, J. H. (2017). Ant Assemblage Structure in a Secondary Tropical Dry Forest: The Role of Ecological Succession and Seasonality. *Sociobiology*, 64(3), 261-275, <https://doi.org/10.13102/sociobiology.v64i3.1276>

McLauchlan, K. K., Higuera, P. E., Miesel, J., Rogers, B.M., Schweitzer, J., et al. (2020). Frase fundamental ecological process: Research advances and frontiers. *Journal of Ecology*, 108 (5), 2047-2069. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13403>

Miranda, V.L.; Koch, E.B.A.; Oliveira, L.S.; Nunes, J.J.M., Barbosa, D.B.S.; Soares, M.R.A.; Mariano, C.S.F, Delabie, J.H.C. (2022). Papéis Avulsos de Zoologia, 62, e202262003. <http://doi.org/10.11606/1807-0205/2022.62.003>

Nooten, S. S., Guénard, B. (2022). *Oecologia*, 200, 441-454, 2022. <https://doi.org/10.1007/s00442-022-05276-8>

Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E. & Wagner, H. (2024). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6-6.1. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Parr, C.L. & Bishop, T.R. (2022). The response of ants to climate changes. *Global Change Biology*, 28.3188-3205. <https://doi.org/10.1111/gcb.16140>.

Pivelo, V.R., Christianini, A. V., Ribeiro, D. B., Menezes, L.S., Berlinck, C.N., Melo, F. P. L., Marengo, J.A., Tornquist, C.G., Tomas, W.M., Overback, G.E. (2021). Understanding Brazil's catastrophic fires: causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 76 (19), 233-255. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.06.005>

Procópio, L. & Barreto, C. (2021). The soil microbiomes of the Brazilian Cerrado. *Journal of Soils and Sediments*, 21, 2327-2342. <https://doi.org/10.1007/s11368-021-02936-9>.

Queiroz, A.C.M., Ribas, C., França, F.M. (2013). Microhabitat characteristics that regulate ant richness patterns: the importance of leaf litter for epigaeic ants. *Sociobiology*, 60 (4), 367-373. <https://doi.org/10.13102/sociobiology.v60i4.367-373>

Queiroz, A.C.M., Marques, T.G., Ribas, C.R., Cornelissen, T.G., Nogueira, A., Schmidt, F.A., Feitosa, R.M., Sobrinho, T.G., Quinet, Y., Baccaro, F.B., Ulysséa, M.A., Vargas, A.B., Morini, M.S.C., Souza, J.L.P., Paolucci, L.N., Dáttilo, W., Del-Claro, K., Lange, D., Santos, J.C., Silva, R.R., Campos, R.B.F., Albuquerque, E.Z., Izzo, T., Rabello, A.M., Solar, R.R.C., Soares, S.A., Costa-Milanez, C.B., Esteves, F., Frizzo, T., Harada, A.Y., DaRocha, W., Diehl-Fleig, E. (2022) Ant diversity decreases during the dry season: a meta-analysis of the effects of seasonality on ant richness and abundance. *Biotropica*, 55 (1), 11. <https://doi.org/10.1111/btp.13158>

R Core Team (2024). R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Available at: <https://www.R-project.org/>

Ribeiro, J.F., Walter, B.M.T. (2008). The main vegetation types of the Cerrado Biome. *In*: Sano, Sueli Matiko, Almeida, Semíramis Pedrosa, Ribeiro, José Felipe (Eds.). *Cerrado: Ecology and Flora*, Embrapa Cerrado - Brasília, DF: Embrapa Information Technology, 1, 151-212. 410p.

Roberts, D.W., 2023. labdsv: Ordination and Multivariate Analysis for Ecology. R package version 2.1-0. Available at: <https://CRAN.R-project.org/package=labdsv>.

RStudio Team (2020). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA <http://www.rstudio.com/>.

Schmidt, I. B., Eloy, L. (2020). Fire regime in the Brazilian Savanna: recent changes, policy and management. *Flora*, 268. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151613>

Schmidt, Fernando A., Ribas, Carla R., Schoereder, José H. (2013). How predictable is the response of ant assemblages to natural forest recovery? Implications for their use as bioindicators. *Ecological Indicators*, 24. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.05.031>

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

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, 36-45. <https://doi.org/10.1007/s13744-022-01010-4>

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

Vidal-Cordero, J.M., Arnan, X., Rodrigo, A., Cerdá, X. & Boulay, R. (2022). Four-year study of arthropod taxonomic and functional responses to a forest wildfire: epigeic ants and spiders are affected differently. *Forest Ecology and Management*, 520, 120379.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120379>.

2. Desvendando as Respostas Funcionais das Comunidades de Formigas à Queima Controlada no Cerrado.

Daise Cardoso^{1,2}, Filipe Viegas de Arruda³, Vanessa Soares Ribeiro^{1,3}, Lucas Navarro Paolucci¹, José H. Schoereder¹.

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia - PPGECO/UFV

² Laboratório de Ciência do Fogo e Manejo Florestal - Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia/UESB

³ Instituto de Pesquisas Ambientais da Amazônia - IPAM.

Resumo

1 O Cerrado, bioma caracterizado por um mosaico de fitofisionomias que variam desde campos com predominância de espécies herbáceas até florestas densas, tem sua heterogeneidade moldada por filtros ambientais como o fogo. Esse agente natural que durante milhões de anos foi o condutor natural da evolução do bioma, tornou-se atualmente um dos principais agentes antropogênicos causando alterações no uso do solo e perda de biodiversidade.

2 Tais variações na estrutura vegetal influenciam as comunidades de formigas, uma vez que fitofisionomias mais densas proporcionam microclima, serapilheira e estrutura do solo mais favoráveis, enquanto áreas mais abertas, com maior incidência solar, apresentam condições mais estressantes. Os atributos morfológicos das formigas, que determinam as funções ecológicas que desempenham, podem ser indicadores sensíveis de mudanças ambientais.

3 Este estudo empregou um delineamento BACI (Before-After-Control-Impact) para avaliar as respostas das comunidades de formigas epigéicas à queima controlada ao início e ao final da estação seca, em áreas de vegetação densa e esparsa no Cerrado. As coletas foram

realizadas uma semana antes (USA), uma semana depois (USD) e um ano depois do fogo (UAD).

4 Foram medidos 13 diferentes atributos funcionais em no máximo seis indivíduos de cada espécie, calculando-se os índices de Riqueza, Dispersão e Regularidade Funcionais. Testamos as hipóteses de que (i) os índices funcionais são negativamente afetados quando a queima controlada ocorre na época tardia; e (ii) os índices funcionais são maiores em áreas de vegetação densa quando comparados às áreas de vegetação esparsa.

5 Nossos resultados indicam que a riqueza funcional variou apenas entre as fitofisionomias, sendo maior nas áreas densas. O fogo, por sua vez, aumentou a dispersão e a regularidade funcional. Uma análise de agrupamento hierárquico (coeficiente cofenético $> 0,87$) revelou uma alta redundância funcional mas também que algumas espécies, como a *Leptomyrmex relictus* Boudinot *et al.* (2016), distinguem-se por atributos singulares e devem ser consideradas na construção dos planos de manejo do fogo.

6 *Resumo e Aplicações Práticas* Concluimos que o fogo atua como um modificador chave da comunidade, aumentando a diversidade e regularidade funcionais e favorecendo a ocupação do espaço funcional. Sua presença permanece relevante para a conservação do Cerrado, desde que associada à manutenção de áreas estruturalmente complexas, que sustentam uma maior riqueza funcional e a biodiversidade local.

Palavras-chave: Diversidade Funcional, Manejo Integrado do Fogo, Delineamento BACI.

Introdução

Os incêndios são reconhecidos como eventos dinâmicos e com consequências ecológicas e evolutivas (McLauchlan *et al.*, 2020). Quando ocorrem naturalmente, suas variações garantem a criação de habitats únicos em escala local e regional, influenciando diretamente a cobertura vegetal (Kelly e Brotons, 2017). Neste contexto, o Cerrado se destaca como um bioma

formado por um mosaico de fisionomias tanto sensíveis quanto resilientes ao fogo. Compreender as diferentes demandas biológicas e tolerância ao fogo das espécies é crucial para garantir a provisão de recursos naturais e condições de permanência das diferentes espécies presentes na comunidade (Berlinck e Batista, 2020).

Embora a maioria dos incêndios em savanas, incluindo o Cerrado, seja de origem antrópica (Andersen; Woinarski; Parr, 2012), as políticas públicas de manejo do fogo, em geral, adotam a supressão total do mesmo. Esta abordagem de “fogo zero”(utilizada por décadas no Brasil, sul da África ou norte da Austrália) levou ao acúmulo excessivo de material combustível fino, especialmente em áreas protegidas, resultando em incêndios florestais mais frequentes ao final da estação seca, além de favorecer a invasão de espécies arbóreas, levando à alteração de habitats (Eloy *et al.*, 2019; Moura *et al.*, 2019).

Tais mudanças no regime de fogo que ocorrem principalmente pela atividade humana (Fidelis e Pivello, 2025), incluindo as alterações no período de queima, ressaltam a necessidade de estratégias de manejo do fogo mais adaptadas e diversificadas para manutenção da biodiversidade (Arruda *et al.*, 2024). Com isto, as queimas prescritas aparecem como ferramentas essenciais para o manejo, e demandam condições meteorológicas específicas, sendo a estação climática frequentemente utilizada como *proxy* para determinar janelas ótimas de queima (Santos *et al.*, 2021).

Além disto, a complexidade do Cerrado com seu mosaico intrincado de fitofisionomias sensíveis e resistentes ao fogo (Berlinck e Batista, 2020; Ribeiro e Walter, 2008) influencia diretamente nas características do fogo. Nas savanas sul-americanas esse fogo costuma ser de baixa a média intensidade, especialmente nas formações com mais espécies herbáceas, entretanto, pela sua recuperação mais rápida a frequência deste fogo tende a ser mais alta (Simon e Dantas, 2025). Por outro lado, nas formações florestais o fogo atinge as copas das

árvores, com maior intensidade e queimando a maior parte da vegetação (arbustos e árvores) (Simon e Dantas, 2025).

A mudança do uso do solo, nas áreas com maior densidade de árvores, altera o regime do fogo, uma vez que aumenta a presença de vegetação herbácea, facilitando a ignição e levando a mudanças na composição dos ecossistemas e nas interações entre as espécies (Kelly *et al.*, 2020). O manejo do fogo deve, portanto, garantir provisão dos recursos e condições adequadas às diferentes demandas biológicas das espécies (Berlinck e Batista, 2020) e levar em conta as variações no comportamento do fogo em função das estações climáticas, e do acúmulo de combustível sobre o solo, disponível para queimar (Santos *et al.*, 2021).

No entanto, há uma inegável escassez de estudos sobre o efeito da época de ocorrência do fogo (época de queima) nos índices de diversidade funcional de formigas (Almeida *et al.*, 2023), e esta lacuna é significativa, considerando que os animais geralmente toleram melhor incêndios de baixa intensidade e pequena extensão como aqueles do início da estação seca (Batista *et al.*, 2023). O fogo que ocorre ao final da época seca, por outro lado, apresenta maior intensidade, podendo levar à combustão total da cobertura vegetal e permitindo a sobrevivência apenas da fauna edáfica (Frizzo *et al.*, 2011).

Os efeitos do fogo sobre a comunidade de formigas estão relacionados principalmente às mudanças na estrutura da vegetação (Andersen; Woinarski; Parr, 2012). Desta maneira o fogo, atuando como filtro ambiental, é capaz de moldar vários aspectos das comunidades de formigas epigéicas (Nooten e Guénard, 2022). É, portanto, vantajoso utilizá-las como organismo modelo para compreender estas mudanças, uma vez que devido à sua alta confiabilidade (tanto na resposta aos distúrbios quanto na extrapolação dos resultados) e viabilidade (por sua distribuição ampla e enorme abundância) (Lach, Parr e Abbott, 2010) são excelentes indicadoras de mudanças ambientais.

Neste sentido, espécies que persistem após a passagem do fogo, superando o filtro ambiental, possuem características morfológicas que tendem a ser estáveis ao longo do tempo. Contudo, mudanças no regime de fogo podem induzir alterações nessas características, e são um fator a ser considerado (Batista *et al.*, 2023). Compreender melhor as respostas da biodiversidade ao fogo é imperativo para desenvolver novas abordagens de conservação (Kelly *et al.*, 2020).

A diversidade funcional pode responder a mudanças mínimas no habitat e explicar variações nas funções ecossistêmicas, uma vez que as características funcionais estão ligadas ao funcionamento do ecossistema ou a estruturação da comunidade (Bruno *et al.*, 2016) e podem levar a melhor compreensão e previsão dos efeitos das mudanças ambientais (McGuill *et al.*, 2006). Ela pode ser compreendida a partir dos seus índices, aqui trabalharemos com três, riqueza funcional - FRic, regularidade funcional - FEve, dispersão funcional - FDis.

O volume do espaço funcional preenchido por espécies é o que chamamos de riqueza funcional, os distúrbios ambientais são capazes de reduzir este índice e diminuir a resistência e a resiliência do ecossistema a futuras perturbações (Bruno *et al.*, 2016). A regularidade funcional avalia a distribuição das abundâncias no espaço funcional, e será menor quando partes do espaço estão vazias enquanto outras são densamente povoadas (Mouchet *et al.*, 2010). A distribuição dos traços funcionais das espécies em uma comunidade em relação ao centro do espaço funcional é o que chamamos de dispersão funcional (Bruno *et al.*, 2016).

Os traços funcionais são classificados como de “efeito”, quando impulsionam as mudanças ambientais ou de “resposta”, quando estão associados aos efeitos do ambiente no organismo (Streit e Bellwood, 2023). Os traços funcionais de resposta são particularmente úteis, pois permitem previsões mais eficientes sobre os efeitos na comunidade de formiga a partir de mudanças no uso do solo, superando os descritores de diversidade taxonômica (Ahuatzin *et al.*, 2022). Estes traços estão intrinsecamente associados ao ambiente em que as formigas

ocorrem, evidenciando a importância da filtragem ambiental na montagem das comunidades (Wischer, Pearce-Duvet e Feener, 2012).

Estas características específicas podem indicar as diferentes condições do habitat, olhos pequenos e mandíbulas grandes frequentemente se associam a habitats mais complexos (Guilherme *et al.*, 2019). Por outro lado, em ambientes mais simples, esperamos encontrar formigas com corpo mais largo, pernas mais longas, olhos maiores e posicionados mais dorsalmente, (Gibb e Parr, 2013), além de responderem positivamente ao aumento da aridez no habitat (Wendt *et al.*, 2020). Formigas epigéicas e subterrâneas tendem a ser mais claras que as de sub-bosque (Law *et al.*, 2019). As alterações na estrutura da vegetação, por sua vez, podem levar à predominância de espécies com cutícula mais escura e tamanho menor, devido à sua maior resistência à dessecação (Law *et al.*, 2019).

Neste sentido, é fundamental ampliar o conhecimento sobre os efeitos do manejo do fogo, baseado em teorias ecológicas e adaptados às condições locais (Kelly e Brotons, 2017). Da mesma forma, compreender as mudanças nas características funcionais sob diferentes regimes de fogo permite prever a estrutura funcional da comunidade (Ahuatizin *et al.*, 2022) e o funcionamento do ecossistema, evitando a perda de funções e processos mediados por formigas (Almeida *et al.*, 2023; Cajaíba, 2023; Wendt *et al.*, 2020).

Com este trabalho, buscamos preencher a lacuna de estudos sobre os efeitos da época de ocorrência do fogo sobre a diversidade funcional de formigas. Para tal, testamos as hipóteses de que (i) os índices funcionais são negativamente afetados quando a queima controlada ocorre na época tardia; e (ii) os índices funcionais são maiores em áreas de vegetação densa quando comparados às áreas de vegetação esparsa.

Material e Métodos

Área de Estudo

Este estudo foi conduzido em Cavalcante, Goiás, Brasil, no Território Kalunga (13°36'09" S, 47°27'26" W), parte da microrregião da Serra do Tombador, — um hotspot de biodiversidade caracterizado pelo bioma Cerrado, dependente do fogo. A região apresenta um clima tropical chuvoso (Aw na classificação de Köppen), marcado por estações distintas, chuvosa (outubro-abril) e seca (maio-setembro), e pluviosidade média anual entre 1500 e 1750 mm (Almeida *et al.*, 2022).

A área de estudo abrange tipos clássicos de vegetação do Cerrado, formando um mosaico de vegetação de savana que transita de campos abertos para florestas densas (Costa et al., 2022). Para capturar a heterogeneidade estrutural, foram selecionados dois locais: um com vegetação esparsa (campos abertos) e outro com vegetação densa (cobertura dominada por arbustos e árvores), localizados a aproximadamente 10 km de distância (Fig. 1). A diferença entre os locais foi confirmada pelos valores de NDVI (Material Suplementar - MS1 a MS3) após o teste U de Mann-Whitney ($p < 0.001$).

Desenho Experimental

Oito transectos de 200 m foram estabelecidos em cada local de estudo, espaçados por, no mínimo, 100 m. Cada transecto foi dividido em dez pontos de amostragem equidistantes (espaçamento de 20 m; Material Suplementar - MS4), selecionados com base na presença de árvores maduras (verificadas taxonomicamente; Material Suplementar - MS5).

Queimadas controladas foram implementadas para avaliar os efeitos da época de ocorrência do fogo nas comunidades de formigas: início da estação seca (14 de maio de 2016) e final da estação seca (15 de setembro de 2016). Para cada época de queima, quatro transectos foram atribuídos — dois controles queimados e dois não queimados. As queimadas seguiram

protocolos padronizados de ignição por vento, utilizando uma tocha de gotejamento, supervisionada por autoridades de combate a incêndios para garantir a contenção e a segurança.

Quatro armadilhas de queda foram instaladas por ponto de amostragem, dispostas em configuração quadrada (espaçamento de 1 m) ao redor de cada ponto. Cada armadilha continha 200 ml de água com detergente neutro (para reduzir a tensão superficial; Cheli & Corley, 2010). A amostragem de formigas ocorreu em três intervalos: Uma semana antes do incêndio - USA (7 de maio e 8 de setembro de 2016); Uma semana após o incêndio - USD (21 de maio e 22 de setembro de 2016); Um ano após o incêndio - UAD (14 de maio e 15 de setembro de 2017).

As armadilhas de cada ponto de amostragem foram reunidas, preservadas em etanol 70% e processadas no Laboratório de Ecologia de Comunidades e Ecossistemas Tropicais - EcoTrop/UFV para triagem e identificação taxonômica. Os espécimes-voucher serão depositados na coleção AntWeb.

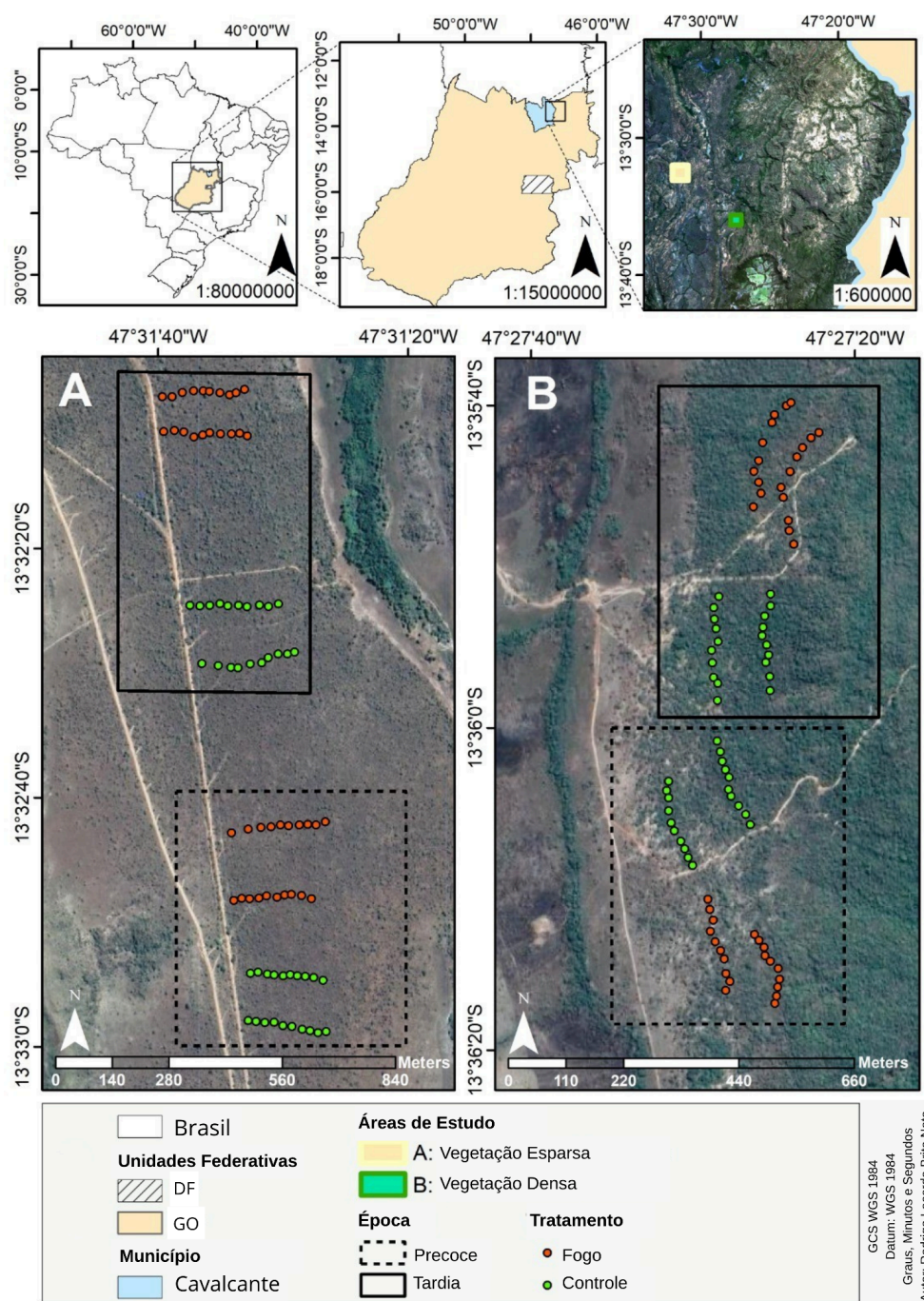


Figura 1 - Localização da área de estudo: o mapa detalha o Estado de Goiás (bege) e o Município de Cavalcante (azul claro). São apresentadas duas fitofisionomias de Cerrado: vegetação esparsa (A, amarelo) e densa (B, verde). Os pontos de amostragem indicam os tratamentos: controle (verde) e áreas submetidas a queima controlada (vermelho). Os polígonos delimitam as épocas de uso do fogo: época precoce (linha contínua) e época tardia (linha tracejada).

Mensuração dos atributos

Foram medidos 13 atributos morfológicos em até seis indivíduos de cada espécie (ou o máximo disponível, quando o número foi inferior a seis), descritos na Figura 2, conforme Parr *et al.*, (2017). As medições foram realizadas pela mesma pessoa utilizando um micrômetro ocular acoplado a um estereomicroscópio. Os atributos foram padronizados pela divisão de cada um pelo *proxy* para tamanho corporal (Comprimento do mesossoma = Comprimento de Weber) do indivíduo e selecionados de acordo com a ausência de correlação entre as métricas (Mouchet *et al.*, 2010), conforme as fórmulas a seguir:

Cabeça = (largura da cabeça passando pelos olhos + comprimento dos olhos)/ comprimento de Weber

Perna = (comprimento do fêmur + comprimento da tíbia)/ comprimento de Weber

Mesossoma = (comprimento de Weber * largura do pronoto)/comprimento de Weber

Cor = (Cor do gáster + cor do mesossoma + cor da cabeça)/3

Olho = Largura máxima do olho/comprimento de Weber

Distância entre Olhos = Distância entre olhos/ comprimento de Weber

Escapo = Comprimento do escapo/comprimento do Weber

Mandíbula = Comprimento da mandíbula/comprimento de Weber



Figura 2 - Atributos funcionais mensurados, a saber: **A)** LMO = largura máxima do olho; CM = comprimento do mesossoma; CFP = comprimento do fêmur posterior; CTP = comprimento da tíbia posterior. **B)** LCPO = largura da cabeça passando pelos olhos; CC = comprimento da cabeça; CE = comprimento do escapo; CMD = comprimento da mandíbula. **C)** LP = largura do pronoto. **D)** DEO = distância entre os olhos; CCL = comprimento do clipeo.

Para determinação do atributo ‘cor’, utilizamos a paleta de cores disponível no *Appendix S1* de Parr et al. (2017) como referência para a classificação da cor dominante da cabeça, mesossoma e gáster das formigas avaliadas. Após identificação da cor dominante, por meio do modelo de cores HSV a variável ‘valor’ (V de value) foi capturada utilizando o software Paint (Microsoft Corporation, 2015), variável contínua que considera a variação de luz na imagem (de 0 - preto a 100 - branco).

Análise estatística

Definição das Matrizes e Traços

Para calcular os índices de diversidade funcional, foram utilizadas duas matrizes. A matriz de comunidade foi estruturada com as unidades amostrais nas linhas e as espécies de formigas

nas colunas, contendo as respectivas abundâncias. A matriz de traços foi estruturada com as espécies nas linhas e os traços funcionais nas colunas, contendo os valores médios de cada atributo morfológico.

Cálculo dos Índices Principais

O cálculo dos índices de diversidade funcional foi realizado no software R v.4.0.4 (R Core Team, 2021), utilizando a função `dbFD()` do pacote `FD` (Laliberté et al., 2014). O cálculo foi ponderado pela abundância considerada como um fator constante igual a 1. Os seguintes índices foram obtidos para cada comunidade: Riqueza Funcional - `FRic`, Regularidade Funcional - `FEve`, Dispersão Funcional - `FDIs`,

Realizamos uma análise de Agrupamento (Dendrograma) para visualizar a similaridade funcional entre as espécies e identificar grupos funcionalmente redundantes, realizou-se um agrupamento hierárquico (cluster analysis) a partir da matriz de distância de Gower (Gower, 1971), com método de agrupamento ‘average linkage’. A qualidade do agrupamento foi avaliada pelo coeficiente cofenético que mede a correlação entre a matriz de distância funcional original e o dendrograma (Sokal e Rohlf, 1962), onde o valor quando próximo de 1 indica alta redundância funcional, enquanto um valor próximo de 0 sugere baixa redundância. Para avaliar as diferenças nos índices de diversidade funcional foram utilizados Modelos Lineares Generalizados (GLM). Nesses modelos, a época de ocorrência do fogo (Época), a área de estudo (Área), o tratamento (Tratamento) e a data de coleta (Tempo) atuarão como variáveis explicativas, e os atributos/índices funcionais como variáveis resposta. A função *nullmodel* do pacote *vegan* (Oksanen et al., 2022), foi utilizada para a criação de modelos nulos, respeitando as características dos diferentes conjuntos de dados.

Resultados

Identificamos 81 espécies de formigas, representando 34 gêneros e sete subfamílias (Material Suplementar - MS6). A época da queima não influenciou os parâmetros avaliados. Por outro lado, a fitofisionomia impactou significativamente apenas a Riqueza Funcional ($F(1,21) = 22,0265$, $p < 0,001$), sendo esta maior em áreas densas (Figuras 3).

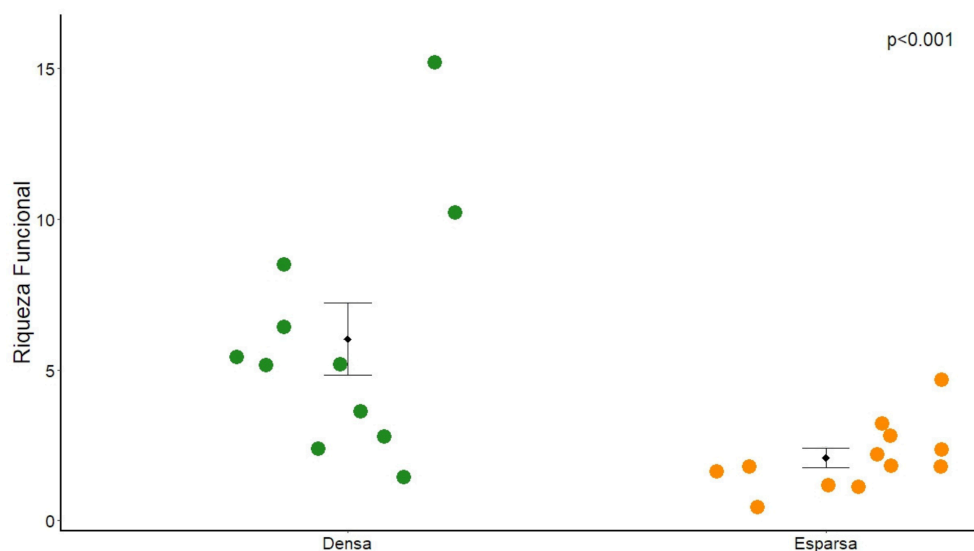


Figura 3 - Riqueza Funcional de espécies em áreas de vegetação densa e esparsa. Os pontos representam a riqueza funcional de espécies para cada ponto de amostragem. As barras verticais indicam a média e o erro padrão da riqueza de espécies para cada tipo de área ($p < 0,01$).

Os atributos funcionais que apresentam diferenças significativas entre as fitofisionomias foram: tamanho da cabeça ($F(1, 21) = 11,059$, $p < 0,01$) e comprimento da mandíbula ($F(1, 21) = 10,784$, $p < 0,01$) que são maiores nas áreas densas. O mesossoma (indicador do tamanho do corpo) ($F(1, 21) = 7,165$; $p < 0,05$) foi maior em áreas esparsas, conforme pode ser observado na Figura 4.

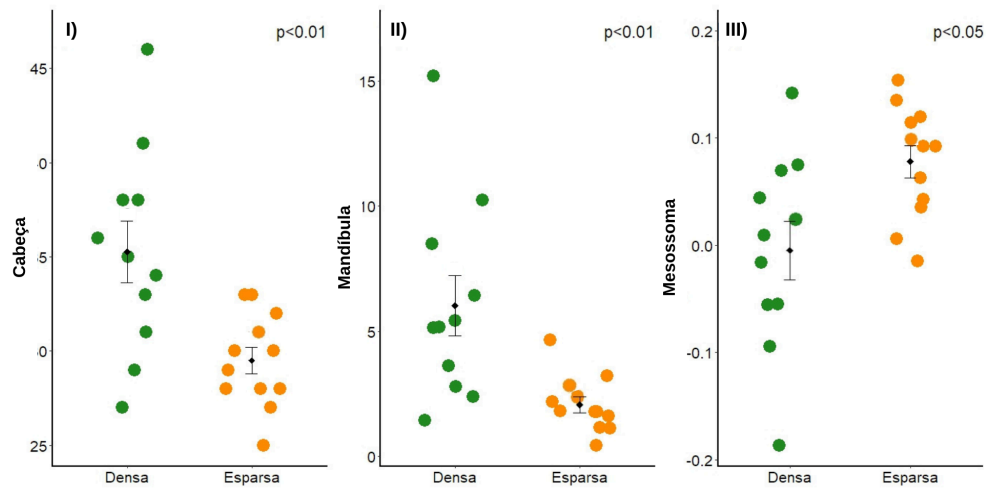


Figura 4 - Atributos funcionais de formigas coletadas para as áreas Densa e Esparsa: **I)** Comprimento da cabeça, **II)** Comprimento da mandíbula e **III)** Comprimento de Weber (indicador de tamanho do corpo). Em todos os gráficos, os pontos representam os valores de cada atributo para os pontos de amostragem. As barras verticais indicam a média e o erro padrão para os grupos de áreas. Os níveis de significância são de $p < 0,01$ para as comparações de cabeça e mandíbula, e $p < 0,05$ para o mesossoma.

Os índices Dispersão Funcional ($F(1,21) = 4,904$, $p < 0,05$) e Regularidade Funcional ($F(1,21) = 9,401$, $p < 0,01$) foram maiores quando o fogo esteve presente (Figuras 5 e 6). O mesmo acontece com os atributos 'distância entre os olhos' ($F(1,21) = 10,047$, $p < 0,01$) e 'largura do olho' ($F(1,21) = 4,362$, $p < 0,05$) como pode ser observado na Figura 7.

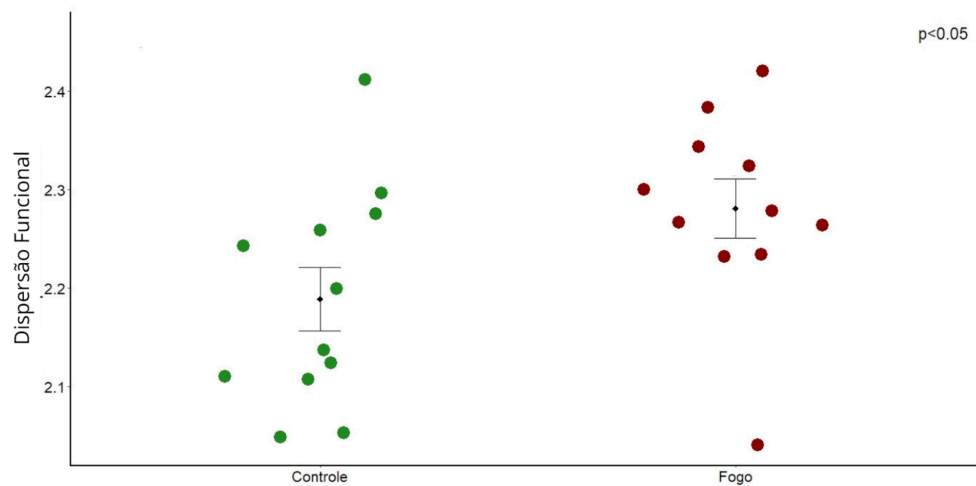


Figura 5 - Comparação da dispersão funcional entre os tratamentos Controle e Fogo. Os pontos representam a dispersão funcional de cada ponto de amostragem. As barras verticais indicam a média e o erro padrão para cada tratamento. Letras diferentes (a e b) sobre as barras indicam diferença estatisticamente significativa entre os grupos ($p < 0,05$).

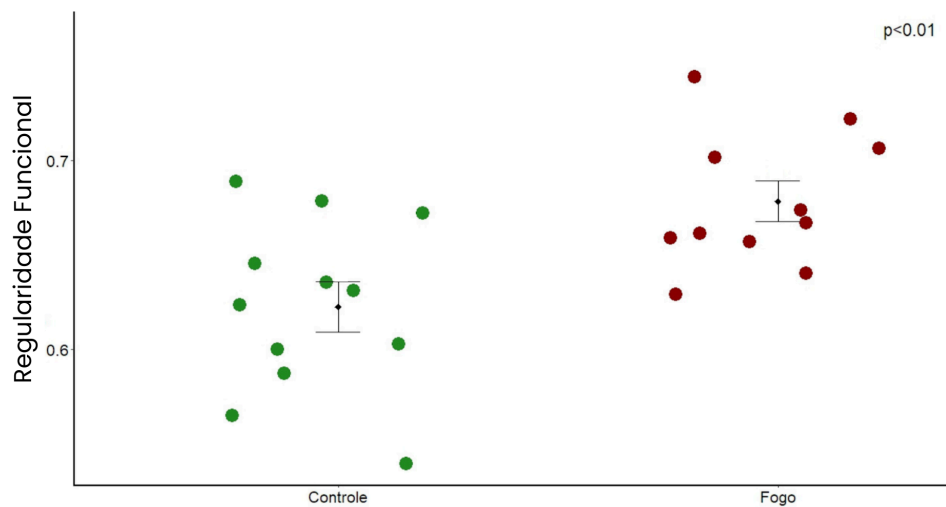


Figura 6 - Comparação da regularidade entre os tratamentos Controle e Fogo. Os pontos representam a regularidade funcional de cada ponto de amostragem. As barras verticais indicam a média e o erro padrão para cada tratamento. Letras diferentes (a e b) sobre as barras indicam diferença estatisticamente significativa entre os grupos ($p < 0,01$).

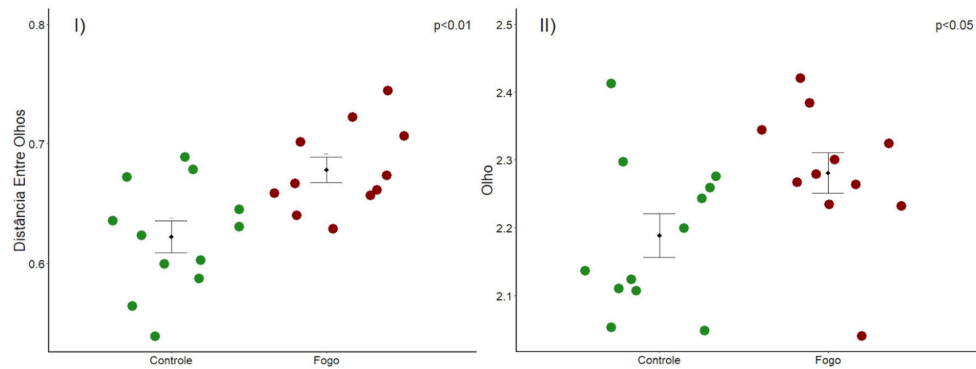


Figura 7 - Variação de atributos morfológicos funcionais em diferentes tratamentos. A figura apresenta a comparação de dois atributos funcionais: I) Distância entre os olhos e II) Largura do olho. Em ambos os gráficos, os pontos representam os valores de cada atributo para os locais de amostragem nos tratamentos Controle e Fogo. As barras verticais indicam a média e o erro padrão para cada tratamento. Letras diferentes (a e b) sobre as barras indicam diferença estatisticamente significativa entre os grupos. Os níveis de significância são de $p < 0,01$ para a distância entre os olhos e $p < 0,05$ para o diâmetro do olho.

Houve uma alta correlação entre a matriz de distância e dendrograma (coeficiente covenético = 0,8736). O dendrograma (Figura 8) revela padrões de similaridade funcional entre as espécies, com destaque para a distinção de algumas, como a *Leptomyrmex relictus* (Figura 8).

Discussão

Contrariando nossas hipóteses, não observamos efeitos significativos da época do fogo, ou das interações entre os parâmetros avaliados, na comunidade de formigas. A variabilidade dessas respostas na literatura sugere que, em nosso estudo, outros fatores podem ter atuado como filtros ambientais mais determinantes do que a estação de queima. Neste sentido, a diferença significativa na Riqueza Funcional, com valores maiores em áreas de vegetação densa pode ser atribuída principalmente à maior complexidade do habitat. Ambientes mais

complexos possuem mais recursos e permitem que um número maior de espécies coexista no mesmo espaço (Nooten *et al.*, 2019; Rocha-Ortega *et al.*, 2017) e utilize de maneira mais eficiente os recursos disponíveis (Mason *et al.*, 2005), uma vez heterogeneidade do Cerrado também implica na variação na disponibilidade de nutrientes e água, além de regimes de fogo distintos (Ribas, *et al.*, 2003).

Os atributos que se mostraram mais distintos entre as fitofisionomias corroboram este fato, pois o maior tamanho da cabeça e da mandíbula em áreas mais densas refletem a maior disponibilidade de recursos e a necessidade de ferramentas de forrageamento mais robustas (Guilherme *et al.*, 2019; Priest *et al.*, 2021). Por outro lado, o maior tamanho do mesossoma em áreas esparsas pode ser uma resposta à simplificação do habitat e a uma maior exposição ao sol, o que é corroborado pela literatura que associa o tamanho corporal à adaptação a condições de ambientes abertos (Wendt *et al.*, 2020).

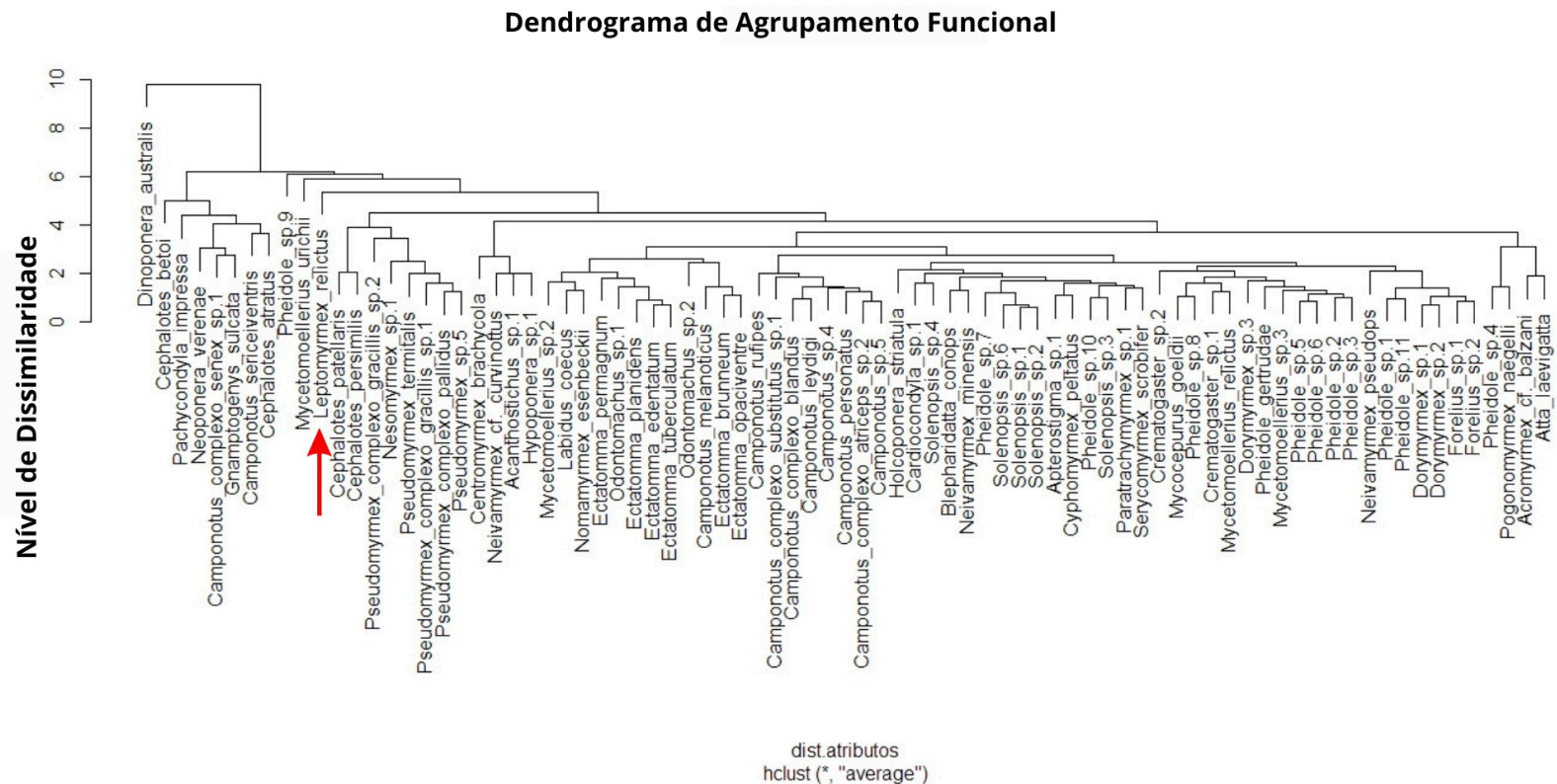


Figura 8 - Dendrograma de agrupamento hierárquico das espécies de formigas com base em atributos funcionais. O dendrograma mostra as relações de dissimilaridade entre as espécies de formigas. O agrupamento hierárquico foi realizado usando a distância dos atributos e o método de ligação por média (average linkage). As espécies que se unem em um mesmo ramo a mais próximas a 0, no eixo Y, são consideradas funcionalmente mais similares. Destaca-se também a espécie endêmica da região *Leptomyrmex relictus* por sua distinção.

Os índices Dispersão Funcional e Regularidade Funcional, por sua vez, foram maiores nas áreas submetidas ao fogo. Este padrão é resultado direto da atuação do fogo na alteração e simplificação da estrutura do habitat levando a uma maior ocupação do espaço funcional, especialmente em função da diminuição dos recursos. Isso exige maior eficiência das espécies presentes tanto no forrageamento quanto na exploração do habitat, o que pode levar as espécies a estarem mais dispersas, diminuindo assim a competição e possibilitando melhor exploração de recursos distintos no ambiente pós-fogo (Andersen, Woinarski e Parr, 2012; Andersen *et al.*, 2014; Andersen, 2019).

Do mesmo modo, esta simplificação do habitat e menor cobertura vegetal resultam em maior tamanho do olho, que é positivamente afetado pelo aumento da aridez do espaço, comum em áreas recém-queimadas (Wendt *et al.*, 2020), sendo, conseqüentemente menores nas áreas controle com maior cobertura vegetal (Guilherme *et al.*, 2019).

O alto Coeficiente de Correlação Cofenética (0,8736) garante a robustez do agrupamento hierárquico, e demonstra a elevada proximidade funcional de muitas espécies, indicando que a redundância de atributos pode conferir maior resiliência à comunidade (Dalle Leste *et al.*, 2018; Almeida *et al.*, 2023). Contudo, a análise da dissimilaridade funcional também evidencia espécies com traços funcionais singulares que se conectam aos demais grupos apenas em níveis de dissimilaridade acentuados, como é o caso de *Leptomyrmex relictus*, reforçando a necessidade de proteção desta espécie que ocorre exclusivamente na região do nosso estudo (Boudinot *et al.*, 2016).

Este trabalho indica que, embora a época da queima não tenha sido um filtro primário na nossa área de estudo, a fitofisionomia e a ocorrência do fogo são determinantes na montagem das comunidades de formigas e na sua diversidade funcional no Cerrado. Nossos resultados reforçam a necessidade de um manejo do fogo que considere a heterogeneidade da paisagem e o papel do fogo na seleção de traços, visando a conservação da biodiversidade funcional em

mosaicos de fisionomias. A integração desses conhecimentos é vital para o desenvolvimento de políticas de manejo do fogo mais eficazes e adaptadas, especialmente em territórios tradicionais como o Sítio Histórico e Patrimônio Cultural Kalunga, onde a interação entre práticas humanas e processos ecológicos molda a resiliência do ecossistema.

Referências

Ahuatzin, D.A., González-Tokman, D., Silva, R.R., Gonzáles, J.E.V., Escobar, F., Ribeiro, M.C., Acosta, J.C.L., Dáttilo, W. (2022). Forest cover modulates diversity and morphological traits of ants in highly fragmented tropical forest landscapes. *Biodiversity and Conservation*, 31, 2097-2117. <https://doi.org/10.1007/s10531-022-02428-3>

Almeida, D.F., Kovalsyki, B., Lucas, F.M.F., Santos, J.F.L., Tetto, A. F. (2022). Performance of the FMA+ Forest Fire Hazard Index for The Serra do Tombador Natural Reserve, Goiás, Brazil. *Revista Floresta*, 52 (4), 484-491. <https://doi.org/10.5380/rf.v52i4>

Almeida, R.P.S., Teresa, F.B., Camarota, F., Izzo, T.J., Silva, R.R., Andrade-Silva, J., Arruda, F.V. (2023). The role of morphological traits predicting the functional ecology of arboreal and ground ants in the Cerrado-Amazon transition. *Community Ecology*, 201, 199-212. <https://doi.org/10.1007/s00442-022-05304-7>

Andersen, A.N. Responses of ant communities to disturbance. (2019). 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.; Ribbons, R.R.; Pettit, M.; Parr, C.L. (2014). Burning for diversity: highly resilient ant communities respond only to strongly contrasting fire regimes in Australia's seasonal tropics. *Journal of Applied Ecology*, 51, 1406-1413. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12307>

Andersen, A.N., Woinarski, J.C.Z., Parr, C.L. (2012). Savanna burning for biodiversity - fire management for faunal conservation in Australian tropical savannas. *Austral Ecology*, 37, 658-667. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2011.02334.x>

Arruda, V.L.S., Alencar, A.A.C., Carvalho Júnior, O.A., Ribeiro, F.F., Arruda, F.V. Conciani, D.E., Silva, W.V., Shimbo, J.Z. (2024). Assessing four decades of fire behavior dynamics in the Cerrado biome (1985 to 2022). *Fire Ecology*, 20, 64. <https://doi.org/10.1186/s42408-024-00298-4>

Batista, E.K.L., Figueira, J.E.C., Solar, R.R.C., Azevedo, C.S., Beirão, M.V., Berlinck, C.N., Brandão, R.A., Castro, F.S., Costa, H.C., Costa, L.M., Feitosa, R.M., Freitas, A.V.L., Freitas, G.H.S., Galdino, C.A.B. (2023). In case of fire, escape or die: a trait-based approach for identifying animal species threatened by fire. *Fire*, 6 (6), 242-263. <https://doi.org/10.3390/fire6060242>

Berlinck, C.N.; Batista, E.K.L. (2020). Good fire, bad fire: it depends on who burns. *Flora*, 268, 1406-1413. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151610>

Boudinot, B.E., Probst, R.S., Brandão, C.R.F., Feitosa, R.M., Ward, P.S. (2016). Out of the Neotropics: newly discovered relictual species sheds light on the biogeographical history of

spider ants (Leptomyrmex, Dolichoderinae, Formicidae). Systematic Entomology, 41 (3), 658-671. <https://doi.org/10.1111/syen.12181>

Bruno, D., Gutiérrez-Cánovas, C., Sánchez-Fernández, D., Velasco, J., Nilsson, C. (2016). Impacts of environmental filters on functional redundancy in riparian vegetation. Journal of Applied Ecology, 53 (3), pág. 846-855, 2016. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12619>

Dalle Leste, K.C., Durigan, G. Andersen, A.N. (2018). 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>

Eloy, L., Schmidt, I.B., Borges, S.L., Ferreira, M.C., Santos, T.A. (2019). Seasonal fire management by traditional cattle ranchers prevents the spread of wildfire in the Brazilian Cerrado. Ambio, 48, 890–899. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1118-8>

Fidelis, A., Pivello, V. R. Introduction. (2025). *In*: Fidelis, A.; Pivello, V.R. (Eds.). Fire in the South American Ecosystem. Cham, Zug: Springer, p.1-8. (Ecological Studies, v. 250, 450p.). <https://doi.org/10.1007/978-3-031-89372-8>

Frizzo, T.L.M., Bonizário, C., Borges, M.P., Vasconcelos, H.L. (2011). Revisão dos Efeitos do Fogo Sobre a Fauna de Formações Savânicas do Brasil. Oecologia Australis, 15(2), 365-379. [10.4257/oeco.2011.1502.1](https://doi.org/10.4257/oeco.2011.1502.1)

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. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0064005>

Gower, J. C. (1971). A general coefficient of similarity and some of its properties. Biometrics, 27 (4), 857-871. <https://doi.org/10.2307/2528823>

Guilherme, D.R., Souza, J.L.P., Franklin, E., Pequeno, P.A.C.L., 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, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2019.05.004>

Kelly, L.T., Brotons, L. (2017). Using fire to promote biodiversity. Science, 633, 1264-1265. <https://doi.org/10.1126/science.aam7672>

Kelly, L.T., Giljohann, K.M., Duane, A.; Aquilué, N., Archibald, S., Batllori, E.; Bennet, A.F., Buckland, S.T., Canelles, Q., Clarke, M.F., Fortin, M.J., Hermoso, V., Herrando, S., Keane, R.E., Lake, F.K., McCarthy, M.A., Morán-Ordóñez, A., Parr, C.L., Pausa, J.G., Penman, T.D., Regos, A., Rumpff, L., Santos, J.L., Smith, A.L., Syphard, A.D., Tingley, M.W., Brotons, Lluís. (2020). Fire and biodiversity in the Anthropocene. Science, 370 (6519). <https://doi.org/10.1126/science.abb0355>.

Laliberté, E., Legendre, P., Shipley, B. (2014). FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12.1.

Lach, L., Parr, C.L., Abbott, K.L. (2010). *Ant Ecology*. Oxford: Oxford University Press, 424p. ISBN-10: 0199544638

Law, S.J., Bishop, T.R., Eggleton, P., Griffiths, H., Ashton, L., Parr, C.L. (2019). Darker ants dominate the canopy: Testing macroecological hypotheses for patterns in colour along a microclimatic gradient. *Journal of Animal Ecology*, 89 (2), 347-359. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13110>

Mason, N.W.H., Mouillot, D., Lee, W.G., Wilson, J.B. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, 111 (1), 112-118. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>

McGill, B.J., Enquist, B.J., Weiher, E., Westoby, M. (2006). Rebuilding community ecology from functional traits. *TRAITS in Ecology and Evolution*, 21 (4), 178-185. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.02.002>

McLauchlan, K.K., Higuera, P.E., Miesel, J. Rogers, B.M., Schweitzer, J., Shuman, J.K., Tepley, A.J., Varner, J.M., Veblen, T.T., Adalsteinsson, S.A., Balch, J.K., Baker, P., Batllori, E., Bigio, E., Brando, P., Catatau, M., Chipman, M.L., Coen, J. Crandall, R. Daniels, L. Enright, N., Gross, W.S., Harvey, B.J., Hatten, J.A., Hermann, S., Hewitt, R.E., Kobziar, L.N., Landesmann, J.B., Loranty, M.M., Maezumi, S.Y., Mearns, L., Moritz, M., Myers, J. A., Pausas, J.G., Pellegrini, A.F.A., Platt, W.J., Roozeboom, J., Safford, H., Santos, F., Scheller, R.M., Sherriff, R.L., Smith, K.G., Smith, M.D., Watts, A. C. (2020). Fire as a fundamental ecological process: Research advances and frontiers. *Journal of Ecology*, 108 (5), 2047-2069. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13403>

Microsoft Corporation. (2015). Paint. Versão incluída no Windows 10. Redmond, WA: Microsoft, 2015. 1 programa de computador.

Mouchet, M.A., Villéger, S., Mason, N.W.H., Mouillot, D. (2010). Functional diversity measures; an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, 24 (4), 867-876, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x>

Moura, L.C.; Scariot, A. O.; Schmidt, I. B.; Beatty, R.; Russel-Smith, J. (2019). The legacy of colonial fire management policies on traditional livelihoods and ecological sustainability in savannas: Impacts, consequences, new directions. *Journal of Environmental Management*, 232, 600-606. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.057>.

Nooten, Sabine S., Guénard, Benoit. (2022). Ant communities in disturbed subtropical landscapes: is climate more important than stochastic processes? *Oecologia*, 200, p.441-454. <https://doi.org/10.1007/s00442-022-05276-8>

Ohyama, L. Asynchrony in seasonal patterns of taxonomic and functional diversity in an aboveground ant (Hymenopter: Formicidae) Community (Florida, USA). (2022). *Environmental Entomology*, 51(2), 351-359. <https://doi.org/10.1093/ee/nvac010>

Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, R., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Cáceres, M., Durand, S., Evangelista, H.,

FitzJohn, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., Hill, M., Lahti, L., McGlinn, D., Ouellette, M., Ribeiro Cunha, E., Smith, T., Stier, A., Ter Braak, C., Weedon, J. (2024). `_vegan: Community Ecology Package_`. R package version 2.6-8.

<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

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, 427–43 . <https://doi.org/10.1007/s00442-021-04934-7>

Procópio, L. & Barreto, C. (2021). The soil microbiomes of the Brazilian Cerrado. *Journal of Soils and Sediments*, 21, 2327-2342. <https://doi.org/10.1007/s11368-021-02936-9>.

R Studio Team. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>. 2021.

Rigas, C.R., Schroeder, J.H., Pic, M., Soares, S.M. (2003). Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. *Austral Ecology*, 28 (3), 305 - 314. <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2003.01290.x>

Rocha-Ortega, M., Arnan, X., Ribeiro-Neto, J.D., Leal, I.R., Favila, M.E., Martinez-Ramos, M. (2017). *Biotropica*, 50 (2), 290-301. <https://doi.org/10.1111/btp.12511>

Santos, A.C., Montenegro, S.R., Ferreira, M.C., Barradas, A.C.S, Schmidt, I.B. (2021). Managing fires in a changing world: Fuel and weather determine fire behavior and safety in

the neotropical savannas. *Journal of Environmental Management*, 28, e112508.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112508>

Simon, M. F., Dantas, V. L. (2025). Fire as an evolutionary driver in south america. *In*: Fidelis, A., Pivello, V. R. (eds.). *Fire in the south american ecosystem*. Cham, Zug: Springer, p. 9-38, July 2025. (Ecological Studies v. 250, XVII, 420p.).
https://doi.org/10.1007/978-3-031-89372-8_2

Sokal, R.R., Rohlf, F.J. (1962). The comparison of dendrograms by objective method. *TAXON*, 11 (2), 33-40. <https://doi.org/10.2307/1217208>

Streit, R.P., Bellwood, D.R. 2023). To harness traits for ecology, let's abandon 'functionality'. *Trends in Ecology & Evolution*, 38(.5), 402-411. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2022.11.009>

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

Villéger, S., Mason, W.H., Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8), 2290-2390.
<https://doi.org/10.1890/07-1206.1>

Wendt, C.F., Nunes, A., Verble, R., Santini, G., Boieiro, M., Branquinho, C. (2020). Using a space-for-time approach to select the best biodiversity-based indicators to assess the effects of

aridity on Mediterranean drylands. *Ecological Indicators*, 113, 106250.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106250>

Wischer, Philipp T., Pearce-Duvet, Jessica M. C., Feener, Donald 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>

CONCLUSÃO GERAL

Esta tese buscou compreender os efeitos da época de queima e das diferentes fitofisionomias do Cerrado sobre a estrutura taxonômica e funcional das comunidades de formigas, organismos-chave para o funcionamento do bioma. Os resultados obtidos, quando observados em conjunto, demonstram a complexidade do Cerrado, onde o fogo atua de forma contextual, sendo sua influência definida principalmente pela estrutura da vegetação e características funcionais das espécies.

De maneira geral, nossas hipóteses não se sustentaram integralmente. As comunidades de formigas se mostraram muito resilientes ao fogo no curto e no longo prazo (um ano), independentemente da época de queima em que ele foi aplicado. A riqueza de espécies não foi significativamente reduzida pelas queimas, e a composição da comunidade, embora influenciada pelo tratamento com fogo, pela época e pelo período de amostragem, foi mais fortemente estruturada pelo tipo de fitofisionomia. Este resultado ressalta a heterogeneidade ambiental como fator determinante na montagem das comunidades no Cerrado, atuando como um filtro ambiental mais significativo do que o regime de fogo aplicado isoladamente.

Entretanto, isso não significa que o fogo tenha sido ecologicamente neutro. No capítulo 1 demonstramos que, embora a riqueza taxonômica tenha se mantido estável, a composição de espécies foi alterada, com dinâmicas de desaparecimentos e recolonização pós-fogo. Destacamos essa dinâmica ao observarmos que, mesmo em um bioma adaptado ao fogo, a manutenção de refúgios livres de fogo é crucial para a proteção de espécies potencialmente sensíveis, que podem ser levadas à extinção local sob regimes de queima muito frequentes ou intensos.

A perspectiva funcional, explorada no Capítulo 2, trouxe mais uma camada de compreensão. A riqueza funcional mostrou-se intrinsecamente ligada à complexidade do habitat, sendo maior nas áreas de vegetação densa. Por outro lado, a ocorrência do fogo, por si só, promoveu um aumento na dispersão e regularidade funcionais, indicando uma comunidade que ocupa mais ampla e equitativamente o espaço funcional disponível após a perturbação. As mudanças em atributos morfológicos, como olhos maiores e maior distância interocular nas áreas queimadas, corroboram a ideia do fogo como um filtro ambiental que seleciona espécies com características vantajosas em ambientes mais abertos e com maior incidência solar. A alta redundância funcional observada confere resiliência à comunidade, mas a ocorrência de espécies com características funcionais únicas e distribuição restrita, como *Leptomyrmex relictus*, reforçam a necessidade de estratégias de manejo que considerem não só a redundância geral da

comunidade, mas que também protejam estas espécies endêmicas e suas funções ecológicas singulares.

Ao buscarmos definir se o fogo no final da estação chuvosa provoca, de fato, menos danos ambientais, pudemos demonstrar que a resposta não é binária. Para a comunidade de formigas epigéicas estudada, a época do fogo mostrou-se menos crítica do que a sua interação com a fitofisionomia e a manutenção da heterogeneidade da paisagem. A resiliência taxonômica e as respostas funcionais indicam que as formigas do Cerrado estão adaptadas a lidar com o fogo em diferentes épocas, desde que em regimes que não levem à homogeneização total do habitat.

Os resultados aqui apresentados fornecem subsídios científicos valiosos para o aperfeiçoamento da Política Nacional de Manejo Integrado do Fogo, especialmente em territórios tradicionais como o Kalunga. A resiliência das formigas a queimas em diferentes épocas corrobora, em parte, o conhecimento tradicional Kalunga, que utiliza o fogo como ferramenta de gestão do território para além de uma janela rígida ao final das chuvas, sugerindo que calendários muito restritivos podem não ser a estratégia mais eficaz.

A descoberta de espécies associadas a áreas não queimadas é um argumento robusto para a criação de mosaicos de queima, onde os planos de manejo devem incorporar intencionalmente a manutenção de áreas sem queima para servir de santuário para espécies sensíveis. Além disso, o manejo deve priorizar a criação e manutenção de uma paisagem em mosaico, com diferentes estágios sucessionais e fitofisionomias, em vez de focar exclusivamente na definição de uma "época ideal" única para a queima, visando garantir a coexistência de espécies com diferentes necessidades e tolerâncias.

Este trabalho evidencia a necessidade do diálogo contínuo, onde o conhecimento acadêmico, ao quantificar e explicar os padrões ecológicos, pode construir pontes entre o saber tradicional e os marcos legais, levando a protocolos de manejo mais flexíveis, eficazes e culturalmente adequados. E reforça que o fogo, quando manejado com base no conhecimento ecológico e no respeito aos contextos socioambientais, é mais do que uma ferramenta de prevenção de incêndios catastróficos, é um elemento fundamental para a conservação da biodiversidade funcional e da resiliência do Cerrado.

ANEXOS

Supplementary Material. Cardoso, D., Arruda, F.V., Ribeiro, V.S, Paolucci, L.N. and Schoereder, J.H. **Effects of Fire Seasonality on Ant Species Richness and Composition in the Brazilian Cerrado.**

SM1. Methodology for collecting NDVI data and for Excluding Points Inserted in the Area of the Same Pixel

Methodology for NDVI Data Collection

The Google Colab programming environment, leveraging the Python language and the Earth Engine (EE) library, was utilized to analyze the region of interest. Authentication with the EE library was performed, and a personal Google Drive account was connected to access the necessary files. The Landsat 8 Surface Reflectance (SR) image collection was defined using the 'LANDSAT/LC08/C02/T1_L2' dataset. A collection of points of interest, representing the total study area, was also described and stored as a resource in Earth Engine.

The path to the desired output folder for the resulting CSV files was defined. A cloud mask function was created to apply quality and saturation masks to the images. Additionally, the optical values of the bands were scaled using their respective constants. A function was then defined to add variables, which involved calculating the **Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)** from the B5 (near-infrared) and B4 (red) bands and adding cloud cover as a constant band. The code subsequently filtered the Landsat 8 images within the region of interest for the period between 2013 and 2022, applying the cloud mask and variable addition functions.

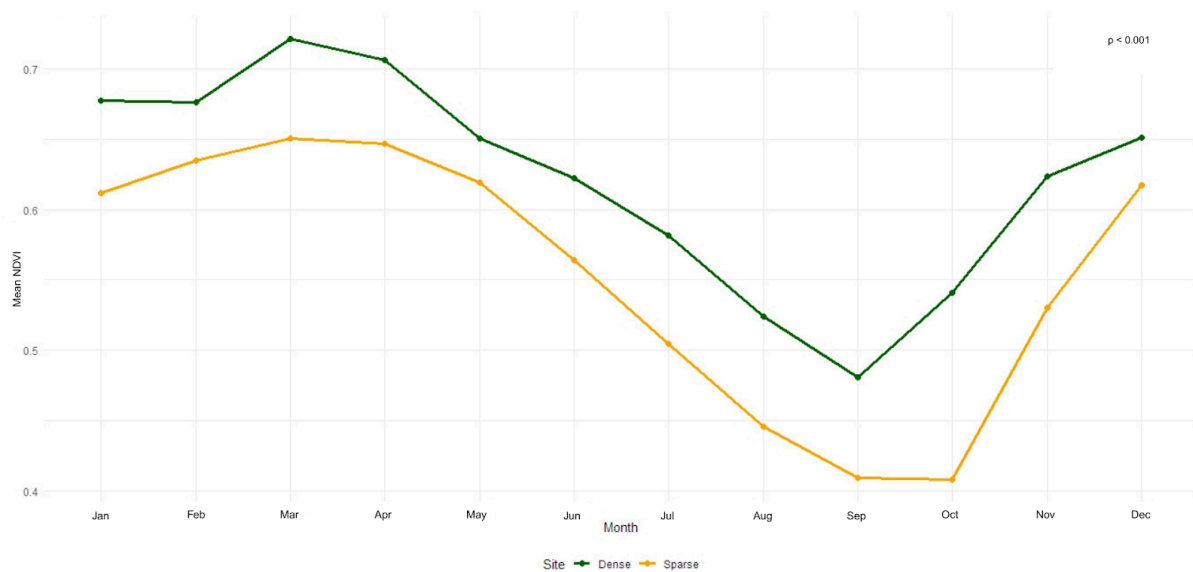
To export the data, a function was created to iterate through the filtered images for each point of interest. It wrote the values for cloud cover, NDVI, and acquisition date to a CSV file, with the file names based on the "Name" property of the Landsat 8 images. This set of operations

formed a complete workflow for processing Landsat 8 SR images, calculating NDVI, and exporting the results.

Methodology for Excluding Points with Duplicated Pixel Information

The Landsat 8 SR image collection has a spatial resolution of 30 meters, meaning each pixel represents a 900 m² area. Given that the distance between some points was less than this value, they might have contained duplicated information from the same pixel.

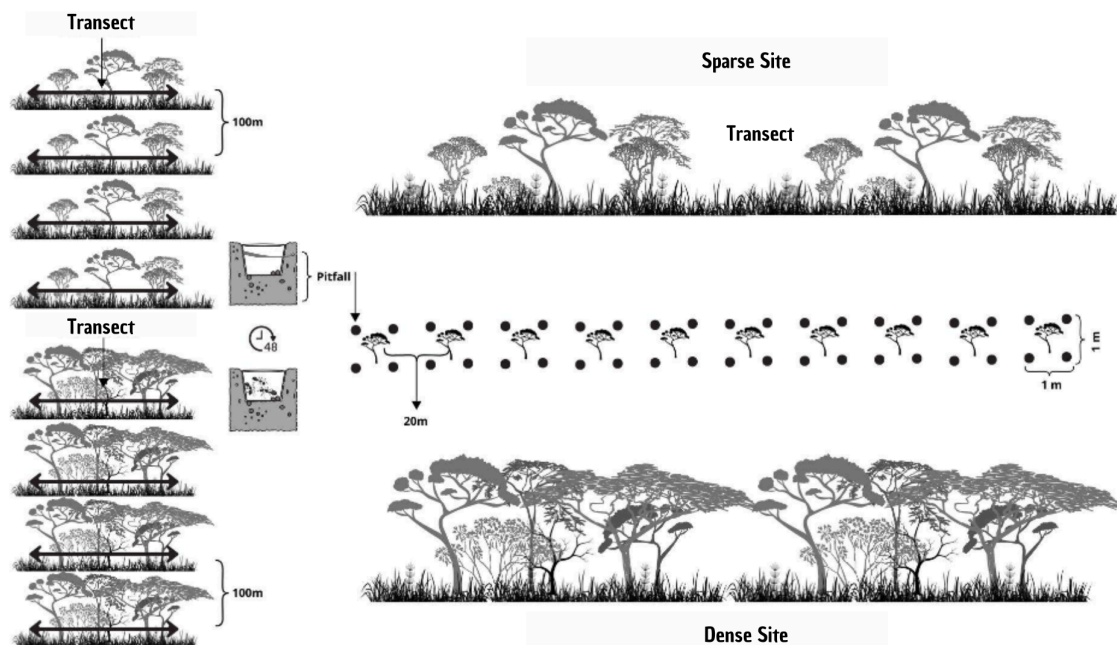
To identify and remove these "duplicate" points, a combined approach was used, involving a visual analysis and a statistical analysis using Levene's test for homogeneity of variances. All points B, associated with point A and resulting in p-values equal to one, were excluded from the dataset.



SM2. The graph illustrates the long-term monthly variation in mean NDVI for dense and sparse areas over the historical period (2013-2020).

SM3. Results of the Mann-Whitney U test for the mean NDVI for dense and sparse areas over a historical period (2013-2020).

Period	Mann-Withney U Statistic	p-Value
2013 - 2021	4091.00	0.0003588***



SM4. Schematic representation of the four transects established in two vegetation types: sparse and dense. In each vegetation type, two transects were subjected to fire (burned), and the others were used as a control (unburned). Each transect is 100 meters long and contains sampling points spaced 20 meters apart;  represent the sampling points, and the black dots (●) indicate the position of the pitfall traps. At each sampling point, a set of four pitfall traps was arranged in a 1 m × 1 m square. Traps remained in the field for 48 hours before being collected.

SM5. List of tree species, with their respective sample point and vegetation type.

Vegetation type	Sample Point	Species
<i>Sparse</i>		
	1	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.
	2	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.
	3	<i>Qualea parviflora</i> Mart
	4	<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel.
	5	<i>Vochysia</i> sp.
	6	<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltdl.) K.Schum.
	7	<i>Qualea parviflora</i> Mart
	8	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne.

SM5. List of tree species (cont.).

Vegetation type	Sample Point	Species
<i>Sparse</i>		
	9	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.
	10	<i>Plenckia populnea</i>
	11	<i>Machaerium opacum</i> Vogel
	12	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne.
	13	<i>Erythroxylum suberosum</i>
	14	<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.
	15	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.
	16	<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.
	17	<i>Callisthene major</i> var. <i>pilosa</i> Warm.
	18	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne.
	19	<i>Pterodon emarginatus</i> Vogel
	20	<i>Qualea parviflora</i> Mart
	21	<i>Qualea parviflora</i> Mart
	22	<i>Pterodon emarginatus</i> Vogel
	23	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne.
	24	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne.
	25	<i>Vochysia rufa</i> (Spreng.) Mart.
	26	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne.
	27	<i>Pterodon emarginatus</i> Vogel
	28	<i>Erythroxylum suberosum</i>
	29	<i>Vochysia rufa</i> (Spreng.) Mart.

SM5. List of tree species (cont.).

Vegetation type	Sample Point	Species
<i>Sparse</i>		
	30	<i>Qualea parviflora</i> Mart
	31	<i>Qualea parviflora</i> Mart
	32	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne.
	33	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.
	34	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.
	35	<i>Qualea parviflora</i> Mart
	36	<i>Erythroxylum suberosum</i>
	37	<i>Erythroxylum suberosum</i>
	38	<i>Machaerium opacum</i> Vogel
	39	<i>Ouratea hexasperma</i> (A.St.-Hil.) Baill
	40	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne.
	81	<i>Salacia crassifolia</i> (Mart. ex Schult.) G.Don
	82	<i>Qualea parviflora</i> Mart
	83	<i>Qualea parviflora</i> Mart
	84	<i>Kielmeyera speciosa</i> A.St.-Hil.
	85	<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) J.F. Macbr.
	86	<i>Strychnos pseudoquina</i> A.St.-Hil.
	87	<i>Qualea parviflora</i> Mart
	88	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.
	89	<i>Emmotum nitens</i> (Benth.) Miers.
	90	<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville.

SM5. List of tree species (cont.).

Vegetation type	Sample Point	Species
<i>Sparse</i>		
	91	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne.
	92	<i>Salvertia convallariodora</i> A.St.-Hil.
	93	<i>Qualea parviflora</i> Mart
	94	<i>Byrsonima pachyphylla</i> A.Juss. (Malpighiaceae)
	95	<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess
	96	<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.
	97	<i>Qualea parviflora</i> Mart
	98	<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess
	99	<i>Leptolobium dasycarpum</i> Vogel.
	100	<i>Pterodon emarginatus</i> Vogel
	101	<i>Tachigali subvelutina</i> (Benth.) Oliveira-Filho
	102	<i>Tachigali subvelutina</i> (Benth.) Oliveira-Filho
	103	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.
	104	<i>Diospyros burchellii</i> Hiern
	105	<i>Pterodon emarginatus</i> Vogel
	106	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne.
	107	<i>Machaerium opacum</i> Vogel
	108	<i>Pterodon emarginatus</i> Vogel
	109	<i>Pterodon emarginatus</i> Vogel
	110	<i>Salacia crassifolia</i> (Mart. ex Schult.) G.Don
	111	<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) J.F. Macbr.

SM5. List of tree species (cont.).

Vegetation type	Sample Point	Species
<i>Sparse</i>		
	112	<i>Caryocar cuneatum</i> Wittm.
	113	<i>Pterodon emarginatus</i> Vogel
	114	<i>Pterodon emarginatus</i> Vogel
	115	<i>Qualea parviflora</i> Mart
	116	<i>Kielmeyera lathrophyton</i> Saddi.
	117	<i>Heteropterys</i> sp (Malpighiaceae)
	118	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.
	119	<i>Qualea parviflora</i> Mart
	120	<i>Tachigali subvelutina</i> (Benth.) Oliveira-Filho
<i>Dense</i>		
	41	<i>Qualea parviflora</i> Mart
	42	<i>Salacia crassifolia</i> (Mart. ex Schult.) G.Don
	43	<i>Tachigali subvelutina</i> (Benth.) Oliveira-Filho
	44	<i>Psidium myrtoides</i> O. Berg
	45	<i>Couepia grandiflora</i> (Mart. & Zucc.) Benth.
	46	<i>Caryocar cuneatum</i> Wittm.
	47	<i>Psidium myrtoides</i> O. Berg
	48	<i>Chamaecrista orbiculata</i> (Benth.)H.S.Irwin & Barneby
	49	<i>Callisthene major</i> var. <i>pilosa</i> Warm.
	50	<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Matto.
	51	<i>Vochysia thyrsoidea</i> Pohl.

SM5. List of tree species (cont.).

Vegetation type	Sample Point	Species
<i>Dense</i>		
	52	<i>Byrsonima pachyphylla</i> A.Juss.(Malpighiaceae)
	53	<i>Byrsonima pachyphylla</i> A.Juss.(Malpighiaceae)
	54	<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.
	55	<i>Mimosa clausenii</i> Benth
	56	<i>Mimosa clausenii</i> Benth
	57	<i>Callisthene major</i> var. <i>pilosa</i> Warm.
	58	<i>Vochysia thyrsoidea</i> Pohl.
	59	<i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) DC.
	60	<i>Macairea radula</i> (Bonpl.) DC.
	61	<i>Diospyros burchellii</i> Hiern
	62	<i>Heteropterys</i> sp (Malpighiaceae)
	63	<i>Callisthene major</i> var. <i>pilosa</i> Warm.
	64	<i>Vochysia</i> sp.
	65	<i>Callisthene major</i> var. <i>pilosa</i> Warm.
	66	<i>Callisthene major</i> var. <i>pilosa</i> Warm.
	67	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.
	68	<i>Callisthene major</i> var. <i>pilosa</i> Warm.
	69	<i>Callisthene major</i> var. <i>pilosa</i> Warm.
	70	<i>Salvertia convallariodora</i> A.St.-Hil.
	71	<i>Psidium myrtoides</i> O. Berg
	72	<i>Salacia crassifolia</i> (Mart. ex Schult.) G.Don

SM5. List of tree species (cont.).

Vegetation type	Sample Point	Species
<i>Dense</i>		
	73	<i>Qualea parviflora</i> Mart
	74	<i>Caryocar cuneatum</i> Wittm.
	75	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.
	76	<i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) DC.
	77	<i>Tachigali subvelutina</i> (Benth.) Oliveira-Filho
	78	<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.
	79	<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.
	80	<i>Callisthene major</i> var. <i>pilosa</i> Warm.
	121	<i>Psidium myrtoides</i> O. Berg
	122	<i>Psidium myrtoides</i> O. Berg
	123	<i>Miconia burchellii</i> Triana
	124	<i>Byrsonima pachyphylla</i> A.Juss.
	125	<i>Byrsonima pachyphylla</i> A.Juss.
	126	<i>Buchenavia tetraphylla</i> (Aubl.) R.A.Howard
	127	<i>Schwartzia adamantium</i> (Cambess.) Bedell ex Gir.-Cañas
	128	<i>Schwartzia adamantium</i> (Cambess.) Bedell ex Gir.-Cañas
	129	<i>Tachigali subvelutina</i> (Benth.) Oliveira-Filho
	130	<i>Qualea parviflora</i> Mart
	131	<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.
	132	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.
	133	<i>Connarus suberosus</i> Planch..

SM5. List of tree species (cont.).

Vegetation type	Sample Point	Species
<i>Dense</i>		
	134	<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.
	135	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.
	136	<i>Simarouba versicolor</i> A.St.-Hil.
	137	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.
	138	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.
	139	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.
	140	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.
	141	<i>Salvertia convallariodora</i> A.St.-Hil.
	142	<i>Psidium myrtoides</i> O. Berg
	143	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.
	144	<i>Ouratea hexasperma</i> (A.St.-Hil.) Baill
	145	<i>Ouratea hexasperma</i> (A.St.-Hil.) Baill
	146	<i>Salvertia convallariodora</i> A.St.-Hil.
	147	<i>Kielmeyera lathrophyton</i> Saddi.
	148	<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.
	149	<i>Psidium myrtoides</i> O. Berg
	150	<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.
	151	<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.
	152	<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.
	153	<i>Callisthene major</i> var. <i>pilosa</i> Warm.
	154	<i>Callisthene major</i> var. <i>pilosa</i> Warm.

SM5. List of tree species (cont.).

Vegetation type	Sample Point	Species
<i>Dense</i>		
	155	<i>Chamaecrista orbiculata</i> (Benth.)H.S.Irwin & Barneby
	156	<i>Callisthene major</i> var. <i>pilosa</i> Warm.
	157	<i>Kielmeyera variabilis</i> Mart. & Zucc.
	158	<i>Kielmeyera variabilis</i> Mart. & Zucc.
	159	<i>Psidium myrtoides</i> O. Berg
	160	<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.

SM6. Taxonomic list of identified ant species (subfamily, genus, and species/morphospecies).

Subfamily	Genus	Species/Morphospecies
Dolichoderinae		
	<i>Dorymyrmex</i>	<i>Dorymyrmex</i> sp. 1
		<i>Dorymyrmex</i> sp. 2
		<i>Dorymyrmex</i> sp. 3
	<i>Forelius</i>	<i>Forelius</i> 1
		<i>Forelius</i> sp. 2
	<i>Leptomyrmex</i>	<i>Leptomyrmex relictus</i> Boudinot et al.
Dorylinae		
	<i>Acanthostichus</i>	<i>Acanthostichus quadratus</i> Emery
	<i>Labidus</i>	<i>Labidus coecus</i> Latreille
	<i>Neivamyrmex</i>	<i>Neivamyrmex</i> cf. <i>curvinottus</i>
		<i>Neivamyrmex minensis</i>
		<i>Neivamyrmex pseudops</i>

SM6. Taxonomic list of identified ant species (cont.).

Subfamily	Genus	Species/Morphospecies
Dorylinae		
	<i>Nomamyrmex</i>	<i>Nomamyrmex esenbeckii</i> Westwood
Ectatomminae		
	<i>Ectatomma</i>	<i>Ectatomma brunneum</i> Smith
		<i>Ectatomma edentatum</i> Roger
		<i>Ectatomma opaciventre</i> Roger
		<i>Ectatomma permagnum</i> Forel
		<i>Ectatomma planidens</i> Borgmeier
		<i>Ectatomma tuberculatum</i> Olivier
	<i>Gnamptogenys</i>	<i>Gnamptogenys sulcata</i> Smith
	<i>Holcaponera</i>	<i>Holcaponera striatula</i> Mayr
Formicinae		
	<i>Camponotus</i>	<i>Camponotus cx. atriceps</i> sp. 2 Smith
		<i>Camponotus cx. blandus</i> Smith
		<i>Camponotus cx. senex</i> sp. 1 Smith
		<i>Camponotus cx. substitutus</i> sp. 1 Forel
		<i>Camponotus leydigi</i> Forel
		<i>Camponotus melanoticus</i> Emery
		<i>Camponotus personatus</i> Emery
		<i>Camponotus rufipes</i> Fabricius
		<i>Camponotus sericeiventris</i> Guérin - Menévill
		<i>Camponotus</i> sp. 4

SM6. Taxonomic list of identified ant species (cont.).

Subfamily	Genus	Species/Morphospecies
Formicinae		
	<i>Camponotus</i>	<i>Camponotus</i> sp. 5
Myrmicinae		
	<i>Acromyrmex</i>	<i>Acromyrmex</i> cf. <i>balzani</i> Emery
	<i>Apterostigma</i>	<i>Apterostigma</i> sp. 1
	<i>Atta</i>	<i>Atta laevigata</i> Smith
	<i>Blepharidatta</i>	<i>Blepharidatta conops</i> Kempf
	<i>Cardiocondyla</i>	<i>Cardiocondyla</i> sp. 1
	<i>Cephalotes</i>	<i>Cephalotes atratus</i> Linnaeus
		<i>Cephalotes betoi</i> De Andrade e Baroni Urbani
		<i>Cephalotes patellaris</i> Mayr
		<i>Cephalotes persimilis</i> De Andrade
	<i>Crematogaster</i>	<i>Crematogaster</i> sp. 1
		<i>Crematogaster</i> sp. 2
	<i>Cyphomyrmex</i>	<i>Cyphomyrmex peltatus</i> Kempf
	<i>Mycetomoellerius</i>	<i>Mycetomoellerius relictus</i> Borgmeier
		<i>Mycetomoellerius</i> sp. 2
		<i>Mycetomoellerius</i> sp. 3 sp.nov
		<i>Mycetomoellerius urichii</i> Forel
	<i>Mycocepurus</i>	<i>Mycocepurus goeldii</i> Forel
	<i>Nesomyrmex</i>	<i>Nesomyrmex</i> sp. 1
	<i>Paratrachymyrmex</i>	<i>Paratrachymyrmex</i> sp. 1 sp. nov.

SM6. Taxonomic list of identified ant species (cont.).

Subfamily	Genus	Species/Morphospecies
Myrmicinae	<i>Pheidole</i>	<i>Pheidole gertrudae</i> Forel
		<i>Pheidole</i> sp. 1
		<i>Pheidole</i> sp. 2
		<i>Pheidole</i> sp. 3
		<i>Pheidole</i> sp. 4
		<i>Pheidole</i> sp. 5
		<i>Pheidole</i> sp. 6
		<i>Pheidole</i> sp. 7
		<i>Pheidole</i> sp. 8
		<i>Pheidole</i> sp. 9
		<i>Pheidole</i> sp. 10
		<i>Pheidole</i> sp. 11
	<i>Pogonomyrmex</i>	<i>Pogonomyrmex naegelii</i> Forel
	<i>Sericomyrmex</i>	<i>Sericomyrmex scrobifer</i> Forel
	<i>Solenopsis</i>	<i>Solenopsis</i> sp. 1
		<i>Solenopsis</i> sp. 2
		<i>Solenopsis</i> sp. 3
		<i>Solenopsis</i> sp. 4
		<i>Solenopsis</i> sp. 6

SM6. Taxonomic list of identified ant species (cont.).

Subfamily	Genus	Species/Morphospecies
Ponerinae		
	<i>Centromyrmex</i>	<i>Centromyrmex brachycola</i> Roger
	<i>Dinoponera</i>	<i>Dinoponera australis</i> Emery
	<i>Hypoponera</i>	<i>Hypoponera</i> sp.1
	<i>Neoponera</i>	<i>Neoponera verenae</i> Forel
	<i>Odontomachus</i>	<i>Odontomachus</i> sp. 1
		<i>Odontomachus</i> sp. 2
	<i>Pachycondyla</i>	<i>Pachycondyla impressa</i> Roger
Pseudomyrmecinae		
	<i>Pseudomyrmex</i>	<i>Pseudomyrmex</i> cx. <i>gracilis</i> sp.1 Fabricius
		<i>Pseudomyrmex</i> cx. <i>gracilis</i> sp.2 Fabricius
		<i>Pseudomyrmex</i> cx. <i>pallidus</i> Ward
		<i>Pseudomyrmex</i> sp. 5
		<i>Pseudomyrmex termitarius</i> De Oliveira

SM7. Presence-absence matrix of species in relation to the evaluated parameters (treatment, season, site and time). Green cells indicate the presence of the species, and red cells indicate its absence.

<i>Specie</i>	<i>Treatment</i>		<i>Season</i>		<i>Site</i>		<i>Time</i>		
	Control	Fire	Early	Late	Dense	Sparse	OWB	OWA	OYA
<i>Acanthostichus quadratus</i>	Green	Red	Green	Red	Green	Green	Green	Red	Green
<i>Acromyrmex cf. balzani</i>	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green
<i>Apterostigma</i> sp. 1	Green	Green	Green	Green	Red	Green	Green	Green	Green
<i>Atta laevigata</i>	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green
<i>Blepharidatta conops</i>	Red	Green	Green	Green	Green	Red	Green	Green	Green
<i>Camponotus</i> cx. <i>atriceps</i> sp.2	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green
<i>Camponotus</i> cx. <i>blandus</i>	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green
<i>Camponotus</i> cx. <i>senex</i> sp.1	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green
<i>Camponotus leydigi</i>	Green	Green	Green	Green	Green	Red	Green	Green	Green
<i>Camponotus personatus</i>	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green
<i>Camponotus rufipes</i>	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green
<i>Camponotus sericeiventris</i>	Green	Green	Green	Red	Green	Red	Red	Green	Red
<i>Camponotus</i> cx. <i>substitutus</i>	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green
<i>Camponotus melanoticus</i>	Green	Red	Green	Green	Red	Green	Red	Green	Green
<i>Camponotus</i> sp. 5	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green
<i>Camponotus</i> sp. 4	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green
<i>Cardiocondyla</i> sp.1	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Red	Green	Red
<i>Centromyrmex brachycola</i>	Red	Green	Red	Green	Green	Green	Green	Red	Red
<i>Cephalotes atratus</i>	Green	Red	Green	Green	Green	Green	Red	Green	Green
<i>Cephalotes persimilis</i>	Green	Red	Red	Green	Green	Green	Red	Green	Red
<i>Crematogaster</i> sp. 1	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green
<i>Crematogaster</i> sp. 2	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green

SM7. Presence-absence matrix of species (cont.)

<i>Specie</i>	<i>Treatment</i>		<i>Season</i>		<i>Site</i>		<i>Time</i>		
	Control	Fire	Early	Late	Dense	Sparse	OWB	OWA	OYA
<i>Cyphomyrmex peltatus</i>									
<i>Dinoponera</i> sp.1									
<i>Dorymyrmex</i> sp. 1									
<i>Dorymyrmex</i> sp. 2									
<i>Dorymyrmex</i> sp. 3									
<i>Ectatomma brunneum</i>									
<i>Ectatomma edentatum</i>									
<i>Ectatomma opaciventre</i>									
<i>Ectatomma permagnum</i>									
<i>Ectatomma planidens</i>									
<i>Ectatomma tuberculatum</i>									
<i>Forelius</i> sp. 1									
<i>Forelius</i> sp. 2									
<i>Gnamptogenys sulcata</i>									
<i>Holcoponera striatula</i>									
<i>Hypoponera</i> sp.1									
<i>Labidus coecus</i>									
<i>Leptomyrmex relictus</i>									
<i>Mycetomoellerius relictus</i>									
<i>Mycetomoellerius</i> sp. 2									
<i>Mycetomoellerius</i> sp. 3									
<i>Mycetomoellerius urichii</i>									
<i>Mycocepurus goeldii</i>									
<i>Neivamyrmex pseudops</i>									

SM7. Presence-absence matrix of species (cont)..

<i>Specie</i>	<i>Treatment</i>		<i>Season</i>		<i>Site</i>		<i>Time</i>		
	Control	Fire	Early	Late	Dense	Sparse	OWB	OWA	OYA
<i>Neivamyrmex minensis</i>									
<i>Neivamyrmex cf. curvinottus</i>									
<i>Neoponera verenae</i>									
<i>Nesomyrmex</i> sp. 1									
<i>Nomamyrmex esenbeckii</i>									
<i>Odontomachus</i> sp. 1									
<i>Odontomachus</i> sp. 2									
<i>Pachycondyla impressa</i>									
<i>Paratrachymyrmex</i> sp. 1									
<i>Pheidole gertrudae</i>									
<i>Pheidole</i> sp. 1									
<i>Pheidole</i> sp. 2									
<i>Pheidole</i> sp. 3									
<i>Pheidole</i> sp. 4									
<i>Pheidole</i> sp. 5									
<i>Pheidole</i> sp. 6									
<i>Pheidole</i> sp. 7									
<i>Pheidole</i> sp. 8									
<i>Pheidole</i> sp. 9									
<i>Pheidole</i> sp. 10									
<i>Pheidole</i> sp. 11									
<i>Pseudomyrmex</i> cx. <i>gracillis</i> sp.1									
<i>Pseudomyrmex</i> cx. <i>gracilis</i> sp.2									

SM7. Presence-absence matrix of species (cont.).

<i>Specie</i>	<i>Treatment</i>		<i>Season</i>		<i>Site</i>		<i>Time</i>		
	Control	Fire	Early	Late	Dense	Sparse	OWB	OWA	OYA
<i>Pseudomyrmex cx. pallidus</i>									
<i>Pseudomyrmex</i> sp. 5									
<i>Pseudomyrmex termitarius</i>									
<i>Sericomyrmex scrobifer</i>									
<i>Solenopsis</i> sp.1									
<i>Solenopsis</i> sp. 2									
<i>Solenopsis</i> sp. 3									
<i>Solenopsis</i> sp. 4									
<i>Solenopsis</i> sp. 6									

SM8. Results of the indicator species analysis (IndVal), showing the association between species and the evaluated parameters (treatment, season, site and time). Green cells indicate species with potential for use as bioindicators

<i>Specie</i>	<i>Treatment</i>		<i>Season</i>		<i>Site</i>		<i>Time</i>		
	Control	Fire	Early	Late	Dense	Sparse	OWB	OWA	OYA
<i>Acromyrmex balzani</i>									
<i>Blepharidatta conops</i>									
<i>Camponotus cx. blandus</i>									
<i>Camponotus leidigy</i>									
<i>Camponotus rufipes</i>									
<i>Crematogaster</i> sp. 1									
<i>Dorymyrmex</i> sp. 1									
<i>Ectatomma brunneum</i>									
<i>Ectatomma planidens</i>									

SM8. Results of the indicator species analysis (IndVal) (cont.)

<i>Specie</i>	<i>Treatment</i>		<i>Season</i>		<i>Site</i>		<i>Time</i>		
	Control	Fire	Early	Late	Dense	Sparse	OWB	OWA	OYA
<i>Forelius</i> sp. 1			■						
<i>Holcoponera striatula</i>						■			
<i>Labidus coecus</i>			■						
<i>Leptomyrmex relictus</i>					■				
<i>Nomamyrmex esenbeckii</i>									■
<i>Odontomachus</i> sp. 1					■				
<i>Pheidole</i> sp. 3			■				■		
<i>Pheidole</i> sp. 5				■					■
<i>Pogonomyrmex naegelii</i>					■				
<i>Solenopsis</i> sp. 3									■

SM9. IndVal Results (Indicator Species Analysis). Samples were collected at three periods:

OWB - one week before fire; OWA - one week after fire; and OYA - one year after fire.

Species	Time	IndVal	Significancy
<i>Pheidole</i> sp.3	OWB	0.3214	0.01056*
<i>Nomamyrmex esenbeckii</i>	OWA	0.2812	0.03490*
<i>Solenopsis</i> sp. 3	OWA	0.3214	0.01095*
<i>Ectatomma brunneum</i>	OYA	0.4136	0.03873*
<i>Pheidole</i> sp. 5	OYA	0.3906	0.01112*

S10. IndVal Results (Indicator Species Analysis). Samples were collected at two sites: Dense - dense vegetation type; Sparse - sparse vegetation type.

Species	Time	IndVal	Significancy
<i>Camponotus rufipes</i>	Dense	0.7742	0.00001***
<i>Ectatomma brunneum</i>	Dense	0.7059	0.00002***
<i>Camponotus cx. blandus</i>	Dense	0.6154	0.00137**
<i>Pogonomymex naegelli</i>	Dense	0.4583	0.00016***
<i>Leptomyrmex relictus</i>	Dense	0.3750	0.00167**
<i>Camponotus leydigi</i>	Dense	0.2917	0.00913**
<i>Odontomachus</i> sp. 1	Dense	0.2500	0.02184*
<i>Blepharidatta conops</i>	Dense	0.2083	0.04969*
<i>Holcaponera striatula</i>	Sparse	0.6173	0.00043***
<i>Dorymyrmex</i> sp. 1	Sparse	0.5404	0.02443*
<i>Ectatomma planidens</i>	Sparse	0.5250	0.04951*
<i>Acromyrmex balzani</i>	Sparse	0.3750	0.03035*

SM11. IndVal Results (Indicator Species Analysis). Samples were collected in two treatments: Fire - with fire use.

Species	Time	IndVal	Significancy
<i>Solenopsis</i> sp.1	Fire	0.5187	0.01756*

SM12. IndVal Results (Indicator Species Analysis). Samples were collected at two seasons:

Early - early dry season; Late - late dry season.

Species	Time	IndVal	Significancy
<i>Forelius</i> sp. 1	Early	0.5957	0.00436**
<i>Pheidole</i> sp. 3	Early	0.2917	0.00964**
<i>Labidus coecus</i>	Early	0.3601	0.02401*
<i>Crematogaster</i> sp. 1	Late	0.4142	0.01459*
<i>Pheidole</i> sp. 5	Late	0.3750	0.02401*

Material Suplementar - 2. Cardoso, D., Arruda, F.V., Ribeiro, V.S, Paolucci, L.N. and Schoereder, J.H. **Desvendando as Respostas Funcionais de Comunidades de Formigas à Queima Controlada no Cerrado Brasileiro**

MS1. Metodologia para coleta de dados NDVI e exclusão de pontos inseridos na área do mesmo pixel

Metodologia para coleta de dados NDVI.

Coleta de dados NDVI

O ambiente de programação Google Colab, utilizando a linguagem Python e a biblioteca Earth Engine (EE), foi utilizado para analisar a região de interesse. A autenticação com a biblioteca EE foi realizada e uma conta pessoal do Google Drive foi conectada para acessar os arquivos necessários. A coleção de imagens de Reflectância de Superfície (SR) do Landsat 8 foi definida usando o conjunto de dados `LANDSAT/LC08/C02/T1\_L2`. Uma coleção de pontos de interesse, representando toda a área de estudo, também foi descrita e armazenada como um recurso no Earth Engine.

Uma função de máscara de nuvem foi criada para aplicar máscaras de qualidade e saturação às imagens. Além disso, os valores ópticos das bandas foram escalonados usando suas respectivas constantes. Em seguida, foi definida uma função para adicionar variáveis, o que envolveu o cálculo do **Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI)** a partir das bandas B5 (infravermelho próximo) e B4 (vermelho) e a adição da cobertura de nuvens como uma banda constante. O código posteriormente filtrou as imagens do Landsat 8 dentro da região de interesse para o período entre 2013 e 2022, aplicando as funções de máscara de nuvens e adição de variáveis.

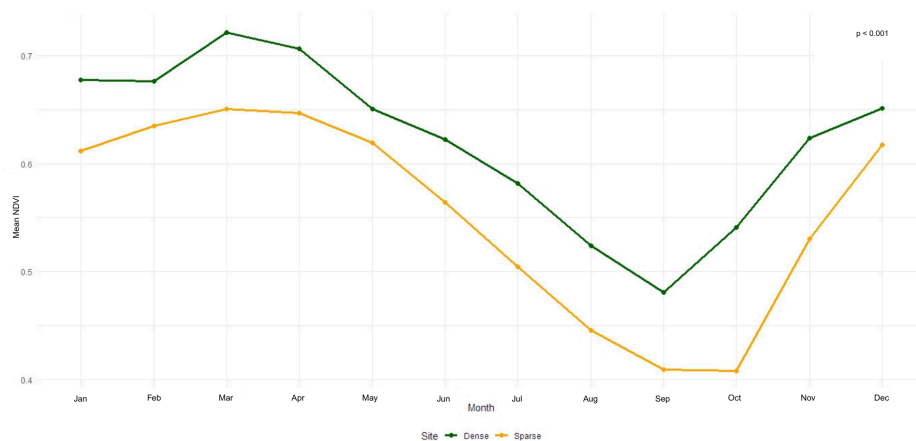
Para exportar os dados, foi criada uma função para iterar pelas imagens filtradas para cada ponto de interesse. Ela gravou os valores de cobertura de nuvens, NDVI e data de aquisição

em um arquivo CSV, com os nomes dos arquivos baseados na propriedade "Nome" das imagens do Landsat 8. Esse conjunto de operações formou um fluxo de trabalho completo para o processamento de imagens SR do Landsat 8, cálculo do NDVI e exportação dos resultados.

Exclusão de Pontos com Informações Duplicadas de Pixels

A coleção de imagens do Landsat 8 SR possui resolução espacial de 30 metros, o que significa que cada pixel representa uma área de 900 m². Dado que a distância entre alguns pontos era menor que esse valor, eles poderiam conter informações duplicadas do mesmo pixel.

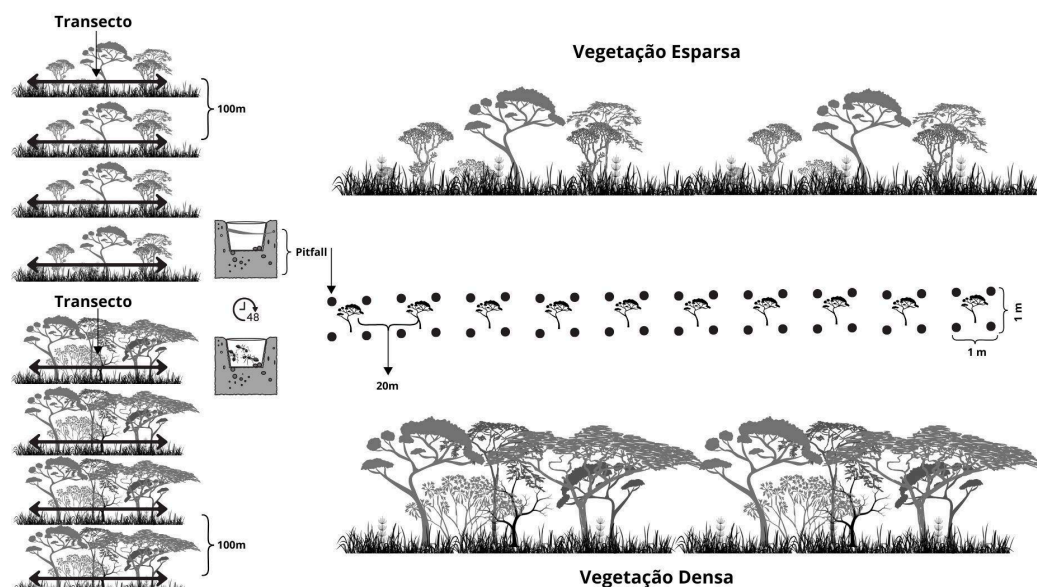
Para identificar e remover esses pontos "duplicados", foi utilizada uma abordagem combinada, envolvendo uma análise visual e uma análise estatística utilizando o teste de Levene para homogeneidade de variâncias. Todos os pontos B associados ao ponto A e resultando em valores de p iguais a um foram excluídos do conjunto de dados.



MS2. O gráfico ilustra a variação mensal de longo prazo no NDVI médio para áreas densas e esparsas ao longo do período histórico (2013-2020).

MS3. Resultado do teste U de Mann-Whitney U test para a média mensal de NDVI para áreas densas e esparsas em um período histórico (2013-2020).

Period	Mann-Withney U Statistic	p-Value
2013 - 2021	4091.00	0.0003588** *



MS4. Representação esquemática dos quatro transectos estabelecidos em dois tipos de vegetação: densa e esparsa. Em cada tipo de vegetação dois transectos foram submetidos ao fogo (queima controlada), e os demais usados como controle (sem queima). Cada transecto possuía 100m distante um do outro e continha pontos amostrais distantes 20m entre si;  representa o ponto amostral e os pontos pretos (●) indicam a posição das armadilhas de queda (pitfall). Em cada ponto amostral um grupo de quatro pitfall foram dispostos ao seu redor, distantes 1 m entre si. As armadilhas permaneceram no campo por 48h.

MS5. Lista das espécies arbóreas com seus respectivos pontos amostrais e tipo de vegetação..

Tipo de vegetação	Ponto amostral	Nome científico
<i>Esparsa</i>		
	1	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.
	2	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.
	3	<i>Qualea parviflora</i> Mart
	4	<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel.
	5	<i>Vochysia</i> sp.
	6	<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltdl.) K.Schum.
	7	<i>Qualea parviflora</i> Mart
	8	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne.
	9	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.
	10	<i>Plenckia populnea</i>
	11	<i>Machaerium opacum</i> Vogel
	12	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne.
	13	<i>Erythroxylum suberosum</i>
	14	<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.
	15	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.
	16	<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.
	17	<i>Callisthene major</i> var. <i>pilosa</i> Warm.
	18	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne.
	19	<i>Pterodon emarginatus</i> Vogel
	20	<i>Qualea parviflora</i> Mart

MS5. Lista das espécies arbóreas (cont.).

Tipo de vegetação	Ponto amostral	Nome científico
<i>Esparsa</i>		
	21	<i>Qualea parviflora</i> Mart
	22	<i>Pterodon emarginatus</i> Vogel
	23	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne.
	24	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne.
	25	<i>Vochysia rufa</i> (Spreng.) Mart.
	26	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne.
	27	<i>Pterodon emarginatus</i> Vogel
	28	<i>Erythroxylum suberosum</i>
	29	<i>Vochysia rufa</i> (Spreng.) Mart.
	30	<i>Qualea parviflora</i> Mart
	31	<i>Qualea parviflora</i> Mart
	32	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne.
	33	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.
	34	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.
	35	<i>Qualea parviflora</i> Mart
	36	<i>Erythroxylum suberosum</i>
	37	<i>Erythroxylum suberosum</i>
	38	<i>Machaerium opacum</i> Vogel
	39	<i>Ouratea hexasperma</i> (A.St.-Hil.) Baill
	40	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne.

MS5. Lista de espécies arbóreas (cont.).

Tipo de vegetação	Ponto amostral	Nome científico
<i>Esparsa</i>		
	81	<i>Salacia crassifolia (Mart. ex Schult.) G.Don</i>
	82	<i>Qualea parviflora Mart</i>
	83	<i>Qualea parviflora Mart</i>
	84	<i>Kielmeyera speciosa A.St.-Hil.</i>
	85	<i>Enterolobium gummiferum (Mart.) J.F. Macbr.</i>
	86	<i>Strychnos pseudoquina A.St.-Hil.</i>
	87	<i>Qualea parviflora Mart</i>
	88	<i>Qualea grandiflora Mart.</i>
	89	<i>Emmotum nitens (Benth.) Miers.</i>
	90	<i>Stryphnodendron adstringens (Mart.) Coville.</i>
	91	<i>Hymenaea stigonocarpa Mart. ex Hayne.</i>
	92	<i>Salvertia convallariodora A.St.-Hil.</i>
	93	<i>Qualea parviflora Mart</i>
	94	<i>Byrsonima pachyphylla A.Juss.</i>
	95	<i>Caryocar brasiliense Cambess</i>
	96	<i>Aspidosperma tomentosum Mart.</i>
	97	<i>Qualea parviflora Mart</i>
	98	<i>Caryocar brasiliense Cambess</i>
	99	<i>Leptolobium dasycarpum Vogel.</i>
	100	<i>Pterodon emarginatus Vogel</i>

MS5. Lista de espécies arbóreas (cont.).

Tipo de vegetação	Ponto amostral	Nome científico
<i>Esparsa</i>		
	101	<i>Tachigali subvelutina</i> (Benth.) Oliveira-Filho
	102	<i>Tachigali subvelutina</i> (Benth.) Oliveira-Filho
	103	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.
	104	<i>Diospyros burchellii</i> Hiern
	105	<i>Pterodon emarginatus</i> Vogel
	106	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne.
	107	<i>Machaerium opacum</i> Vogel
	108	<i>Pterodon emarginatus</i> Vogel
	109	<i>Pterodon emarginatus</i> Vogel
	110	<i>Salacia crassifolia</i> (Mart. ex Schult.) G.Don
	111	<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) J.F. Macbr.
	112	<i>Caryocar cuneatum</i> Wittm.
	113	<i>Pterodon emarginatus</i> Vogel
	114	<i>Pterodon emarginatus</i> Vogel
	115	<i>Qualea parviflora</i> Mart
	116	<i>Kielmeyera lathrophyton</i> Saddi.
	117	<i>Heteropterys</i> sp (Malpighiaceae)
	118	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.
	119	<i>Qualea parviflora</i> Mart
	120	<i>Tachigali subvelutina</i> (Benth.) Oliveira-Filho

MS5. Lista de espécies arbóreas (cont.).

Tipo de vegetação	Ponto amostral	Nome científico
<i>Densa</i>		
	41	<i>Qualea parviflora</i> Mart
	42	<i>Salacia crassifolia</i> (Mart. ex Schult.) G.Don
	43	<i>Tachigali subvelutina</i> (Benth.) Oliveira-Filho
	44	<i>Psidium myrtoides</i> O. Berg
	45	<i>Couepia grandiflora</i> (Mart. & Zucc.) Benth.
	46	<i>Caryocar cuneatum</i> Wittm.
	47	<i>Psidium myrtoides</i> O. Berg
	48	<i>Chamaecrista orbiculata</i> (Benth.) H.S.Irwin & Barneby.
	49	<i>Callisthene major</i> var. <i>pilosa</i> Warm.
	50	<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Matto.
	51	<i>Vochysia thyrsoidea</i> Pohl.
	52	<i>Byrsonima pachyphylla</i> A.Juss.
	53	<i>Byrsonima pachyphylla</i> A.Juss.
	54	<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.
	55	<i>Mimosa clausenii</i> Benth
	56	<i>Mimosa clausenii</i> Benth
	57	<i>Callisthene major</i> var. <i>pilosa</i> Warm.
	58	<i>Vochysia thyrsoidea</i> Pohl.
	59	<i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) DC.
	60	<i>Macairea radula</i> (Bonpl.) DC.

S5. Lista de espécies arbóreas (cont.).

Tipo de vegetação	Ponto amostral	Nome científico
<i>Densa</i>		
	61	<i>Diospyros burchellii</i> Hiern
	62	<i>Heteropterys</i> sp (Malpighiaceae)
	63	<i>Callisthene major</i> var. <i>pilosa</i> Warm.
	64	<i>Vochysia</i> sp.
	65	<i>Callisthene major</i> var. <i>pilosa</i> Warm.
	66	<i>Callisthene major</i> var. <i>pilosa</i> Warm.
	67	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.
	68	<i>Callisthene major</i> var. <i>pilosa</i> Warm.
	69	<i>Callisthene major</i> var. <i>pilosa</i> Warm.
	70	<i>Salvertia convallariodora</i> A.St.-Hil.
	71	<i>Psidium myrtoides</i> O. Berg
	72	<i>Salacia crassifolia</i> (Mart. ex Schult.) G.Don
	73	<i>Qualea parviflora</i> Mart
	74	<i>Caryocar cuneatum</i> Wittm.
	75	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.
	76	<i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) DC.
	77	<i>Tachigali subvelutina</i> (Benth.) Oliveira-Filho
	78	<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.
	79	<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.
	80	<i>Callisthene major</i> var. <i>pilosa</i> Warm.

MS5. Lista de espécies arbóreas (cont.).

Tipo de vegetação	Ponto amostral	Nome científico
<i>Densa</i>		
	121	<i>Psidium myrtoides</i> O. Berg
	122	<i>Psidium myrtoides</i> O. Berg
	123	<i>Miconia burchellii</i> Triana (Melastomataceae)
	124	<i>Byrsonima pachyphylla</i> A.Juss.(Malpighiaceae)
	125	<i>Byrsonima pachyphylla</i> A.Juss.(Malpighiaceae)
	126	<i>Buchenavia tetraphylla</i> (Aubl.) R.A.Howard
	127	<i>Schwartzia adamantium</i> (Cambess.) Bedell ex Gir.-Cañas
	128	<i>Schwartzia adamantium</i> (Cambess.) Bedell ex Gir.-Cañas
	129	<i>Tachigali subvelutina</i> (Benth.) Oliveira-Filho
	130	<i>Qualea parviflora</i> Mart
	131	<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.
	132	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.
	133	<i>Connarus suberosus</i> Planch..
	134	<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.
	135	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.
	136	<i>Simarouba versicolor</i> A.St.-Hil.
	137	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.
	138	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.
	139	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.
	140	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.

S5. List of tree species (cont.).

Tipo de vegetação	Ponto amostral	Nome científico
<i>Densa</i>		
	141	<i>Salvertia convallariodora</i> A.St.-Hil.
	142	<i>Psidium myrtoides</i> O. Berg
	143	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.
	144	<i>Ouratea hexasperma</i> (A.St.-Hil.) Baill
	145	<i>Ouratea hexasperma</i> (A.St.-Hil.) Baill
	146	<i>Salvertia convallariodora</i> A.St.-Hil.
	147	<i>Kielmeyera lathrophyton</i> Saddi.
	148	<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.
	149	<i>Psidium myrtoides</i> O. Berg
	150	<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.
	151	<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.
	152	<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.
	153	<i>Callisthene major</i> var. <i>pilosa</i> Warm.
	154	<i>Callisthene major</i> var. <i>pilosa</i> Warm.
	155	<i>Chamaecrista orbiculata</i> (Benth.) H.S.Irwin & Barneby.
	156	<i>Callisthene major</i> var. <i>pilosa</i> Warm.
	157	<i>Kielmeyera variabilis</i> Mart. & Zucc.
	158	<i>Kielmeyera variabilis</i> Mart. & Zucc.
	159	<i>Psidium myrtoides</i> O. Berg
	160	<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.

MS6. Lista taxonômica das espécies de formigas identificadas (subfamília, gênero e espécie/morfoespécie).

Subfamília	Gênero	Espécie/Morfoespécie
Dolichoderinae		
	<i>Dorymyrmex</i>	<i>Dorymyrmex</i> sp. 1
		<i>Dorymyrmex</i> sp. 2
		<i>Dorymyrmex</i> sp. 3
	<i>Forelius</i>	<i>Forelius</i> 1
		<i>Forelius</i> sp. 2
	<i>Leptomyrmex</i>	<i>Leptomyrmex relictus</i> Boudinot et al.
Dorylinae		
	<i>Acanthostichus</i>	<i>Acanthostichus quadratus</i> Emery
	<i>Labidus</i>	<i>Labidus coecus</i> Latreille
	<i>Neivamyrmex</i>	<i>Neivamyrmex</i> sp. 1
		<i>Neivamyrmex</i> sp. 2
		<i>Neivamyrmex</i> sp. 3
	<i>Nomamyrmex</i>	<i>Nomamyrmex esenbeckii</i> Westwood
Ectatomminae		
	<i>Ectatomma</i>	<i>Ectatomma brunneum</i> Smith
		<i>Ectatomma edentatum</i> Roger
		<i>Ectatomma opaciventre</i> Roger
		<i>Ectatomma permagnum</i> Forel
		<i>Ectatomma planidens</i> Borgmeier
		<i>Ectatomma tuberculatum</i> Olivier

MS6. Lista taxonômica das espécies de formigas identificadas (cont.).

Subfamília	Gênero	Espécie/Morfoespécie
Ectatomminae		
	<i>Gnamptogenys</i>	<i>Gnamptogenys sulcata</i> Smith
	<i>Holcoponera</i>	<i>Holcoponera striatula</i> Mayr
Formicinae		
	<i>Camponotus</i>	<i>Camponotus cx. atriceps</i> sp. 2 Smith
		<i>Camponotus cx. blandus</i> Smith
		<i>Camponotus cx. senex</i> sp. 1 Smith
		<i>Camponotus cx. substitutus</i> sp.1 Forel
		<i>Camponotus leydigi</i> Forel
		<i>Camponotus melanoticus</i> Emery
		<i>Camponotus personatus</i> Emery
		<i>Camponotus rufipes</i> Fabricius
		<i>Camponotus sericeiventris</i> Guérin - Menévill
		<i>Camponotus</i> sp. 4
		<i>Camponotus</i> sp. 5
Myrmicinae		
	<i>Acromyrmex</i>	<i>Acromyrmex cf. balzani</i> Emery
	<i>Apterostigma</i>	<i>Apterostigma</i> sp. 1
	<i>Atta</i>	<i>Atta laevigata</i> Smith
	<i>Blepharidatta</i>	<i>Blepharidatta conops</i> Kempf

MS6. Lista taxonômica das espécies de formigas identificadas (cont.).

Subfamília	Gênero	Espécie/Morfoespécie
Myrmicinae		
	<i>Cardiocondyla</i>	<i>Cardiocondyla</i> sp. 1
	<i>Cephalotes</i>	<i>Cephalotes atratus</i> Linnaeus
		<i>Cephalotes betoi</i> De Andrade e Baroni Urbani
		<i>Cephalotes patellaris</i> Mayr
		<i>Cephalotes persimilis</i> De Andrade
	<i>Crematogaster</i>	<i>Crematogaster</i> sp. 1
		<i>Crematogaster</i> sp. 2
	<i>Cyphomyrmex</i>	<i>Cyphomyrmex peltatus</i> Kempf
	<i>Mycetomoellerius</i>	<i>Mycetomoellerius relictus</i> Borgmeier
		<i>Mycetomoellerius</i> sp. 2
		<i>Mycetomoellerius</i> sp. 3 sp. nov.
		<i>Mycetomoellerius urichii</i> Forel
	<i>Mycocepurus</i>	<i>Mycocepurus goeldii</i> Forel
	<i>Nesomyrmex</i>	<i>Nesomyrmex</i> sp. 1
	<i>Paratrachymyrmex</i>	<i>Paratrachymyrmex</i> sp. 1 sp. nov.
	<i>Pheidole</i>	<i>Pheidole gertrudae</i> Forel
		<i>Pheidole</i> sp. 1
		<i>Pheidole</i> sp. 2
		<i>Pheidole</i> sp. 3
		<i>Pheidole</i> sp. 4
		<i>Pheidole</i> sp. 5

MS6. Lista taxonômica das espécies de formigas identificadas (cont.).

Subfamília	Gênero	Espécie/Morfoespécie
Myrmicinae		
	<i>Pheidole</i>	<i>Pheidole</i> sp. 6
		<i>Pheidole</i> sp. 7
		<i>Pheidole</i> sp. 8
		<i>Pheidole</i> sp. 9
		<i>Pheidole</i> sp. 10
		<i>Pheidole</i> sp. 11
	<i>Pogonomyrmex</i>	<i>Pogonomyrmex naegelii</i> Forel
	<i>Sericomyrmex</i>	<i>Sericomyrmex scrobifer</i> Forel
	<i>Solenopsis</i>	<i>Solenopsis</i> sp. 1
		<i>Solenopsis</i> sp. 2
		<i>Solenopsis</i> sp. 3
		<i>Solenopsis</i> sp. 4
		<i>Solenopsis</i> sp. 5
		<i>Solenopsis</i> sp. 6
Ponerinae		
	<i>Centromyrmex</i>	<i>Centromyrmex brachycola</i> Roger
	<i>Dinoponera</i>	<i>Dinoponera australis</i> Emery
	<i>Hypoponera</i>	<i>Hypoponera</i> sp.1
	<i>Neoponera</i>	<i>Neoponera verenae</i> Forel
	<i>Odontomachus</i>	<i>Odontomachus</i> sp. 1
		<i>Odontomachus</i> sp. 2

MS6. Lista taxonômica das espécies de formigas identificadas (cont.).

Subfamília	Gênero	Espécie/Morfoespécie
Ponerinae		
	<i>Pachycondyla</i>	<i>Pachycondyla impressa</i> Roger
Pseudomyrmecinae		
	<i>Pseudomyrmex</i>	<i>Pseudomyrmex cx. gracilis</i> sp.1 Fabricius
		<i>Pseudomyrmex cx. gracilis</i> sp. 2 Fabricius
		<i>Pseudomyrmex cx. pallidus</i> Ward
		<i>Pseudomyrmex</i> sp. 5
		<i>Pseudomyrmex termitarius</i> De Oliveira