

INSTITUTO FEDERAL
GOIANO
Câmpus Rio Verde

LICENCIATURA EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

**EFEITOS DE CARACTERÍSTICAS DO MICROHÁBITAT E
DA PAISAGEM NA DIVERSIDADE DE FORMIGAS
(FORMICIDAE) EM UMA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO NO
SUDOESTE GOIANO**

Gustavo Costa Daniel

Rio Verde, GO

2022

**INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA
GOIANO – CAMPUS RIO VERDE
LICENCIATURA EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

**EFEITOS DE CARACTERÍSTICAS DO MICROHÁBITAT E DA
PAISAGEM NA DIVERSIDADE DE FORMIGAS (FORMICIDAE) EM
UMA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO NO SUDOESTE GOIANO**

GUSTAVO COSTA DANIEL

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado ao Instituto Federal Goiano -
Campus Rio Verde, como requisito
parcial para obtenção do Grau de
Licenciado em Ciências Biológicas.

Orientador: Fernando Henrique Antonioli Farache

Rio Verde – GO

Dezembro, 2022

Sistema desenvolvido pelo ICMC/USP
Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas - Instituto Federal Goiano

D184e Daniel, Gustavo Costa
Efeitos de características do microhabitat e da paisagem na diversidade de formigas (Formicidae) em uma Unidade de Conservação no sudoeste goiano / Gustavo Costa Daniel; orientador Fernando Henrique Antonioli Farache. -- Rio Verde, 2022.
40 p.

TCC (Graduação em Licenciatura em Ciências Biológicas) -- Instituto Federal Goiano, Campus Rio Verde, 2022.

1. Hymenoptera. 2. Conservação. 3. Sazonalidade. 4. Inventário. 5. Cerrado. I. Farache, Fernando Henrique Antonioli, orient. II. Título.

Responsável: Johnathan Pereira Alves Diniz - Bibliotecário-Documentalista CRB-1 nº2376



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SECRETARIA DE EDUCAÇÃO PROFISSIONAL E TECNOLÓGICA
INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA GOIANO

**TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO PARA DISPONIBILIZAR PRODUÇÕES
TÉCNICO-CIENTÍFICAS NO REPOSITÓRIO INSTITUCIONAL DO IF GOIANO**

Com base no disposto na Lei Federal nº 9.610/98, AUTORIZO o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano, a disponibilizar gratuitamente o documento no Repositório Institucional do IF Goiano (RIIF Goiano), sem ressarcimento de direitos autorais, conforme permissão assinada abaixo, em formato digital para fins de leitura, download e impressão, a título de divulgação da produção técnico-científica no IF Goiano.

Identificação da Produção Técnico-Científica (assinale com X)

- Tese
 Dissertação
 Monografia - Especialização
 Artigo - Especialização
 TCC - Graduação
 Artigo Científico
 Capítulo de Livro
 Livro
 Trabalho Apresentado em Evento
 Produção técnica. Qual: _____

Nome Completo do Autor: Gustavo Costa Daniel

Matrícula: 2019102220530167

Título do Trabalho: Efeitos de características do microhabitat e da paisagem na diversidade de formigas (Formicidae) em uma unidade de conservação no Sudoeste Goiano

Restrições de Acesso ao Documento [Preenchimento obrigatório]

Documento confidencial: Não Sim, justifique:

Informe a data que poderá ser disponibilizado no RIIF Goiano: 08/12/2023

O documento está sujeito a registro de patente? Sim Não

O documento pode vir a ser publicado como livro? Sim Não

DECLARAÇÃO DE DISTRIBUIÇÃO NÃO-EXCLUSIVA

O/A referido/a autor/a declara que:

1. O documento é seu trabalho original, detém os direitos autorais da produção técnico-científica e não infringe os direitos de qualquer outra pessoa ou entidade;
2. Obteve autorização de quaisquer materiais incluídos no documento do qual não detém os direitos de autor/a, para conceder ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano os direitos requeridos e que este material cujos direitos autorais são de terceiros, estão claramente identificados e reconhecidos no texto ou conteúdo do documento entregue;
3. Cumpriu quaisquer obrigações exigidas por contrato ou acordo, caso o documento entregue seja baseado em trabalho financiado ou apoiado por outra instituição que não o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano.

Rio Verde, 10 de dezembro de 2022

Gustavo Costa Daniel

Assinado eletronicamente pelo o Autor e/ou Detentor dos Direitos Autorais

Ciente e de acordo:

Fernando Henrique Antonioli Farache

Assinatura eletrônica do(a) orientador(a)

Documento assinado eletronicamente por:

- Gustavo Costa Daniel, 2019102220530167 - Discente, em 10/12/2022 12:03:29.
- Fernando Henrique Antonioli Farache, PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO, em 10/12/2022 11:56:49.

Este documento foi emitido pelo SUAP em 10/12/2022. Para comprovar sua autenticidade, faça a leitura do QRCode ao lado ou acesse <https://suap.ifgoiano.edu.br/autenticar-documento/> e forneça os dados abaixo:

Código Verificador: 451725
Código de Autenticação: c84a193b5f



INSTITUTO FEDERAL GOIANO
Campus Rio Verde
Rodovia Sul Goiana, Km 01, Zona Rural, 01, Zona Rural, RIO VERDE / GO, CEP 75901-970
(64) 3624-1000



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SECRETARIA DE EDUCAÇÃO PROFISSIONAL E TECNOLÓGICA
INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA GOIANO

Ata nº 16/2022 - CCBCB-RV/GGRAD-RV/DE-RV/CMPRV/IFGOIANO

ATA DE DEFESA DE TRABALHO DE CURSO

Aos sete dias do mês de dezembro de dois mil e vinte e dois, às oito horas, reuniu-se a banca examinadora composta pelos membros: Fernando Henrique Antonioli Farache (Orientador, IF Goiano Campus Rio Verde), Wellington Hannibal Lopes (UEG campus Quirinópolis) e Fábio Martins Vilar de Carvalho (IF Goiano Campus Rio Verde), para examinar o Trabalho de Conclusão de Curso (TC2) intitulado "EFEITOS DE CARACTERÍSTICAS DO MICROHÁBITAT E DA PAISAGEM NA DIVERSIDADE DE FORMIGAS (FORMICIDAE) EM UMA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO NO SUDOESTE GOIANO" do(a) estudante Gustavo Costa Daniel, matrícula nº 2019102220530167 do Curso de Licenciatura em Ciências Biológicas do IF Goiano - Campus Rio Verde. A palavra foi concedida ao estudante para a apresentação oral do TC, houve arguição do candidato pelos membros da banca examinadora. Após tal etapa, a banca examinadora decidiu pela **APROVAÇÃO** do estudante. Ao final da sessão pública de defesa foi lavrada a presente ata que segue assinada pelo orientador e pelo membro interno da banca examinadora, em nome dos demais membros da banca.

(Assinado Eletronicamente)

Fernando Henrique Antonioli Farache
Orientador

(Assinado Eletronicamente)

Fábio Martins Vilar de Carvalho

Documento assinado eletronicamente por:

- **Fabio Martins Vilar de Carvalho, PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO**, em 10/12/2022 14:21:03.
- **Fernando Henrique Antonioli Farache, COORDENADOR DE CURSO - FUC1 - CCBCB-RV**, em 10/12/2022 11:52:09.

Este documento foi emitido pelo SUAP em 07/12/2022. Para comprovar sua autenticidade, faça a leitura do QRCode ao lado ou acesse <https://suap.ifgoiano.edu.br/autenticar-documento/> e forneça os dados abaixo:

Código Verificador: 450559
Código de Autenticação: 5628d25527



INSTITUTO FEDERAL GOIANO
Campus Rio Verde
Rodovia Sul Goiana, Km 01, Zona Rural, 01, Zona Rural, RIO VERDE / GO, CEP 75901-970
(64) 3624-1000

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primordialmente, aos meus pais, Valdeci e Zilma, por valorizarem a educação e possibilitarem a minha dedicação exclusiva aos estudos, sem vocês nada teria sido possível. Não há palavras para descrever minha gratidão, obrigado por sempre acreditarem em mim.

Agradeço aos familiares que mesmo com a distância e com o sacrifício de passarmos momentos juntos sempre me incentivaram e apoiaram de alguma forma, principalmente a minha vó Tereza e a meu vô Watercides.

Agradeço ao meu professor e orientador Fernando H. A. Farache, por me acolher como seu aluno de iniciação científica, por acreditar em meu potencial, por todos os valiosos ensinamentos, pela paciência e também pelo respeito ao longo desse percurso. Graças a ele compreendo um pouco melhor o que é ser um pesquisador.

Agradeço ao Laboratório de Ecologia e Biogeografia de Mamíferos da UEG pela parceria no desenvolvimento desse projeto. Em especial ao Dr. Wellington Hannibal e a Ma. Ana Dias.

Agradeço ao Dr. Diego Assis pelo seu apoio e sugestões durante a execução da identificação e escrita do trabalho.

Agradeço aos grandes amigos que fiz durante esses anos de curso, sobretudo a Ana, Beatriz, Valdeir, Igor, Samara, Luana, José, Gabriel, Emanuel e Mirelly e também aos demais amigos e colegas do do Laboratório de Ecotoxicologia e Sistemática Animal. Sem vocês tudo teria sido muito mais difícil e menos divertido.

Agradeço a instituição do IF Goiano por se tornar minha casa durante esse período, assim como a cada professor e professora que contribuíram com minha formação.

Por fim, meus agradecimentos aos membros da banca por sua participação e pelas generosas contribuições.

EPÍGRAFE

"Afinal, o que é um cientista, então? Ele é um homem curioso que olha através dos olhos de uma fechadura, a fechadura da natureza, tentando saber o que está acontecendo"

Jacques-Yves Cousteau

RESUMO

DANIEL, GUSTAVO COSTA. **Efeitos de características do microhábitat e da paisagem na diversidade de formigas (Formicidae) em uma unidade de conservação no sudoeste goiano.** 2022. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Licenciatura em Ciências Biológicas. Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde, Goiás. Rio Verde, Goiás, 2022.

As Unidades de Conservação são essenciais no que tange à preservação da biodiversidade. Entretanto, faz-se necessário conhecer a diversidade de organismos ali presentes e como as variáveis do ambiente podem influenciar essas comunidades. O objetivo do presente trabalho é inventariar as espécies de formigas de uma Unidade de Conservação inserida em torno de matrizes agrícolas, localizada em Quirinópolis - GO, e também compreender como as características do habitat e da paisagem influenciam na diversidade das mesmas. A área estudada foi dividida em 20 unidades amostrais e, para cada uma, foram instaladas 5 armadilhas tipo *pitfall*, distanciadas em cerca de 20 metros. Os espécimes foram armazenados em álcool 70% e identificados a nível de morfoespécies a partir de literatura específica. Ademais, foram mensuradas para cada unidade amostral dados de características como serrapilheira, biomassa vegetal, troncos caídos, cobertura de dossel, número de árvores e arbustos, sazonalidade, quantidade de artrópodes e distância até curso d'água. Índices de Shannon e Simpson, assim como a riqueza e abundância, foram obtidos pelo software Past. Foram considerados os índices de diversidade como variáveis respostas e os dados ambientais como variáveis preditoras. Como resultado, encontramos 69 morfoespécies, distribuídas em 7 subfamílias, sendo elas Myrmicinae (39% das morfo-espécies), Formicinae (20%), Ponerinae (19%), Ectatomminae (9%), Dolichoderinae (6%), Pseudomyrmicinae (4%) e Dorylinae (3%). Os modelos lineares explicaram relativamente bem a variância das variáveis-resposta, com R^2 ajustado $> 0,4$, exceto para o índice de Simpson ($R^2_{ajust.} = 0,158$). Em especial, a cobertura de dossel afetou negativamente a riqueza, a abundância e a diversidade de Shannon, provavelmente pela presença de espécies que preferem habitats abertos. Também foi possível observar uma menor riqueza de espécies e menor diversidade de Shannon na estação seca. A biomassa vegetal, por sua vez, possui correlação significativa positiva para os índices de diversidade, possivelmente por ser um recurso alimentar para formigas fitófagas e cultivadoras-de-fungo. A riqueza e Shannon aumentaram conforme a distância do curso d'água, possivelmente pelo fato de algumas espécies específicas se tornarem dominantes com a maior disponibilidade de água. Concluimos que os preditores ambientais podem ter efeitos variáveis na abundância de formigas e nos seus índices de diversidade. Por fim, reforçamos a importância das unidades de conservação para a proteção de comunidades de formigas e indicamos que futuros estudos utilizem de forma mais ampla características do habitat e da paisagem e para compreender suas influências sobre as comunidades de formigas.

Palavras-Chave: Hymenoptera; Conservação; Sazonalidade; Inventário; Cerrado

ABSTRACT

DANIEL, GUSTAVO COSTA. **Effects of microhabitat and landscape characteristics on the diversity of ants (Formicidae) in a Conservation Unit in southwest Goiás.** 2022. Undergraduate Thesis – Degree in Biological Sciences. Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde, Goiás. Rio Verde, Goiás, 2022.

Conservation Units are essential in terms of preserving biodiversity. However, it is necessary to know the diversity of organisms present in those units and how environmental variables can influence these communities. The objective of this work is to inventory the ant species of a Conservation Unit located around agricultural matrices in Quirinópolis -GO, and also to understand how the habitat and landscape characteristics influence their diversity. The studied area was divided into 20 sampling units and, for each one, 5 pitfall traps were installed, spaced at about 20 meters. The specimens were stored in 70% alcohol and identified at the morphospecies level based on specific literature. In addition, data on characteristics such as litter, plant biomass, fallen trunks, canopy cover, number of trees and shrubs, season, number of arthropods and distance to a watercourse were measured for each sampling unit. Shannon and Simpson indices, as well as richness and abundance, were obtained using the Past software. Diversity indices were considered as response variables and environmental data as predictor variables. As a result, we found 69 morphospecies, distributed in 7 subfamilies, namely Myrmicinae (39% of morphospecies), Formicinae (20%), Ponerinae (19%), Ectatomminae (9%), Dolichoderinae (6%), Pseudomyrmicinae (4%) and Dorylinae (3%). The linear models explained the variance of the response variables relatively well, with adjusted $R^2 > 0.4$, except for the Simpson index ($R^2_{\text{ajust.}} = 0,158$). Canopy cover negatively affected Shannon richness, abundance, and diversity, probably due to the presence of species that prefer open habitats. It was also possible to observe a lower species richness and lower diversity of Shannon in the dry season. On the other hand, plant biomass showed a significant positive correlation with diversity indices, possibly because it is a food resource for phytophagous and fungus-growing ants. Richness and the Shannon index increased with distance from the watercourse, possibly since some specific species became dominant with greater water availability. We conclude that environmental predictors can have variable effects on ant abundance and diversity indices. We conclude that environmental predictors can have variable effects on ant community diversity. We reinforce the importance of conservation units for the protection of ant communities and indicate that future studies use habitat and landscape characteristics more broadly and to understand their influences on ant communities.

Key-words: Hymenoptera; Conservation; Seasonality; Inventory; Cerrado

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA.....	1
2 OBJETIVOS	3
2. 1 OBJETIVO GERAL	3
2. 1. 2 Objetivos Específicos.....	3
3 MATERIAL E MÉTODOS	3
3. 1. ÁREA DE ESTUDO	3
3. 2 COLETA DE DADOS	4
3. 3 IDENTIFICAÇÃO DOS ESPÉCIMES E MEDIDAS DE DIVERSIDADE	5
3. 4 VARIÁVEIS PREDITORAS	6
3. 5 ANÁLISE DOS DADOS	7
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	8
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	19
6 REFERÊNCIAS	21

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Unidade de Conservação Refúgio da Vida Silvestre Serra da Fortaleza e unidades amostrais.....	4
Figura 2. Método de coletas com armadilha pitfall.....	5
Figura 3. Curva de rarefação por estação sazonal e ano.....	11
Figura 4. Relação entre variáveis preditoras e a riqueza de espécies.	16
Figura 5. Relação entre a abundância e os preditores explicativos.	17
Figura 6. Relação entre o Índice de Shannon e variáveis preditoras.....	18
Figura 7. Relação do Índice de Simpson e a biomassa vegetal.	19

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Lista de espécies de formigas da Unidade de Conservação.....	8
Tabela 2. Resultados estatísticos dos Modelos Lineares analisados.	13

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

Fragmentação e perda de habitat são dois dos principais fatores-chave que afetam a biodiversidade (FISCHER; LINDENMAYER, 2007; HANSKI, 2011; TECKENTRUP; KRAMER-SCHADT; JELTSCH, 2019). No que diz respeito ao processo de fragmentação de paisagem, há uma complexa discussão dentro da academia sobre como seus efeitos influenciam positiva e negativamente padrões de biodiversidade (FAHRIG et al., 2019; FLETCHER et al., 2018). Ademais, é válido ressaltar que o processo de fragmentação nem sempre está ligado diretamente à perda de habitat (FAHRIG, 2003, 2017).

A fragmentação leva ao aumento da quantidade de manchas florestais, a diminuição de seu tamanho e o aumento no isolamento das mesmas (FAHRIG, 2003). Como a perda de habitat resulta em mudanças tanto na quantidade quanto na configuração do habitat, os processos mediados pela fragmentação causam respostas generalizáveis nos níveis da população, comunidade e ecossistema (WILSON et al., 2016, p. 220). Essas respostas, por sua vez, podem ter efeitos benéficos ou prejudiciais (FAHRIG, 2017; KRAUSS et al., 2010). Ainda, esse processo leva a geração de uma área de transição, chamada borda, entre a matriz e o fragmento florestal. Essa zona possui características abióticas distintas e que podem levar aos chamados efeitos de borda (CARROLL et al., 2012; FLETCHER JR, 2005; MALCOLM; VALENTA; LEHMAN, 2017; MURCIA, 1995; RIES et al., 2004).

Dentre os biomas presentes no Brasil, temos o Cerrado, que é o segundo maior bioma da América do Sul, ocupando uma área de 2.036.448 km², cerca de 22% do território nacional (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2018). É, também, considerado um *hotspot* de biodiversidade (MYERS et al., 2000). Entretanto, vem sofrendo com a forte ação antrópica, principalmente a expansão da fronteira agrícola, tendo consequências como a perda de vegetação natural, fragmentação e a conversão de cerca de 40% de sua paisagem em terras para usos agrícolas (BEUCHLE et al., 2015; CARVALHO; DE MARCO; FERREIRA, 2009; SANO et al., 2008, 2010). As matrizes agrícolas geradas, que circundam manchas florestais, são capazes de afetar a dinâmica das espécies ali presentes (MURCIA, 1995), em escalas locais, paisagísticas e regionais (SPIESMAN; CUMMING, 2008).

Os artrópodes são um excelente grupo para se usar como bioindicadores dos efeitos de fragmentação florestal (MAJER, 1983). Entre estes, as formigas (Hymenoptera: Formicidae), são comumente usadas, devido sua abundância, riqueza de espécies, variados nichos ecológicos, fácil amostragem e importância ambiental (CHEN et al., 2011; DELABIE et al., 2006; FITTKAU; KLINGE, 1973; HÖLLDOBLER; WILSON, 1990; MAJER, 1983). O Brasil apresenta a maior diversidade de formigas das Américas e uma das maiores do mundo

(BACCARO et al., 2015). Além disso, os mesmos autores nos dizem que nosso país abriga mais da metade das espécies descritas para a Região Neotropical.

Dentro da ordem Hymenoptera, Formicidae é a única família em que todas as espécies são tidas como eussociais, apresentando características como cooperação de trabalho, divisão em castas e sobreposição de gerações (ANDERSON, 1984; WILSON, 2000; WILSON; HÖLLDOBLER, 2005). Esses organismos apresentam uma distribuição cosmopolita, estando ausente apenas nos polos (HÖLLDOBLER; WILSON, 1990). Com aproximadamente 13.000 espécies descritas (BACCARO et al., 2015), estima-se que ainda haja mais de 12.000 espécies não conhecidas (FOOTTTIT; ADLER, 2009; LACH; PARR; ABBOTT, 2010). Ademais, exercem funções como ciclagem de nutrientes (SOUSA-SOUTO; SCHOEREDER; SCHAEFER, 2007; VERCHOT; MOUTINHO; DAVIDSON, 2003), dispersão de sementes (LENGYEL et al., 2010) e controle biológico (FRIZZO et al., 2020). Também são usadas como fonte alimentícia e farmacêutica (DEFOLIART, 2003; REDDY; XU; YANG, 2011), e possuem importância cultural (BOTELHO; WEIGEL, 2011).

Porém, Debuse, King e House (2007, p. 732) afirmam que a consistência das respostas das espécies à fragmentação pode ser modificada por condições de habitat dentro da mancha. Considerando isso, faz-se essencial, ao estudar a ação da fragmentação em formigas, compreender as características dos habitats e seu impacto nas comunidades ali presentes. Os mesmos autores, em seu trabalho, verificaram que o aumento de diversidade estava relacionado com condições de habitat como temperatura e heterogeneidade temporal do NDVI (Índice de Vegetação da Diferença Normalizada); ainda, seus resultados indicam que quanto mais semelhantes em temperatura são dois locais de coleta, mais semelhante são a composição das assembleias de formigas.

Em um estudo publicado por Leal *et al.* (2012), foi investigado como as comunidades de formigas eram afetadas pela estrutura do habitat (densidade e riqueza de árvores). Concluíram que a composição taxonômica foi influenciada pela riqueza de árvores, enquanto a composição funcional respondeu à cobertura florestal e densidade de árvores. De mesmo modo, outro exemplo é o trabalho de Ramos *et al.* (2018), no qual sugerem que as variáveis relacionadas à energia e à heterogeneidade ambiental são fatores-chave que moldam os padrões de riqueza de formigas. Por fim, tem-se que o uso desse grupo como indicadores de condição do habitat é dificultado pelo fato de que as histórias de vida de muitas espécies ainda não são conhecidas (DEBUSE; KING; HOUSE, 2007).

A falta de conhecimento biológico básico impede a avaliação adequada de ameaça para a maioria das espécies do Cerrado (COLLI; VIEIRA; DIANESE, 2020). Alguns estudos de

checklist de Formicidae já foram feitos no bioma Cerrado (BRANDÃO; SILVA; FEITOSA, 2011; CAMACHO; VASCONCELOS, 2015; SILVA et al., 2017; VASCONCELOS; ARAÚJO; MAYHÉ-NUNES, 2008), porém a região do sudoeste goiano ainda carece de dados. De forma aliada, o uso bem-sucedido de espécies indicadoras para monitorar a degradação em ecossistemas ainda enfrenta o grande obstáculo da falta de conhecimento da relação entre a espécie e as características do ambiente (LINDENMAYER; MARGULES; BOTKIN, 2000). Dessa forma, é de suma importância conhecer a diversidade de formigas de uma unidade de conservação localizada em uma paisagem altamente fragmentada, assim como quais são as variáveis ambientais que podem estar influenciando essa comunidade.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a diversidade de Formicidae e verificar o efeito de variáveis ambientais relacionadas à fragmentação florestal que a influenciam,.

2.1.2 Objetivos Específicos

- Inventariar a comunidade de formigas da Unidade de Conservação;
- Verificar medidas de diversidade de Formicidae na área estudada;
- Analisar os efeitos de variáveis do microhábitat e de paisagem sobre a diversidade desse grupo.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

O Refúgio da Vida Silvestre Serra da Fortaleza – RVSSF criado em 2015, é uma unidade de conservação que cobre uma área de 489,72 ha (QUIRINÓPOLIS, 2015) e está localizada no município de Quirinópolis, no sul do estado de Goiás. É composto principalmente por Cerrado; apresentando formações campestres, savânicas e florestais; além de apresentar zonas de transição com a Mata Atlântica. A área protegida compreende um mosaico de fisionomias entre mata de galeria, floresta semidecídua, e veredas, inserida em uma paisagem fragmentada em matriz de plantações de milho, soja, cana-de-açúcar e pastagens. Possui duas estações bem definidas: chuvosa (outubro a março) e seca (abril a setembro).

3. 2 Coleta de dados

As amostragens ocorreram a cada três meses e compreenderam as estações seca e chuvosa dos anos de 2020 e 2021. A área de estudo foi dividida em 20 subunidades amostrais (hexágonos). Cada um com área de 56,8 hectares (Figura 1). Em cada subunidade foram montadas cinco armadilhas do tipo *pitfall* (Figura 2) de 500 ml e 10 cm de diâmetro distantes 20 metros uma da outra. Posteriormente, os espécimes de cada *pitfall* foram armazenados em um único recipiente, resultando em uma unidade amostral para cada hexágono. As armadilhas de queda (*pitfall*) foram escolhidas pois, de acordo com a literatura, são as mais eficientes para o grupo de estudo (MONTGOMERY et al., 2021)

Este projeto é proveniente de uma colaboração entre o Laboratório de Ecologia e Biogeografia de Mamíferos da Universidade Estadual de Goiás - Câmpus Quirinópolis e o Laboratório de Ecotoxicologia e Sistemática Animal do Instituto Federal Goiano - Campus Rio Verde. Dessa forma, as coletas foram realizadas pela equipe da UEG e, antes de ser firmada nossa parceria, foram descartados três armadilhas com artrópodes, o que levou a perda de dados para as subunidades 2, 4 e 5 do ano de 2020.

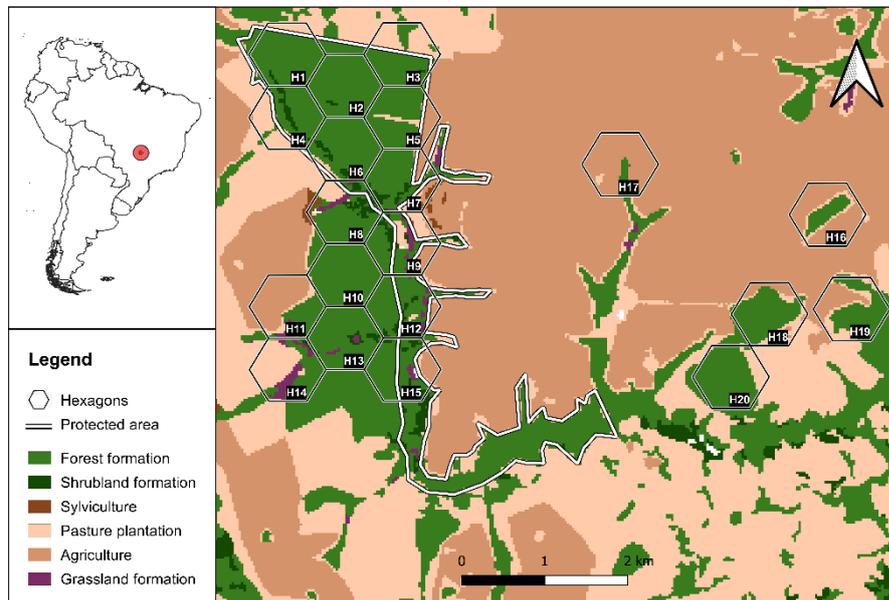


Figura 1. Unidade de Conservação Refúgio da Vida Silvestre Serra da Fortaleza. Esquema da divisão em subunidades hexagonais de coleta. Fonte: Bernardes-Dias (2022).



Figura 2. Exemplo de método de coletas com armadilha pitfall. Obs. No presente estudo as armadilhas não foram cobertas como ilustrado na figura.

3. 3 Identificação dos Espécimes e Medidas de Diversidade

Os espécimes coletados e conservados em etanol 70% foram separados em morfoespécies e depois identificadas em nível de gênero utilizando chaves de identificação (BACCARO et al., 2015; ANTWIKI, 2022; BOLTON, 1994). Imagens dos espécimes foram adquiridas por meio de um estereomicroscópio com câmera acoplada da marca Laborana, modelo NSZ-405. O material testemunho foi conservado em via úmida na coleção do laboratório de Ecotoxicologia e Sistemática Animal.

Para cada unidade amostral, os hexágonos, foi estimada a abundância e riqueza de espécies. Também foram calculados os índices de diversidade de Shannon e Simpson (GOTELLI; ELLISON, 2013; MAGURRAN, 2004).

O índice de Shannon (H) calcula a incerteza de qual será a espécie de um indivíduo escolhido ao acaso de uma amostra. Quanto menor o índice, menor é a incerteza e, consequentemente, mais baixa é a diversidade. De forma contrária, maior será a diversidade quanto maior foi o índice (GOTELLI; ELLISON, 2013). Pode ser calculado pela fórmula:

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \log_b p_i$$

Onde S é o total de espécies na amostra, e p_i é a abundância relativa da espécie i ($p_i = n_i/N$, onde n_i é o total de indivíduos da espécie i e N é o total de indivíduos na amostra).

Por sua vez, o índice de Simpson representa a probabilidade de dois indivíduos da mesma comunidade e selecionados ao acaso pertencerem à mesma espécie. Tem um intervalo de 0 a 1, sendo que menor é a diversidade próximo a 1 e maior quando próximo a 0 (GOTELLI; ELLISON, 2013). Tem como fórmula:

$$D = \sum \left[\frac{n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)} \right]$$

3.4 Variáveis Preditoras

Nós utilizamos como preditores, variáveis que representam qualidade e disponibilidade do habitat, tais como: estrutura da vegetação, disponibilidade de recursos alimentares (quantidade de artrópodes, ...), biomassa vegetal, densidade florestal (NDVI), distância para o curso d'água e cobertura vegetal nativa. Todas as variáveis foram medidas para cada unidade amostral (hexágono). Os parâmetros que refletem a estrutura da vegetação e disponibilidade de recursos alimentares foram tomados em 5 estações em um raio de 5 metros, que foram sorteadas aleatoriamente pela função `sample`. A densidade florestal, distância para o curso d'água e cobertura vegetal foram medidas considerando todo o hexágono como área medida. A sazonalidade também foi levada em consideração, bem como o ano da coleta

Foram medidas cinco variáveis estruturais da vegetação que podem influenciar a organização da comunidade de formigas, tais como: número de árvores (plantas lenhosas com $DAP > 15$ cm), número de arbustos, número de troncos caídos, cobertura de folhiço e cobertura de dossel. O número de árvores, arbustos e troncos caídos foram medidos no interior de toda circunferência (raio de 5 m na estação de captura). As variáveis de cobertura de dossel e serapilheira foram medidas em cinco pontos dentro de cada estação (um central, próximo à estação de armadilha e os outros quatro distantes 5 m deste nas direções norte, sul, leste e oeste), sendo que foi obtido desses valores o valor médio. O instrumento usado para medir as variáveis de cobertura consiste em um quadrado de madeira ($0,50 \times 0,50$ m = $0,25$ m²) dividido por arame em cem quadrados menores de igual tamanho (método adaptado de FREITAS; CERQUEIRA; VIEIRA, 2002)

A abundância de outros grupos de artrópodes e o total de árvores, arbustos e lianas também foram quantificados. Essas variáveis compõem a diversidade de habitat, capazes de influenciar a riqueza e composição de formigas (PACHECO; VASCONCELOS, 2012). Para estimar a disponibilidade de artrópodes de solo e da biomassa vegetal, utilizamos o método de amostragem de serrapilheira em parcelas, sendo uma parcela de 0,50 x 0,50 m nas 5 estações de captura. Também foram considerados os artrópodes que foram coletados com a utilização das armadilhas de queda (“pitfalls” de 500 ml) para as formigas, sendo um pote por estação amostral determinada. Após este procedimento, todos os artrópodes encontrados foram contados, anotando para cada unidade amostral separadamente, a riqueza e abundância (número de indivíduos) por ordem de artrópodes. A biomassa vegetal, por sua vez, foi considerada a partir dos frutos, flores e sementes presentes na serrapilheira, e foram medidos em um raio de 5m de cada unidade amostral, sendo estes então contabilizados e pesados.

A densidade florestal foi acessada por meio do Índice de Diferença Normalizada da Vegetação (NDVI), o qual foi obtida acessando a imagens do satélite Landsat 8 (<http://earthexplore.usgs.gov/>), e usando as bandas 4 (Red) e 5 (Near Infrared). Dessa forma, o NDVI foi calculado por meio da fórmula $NDVI = (NIR - Red) / (NIR + Red)$ através da ferramenta ‘zonal statistic’ do Quantum GIS v. 2.18. A distância para o curso d’água mais próximo foi medida a partir do ponto central do hexágono, e a cobertura vegetacional nativa foi calculada para cada hexágono. Todas as métricas da paisagem foram tomadas e calculadas por meio do programa QGIS (QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2019). Por fim, as estações sazonais e ano em que ocorreram as coletas também foram consideradas como variáveis explanatórias.

3. 5 Análise dos Dados

A Riqueza de espécies na estação seca e chuvosa, bem como entre os anos de amostragem foi realizada utilizando métodos de rarefação e extrapolação da diversidade, implementado no pacote iNEXT (HSIEH et al. 2016).

Para verificar o efeito de diferentes variáveis ambientais sobre a abundância, riqueza, e diversidade de espécies, foram utilizados modelos lineares (ML). As medidas de diversidade com riqueza, abundância, e índices de Shannon e Simpson foram utilizadas como variáveis respostas. A abundância de artrópodes, troncos, lianas, arbustos, árvores, densidade florestal (NDVI), biomassa vegetal, cobertura de dossel, de serrapilheira e distância de curso de rio foram utilizados como variáveis preditoras, assim como a estação sazonal na qual a coleta foi realizada (seca ou chuvosa) e o ano. As coletas perdidas do ano de 2020 foram considerados

como dados faltantes durante as análises. Foi também considerada no modelo a interação entre as variáveis Ano e Estação.

A partir do modelo completo, foi realizada a seleção de modelos por Critério de Informação de Akaike (AKAIKE, 1973) utilizando um algoritmo de remoção das variáveis passo a passo (*stepwise*), implementado na função “*step*”.

A adequação dos modelos foi avaliada utilizando o pacote performance (LÜDECKE et al., 2021), e as análises descrevendo os efeitos das variáveis predictoras foram realizadas utilizando o pacote ggeffects (LÜDECKE, 2018),

Os cálculos de índices de diversidade foram realizados no software Past (HAMMER, HARPER, RYAN, 2001), e as análises estatísticas foram realizadas utilizando o ambiente estatístico R (R CORE TEAM).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Encontramos um total de 7 subfamílias de formigas, sendo Myrmicinae a que apresentou maior quantidade de espécies, cerca de 39% do total, seguida por: Formicinae (20%), Ponerinae (19%), Ectatomminae (9%), Dolichoderinae (6%), Pseudomyrmicinae (4%) e Dorylinae (3%). Foram triadas cerca de 69 morfoespécies de formigas, listadas na tabela 1.

Tabela 1. Lista de espécies de formigas da Unidade de Conservação.

Subfamília	Tribo	Espécie
<i>Dolichoderinae</i>	-	<i>Labidus</i> sp. 1
	<i>Dolichoderini</i>	<i>Linepithema</i> sp. 1
		<i>Azteca</i> sp. 1
		<i>Dorymyrmex</i> sp. 1
<i>Dorylinae</i>	-	<i>Nomamyrmex</i> sp. 1
		<i>Neivamyrmex</i> sp. 1
	<i>Ectatomminae</i>	<i>Ectatommini</i>
<i>Ectatomma</i> sp. 2		
<i>Ectatomma</i> sp. 3		
<i>Ectatomma opaciventre</i>		
<i>Ectatomma</i> sp. 4		
<i>Gnamptogenys</i> sp. 1		
<i>Formicinae</i>	<i>Camponotini</i>	<i>Camponotus</i> sp. 1

		<i>Camponotus</i> sp. 2
		<i>Camponotus</i> sp. 3
		<i>Camponotus</i> sp. 4
		<i>Camponotus</i> sp. 5
		<i>Camponotus</i> sp. 7
		<i>Camponotus</i> sp. 8
		<i>Camponotus</i> sp. 6
		<i>Camponotus</i> sp. 9
		<i>Camponotus sericeiventris</i>
	<i>Plagiolepidini</i>	<i>Nylanderia</i> sp. 1
		<i>Nylanderia</i> sp. 2
		<i>Brachymyrmex</i> sp. 1
		<i>Brachymyrmex</i> sp. 2
<i>Myrmicinae</i>	<i>Attini</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. 7
		<i>Pheidole</i> sp. 8
		<i>Acromyrmex</i> sp. 1
		<i>Wasmannia</i> sp.1
		<i>Sericomyrmex</i> sp. 1
		<i>Atta</i> sp. 1
		<i>Atta</i> sp. 2
		<i>Atta</i> sp. 3
		<i>Mycetophylax</i> sp. 1
		<i>Mycetophylax</i> sp. 2
		<i>Strumigenys</i> sp. 1
		<i>Cephalotes clypeatus</i>
		<i>Cephalotes</i> sp. 2
		<i>Mycetomoellerius</i> sp. 2
		<i>Mycocepurus</i> sp. 1
		<i>Myrmicocrypta</i> sp. 1
		<i>Tranopelta gilva</i>

	<i>Crematogastrini</i>	<i>Carebara</i> sp. 1
		<i>Crematogaster</i> sp. 1
	<i>Solenopsidini</i>	<i>Solenopsis</i> sp. 1
		<i>Solenopsis</i> sp. 2
		<i>Megalomyrmex</i> sp. 1
<i>Ponerinae</i>	<i>Ponerini</i>	<i>Hypoponera</i> sp. 1
		<i>Hypoponera</i> sp. 2
		<i>Hypoponera</i> sp. 3
		<i>Pachycondyla</i> sp. 1
		<i>Pachycondyla</i> sp. 2
		<i>Pachycondyla</i> sp. 3
		<i>Neoponera verenae</i>
		<i>Neoponera commutata</i>
		<i>Neoponera laevigata</i>
		<i>Odontomachus</i> sp. 1
		<i>Odontomachus chelifer</i>
		<i>Odontomachus</i> sp. 2
		<i>Leptogenys</i> sp. 1
<i>Pseudomyrmicinae</i>	<i>Pseudomyrmecini</i>	<i>Pseudomyrmex</i> sp. 1
		<i>Pseudomyrmex</i> sp. 2
		<i>Pseudomyrmex</i> sp. 3

Myrmicinae é a subfamília mais diversa de Formicidae, com cerca de 6000 espécies descritas em 144 gêneros (GUÉNARD, 2013), o que pode explicar o resultado aqui encontrado. Adicionalmente, a capacidade adaptativa aos mais variados nichos ecológicos da região neotropical pode explicar o destaque das subfamílias Myrmicinae e Formicinae (FOWLER *et al.*, 1991). Esse é um grupo de padrão alimentar generalista, castas de trabalhadores dimórficos e centenas de milhares deles por colônias (SARNAT *et al.* 2015).

A curva de rarefação demonstrou uma riqueza de espécies similar entre as áreas amostradas, com exceção da estação seca para o ano de 2020, na qual foi observada uma riqueza menor do que nas demais épocas (Figura 3).

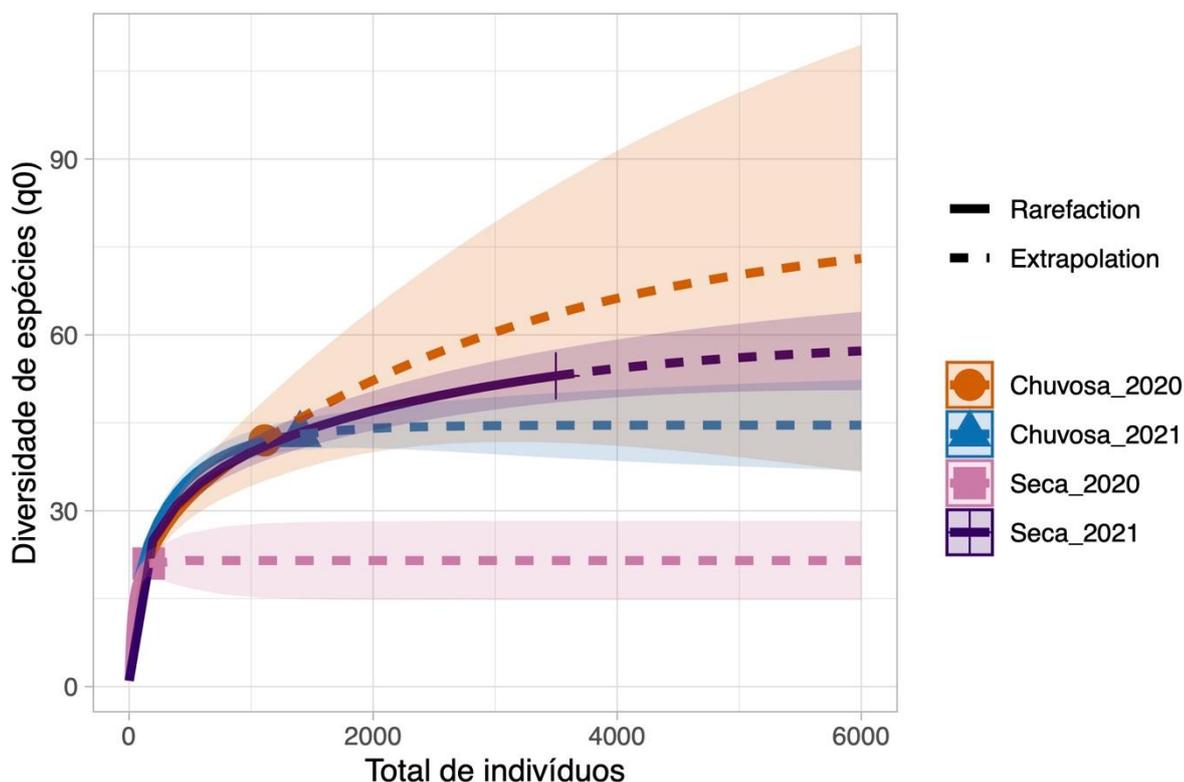


Figura 3. Curva de rarefação por estação sazonal e ano.

Apesar de ter sido feito a adequação dos dados faltantes no modelo linear, uma riqueza menor na seca de 2020 pode ser decorrente das amostras ausentes, já que eram referentes a estação seca. Todavia, a sazonalidade possui uma influência na dinâmica da vida no cerrado (MALHEIROS, 2016) e o achado desse predomínio de maior riqueza na estação chuvosa é coerente com a meta-análise de Queiroz et al. (2022), que encontrou um padrão de resultados que demonstram menor riqueza durante a estação de seca.

Áreas de proteção ambiental, como a Unidade de Conservação aqui estudada, são importantes para a conservação da biodiversidade (WATSON et al., 2014). No apêndice 1 estão apresentados os índices de diversidade Shannon e Simpson para cada hexágono. Foram considerados os índices por ano e também a abundância e riqueza de espécies. Além dos índices de diversidade, as variáveis de sazonalidade, biomassa vegetal, anuidade, lianas, troncos, serrapilheira, dossel, arbustos, árvores, distância até curso d'água mais próximo, média do NDVI por unidade amostral e quantidade de artrópodes estão apresentados no apêndice 2.

Ao se analisar os modelos lineares (Tabela 2), observamos que os modelos explicaram relativamente bem a variância das variáveis-resposta (R^2 ajustado $> 0,4$), exceto para o índice de Simpson. Observamos um efeito negativo da cobertura do dossel sobre a riqueza, a abundância e a diversidade de Shannon (Figs 4A, 5A & 6A). A quantidade de árvores e de troncos caídos, bem como a abundância de artrópodes, embora mantidas no modelo pelo critério

de AIC, não tiveram efeito significativo sobre as medidas de riqueza, abundância e diversidade, ou tiveram efeitos marginais. As lianas, por sua vez, não foram mantidas pelo critério de AIC. A quantidade de arbustos teve efeito positivo na diversidade de Shannon (Fig. 6B) e a serrapilheira esteve positivamente relacionada com a Abundância de formigas (Fig. 5B). A biomassa vegetal esteve positivamente relacionada com todas as medidas de diversidade (Figs 4B, 6B & 7), exceto com a abundância, enquanto a distância ao curso de água mais próximo esteve positivamente relacionada com a riqueza e a diversidade de Shannon (Figs 4C & 6C). Também foi possível observar uma menor riqueza de espécies e menor diversidade de Shannon na estação seca (Figs 4 & 6), enquanto que a riqueza de espécies foi maior no ano de 2021 (Fig. 4).

Em locais com queimadas frequentes, como é o caso do Cerrado, micro-habitats como troncos apresentam-se como refúgio e podem auxiliar na conservação das formigas (ANDREW; RODGERSON; YORK, 2000). Ainda, as árvores e arbustos compõem a estrutura e complexidade do habitat. A não significância dessas variáveis pode estar relacionada com um forrageio das formigas com um menor custo energético em habitats menos complexos (LASSAU & HOCHULI, 2004). Ainda, os autores apontam ideias de que habitats mais simples facilitariam a orientação química e a construção de ninhos.

Tabela 2. Resultados estatísticos dos Modelos Lineares analisados Est. = estimativa da inclinação (b); EP = Erro Padrão.

<i>Preditores</i>	Riqueza			Abundância			Shannon			Simpson		
	<i>Est.</i>	<i>EP</i>	<i>p</i>	<i>Est.</i>	<i>EP</i>	<i>p</i>	<i>Est.</i>	<i>EP</i>	<i>p</i>	<i>Est.</i>	<i>EP</i>	<i>p</i>
(Intercepto)	14.08	2.38	<0.001	-0.33	0.26	0.206	1.88	0.21	<0.001	0.69	0.04	<0.001
Dossel	-2.66	1.29	0.049	-0.47	0.18	0.017	-0.22	0.10	0.044			
Árvores	1.65	1.20	0.180									
Troncos	-1.45	1.15	0.216	0.17	0.13	0.222	-0.16	0.10	0.129			
Arbustos	2.53	1.50	0.104				0.33	0.13	0.017			
Biomassa Veg.	3.62	0.98	0.001	0.23	0.13	0.097	0.33	0.08	0.001	0.05	0.02	0.019
Serrapilheira				0.39	0.17	0.031						
Artrópodes	-2.50	1.28	0.062				-0.22	0.11	0.061			
Dist. Água	2.41	1.11	0.039				0.20	0.10	0.045			
NDVI				-0.34	0.14	0.020						
Saz [seca]	-15.61	4.93	0.004	-0.53	0.40	0.202	-1.34	0.42	0.004	-0.07	0.05	0.137
Ano [2021]	6.88	2.96	0.028	0.52	0.40	0.203	0.36	0.25	0.163	0.07	0.05	0.120
Saz [seca] * Ano [2021]	9.21	4.75	0.063	0.92	0.56	0.110	0.61	0.41	0.147			
Observações	37	37	37	36								
R ² / R ² ajust.	0.645 / 0.508			0.539 / 0.407			0.558 / 0.411			0.230 / 0.158		

Variáveis como cobertura de dossel e serrapilheira são extremamente importantes para a diversidade de artrópodes (STORK, 1988). Entretanto, aqui foi observado que quanto maior a cobertura de dossel, menor será a abundância, riqueza e índice de Shannon. Estando relacionado ao dossel, o NDVI foi um preditor negativo apenas no que tange a abundância, diferentemente do resultado de Fernández-Tizón et al. (2020), que encontrou uma correlação do aumento da biomassa de artrópodes e o aumento do NDVI. Um efeito primário da perturbação na estrutura do habitat é aumentar a sua abertura, e isso é de importância crítica para a compreensão das respostas das formigas à perturbação (ANDERSEN, 2018). Chen e Robinson (2014) demonstram em seu estudo que áreas com maior cobertura de dossel possibilitam um ambiente térmico mais frio e estável, levando a colônias maiores de uma determinada espécie de formiga. O trabalho de Queiroz e Ribas (2022) indicou que a cobertura de dossel diminuiu a riqueza de formigas arborícolas. Os autores defendem que a menor cobertura de dossel possibilita uma maior incidência de luminosidade, aumento de temperatura e diminuição da umidade, o que favorece formigas adaptadas tanto a áreas abertas quanto locais de perturbação antrópica e prejudica as especialistas. Assim, acreditamos que há em nossa área de estudo uma predominância de formigas com preferência a habitats abertos e possivelmente mais perturbados, de forma que o aumento da cobertura de dossel vai contra a propensão de seus nichos ecológicos.

Formigas de solo, como do gênero *Atta*, se beneficiam da maior incidência luminosa de locais abertos, havendo uma preferência desse tipo de habitat para o estabelecimento de suas colônias (VASCONCELOS et al., 2006). Além do mais, as formigas do gênero *Pheidole*, presentes em nosso inventário em 8 morfoespécies, parecem ter tido uma predileção por habitats abertos durante a expansão de suas linhagens (ECONOMO et al. 2015). Considerando isso, uma maior cobertura de dossel pode ir contra as predileções desses grupos.

A relação da serrapilheira com a riqueza e a dos arbustos com o índice de Shannon pode ser explicada pelo fato de que essas variáveis compõem a heterogeneidade do habitat, que pode possibilitar uma maior diversidade de micro-habitats e recurso para espécies de diferentes nichos ecológicos (MIAO et al., 2022).

A biomassa vegetal esteve relacionada com a maioria das variáveis referentes a diversidade. É apontado que quanto maior a riqueza de espécies de plantas, maior será a biomassa vegetal (MARQUARD et al., 2009). Como nosso local de estudo é uma Unidade de Conservação, a diversidade das formigas dessa comunidade pode ser em decorrência da presença de uma diversidade filogenética de plantas nessa área (ver DINNAGE et al., 2012), o

que pode influenciar a diversidade comunidade de formigas, particularmente de grupos fitófagos. Apesar da redução de diversidade com o aumento do dossel aqui registrado, acreditamos que a biomassa vegetal considerada não se relaciona com essa variável, pois ela foi obtida considerando os frutos, flores e sementes. De forma que esses órgãos reprodutivos das plantas são fonte de alimento de formigas fitófagas (LEAL; OLIVEIRA, 1998; ANDERSON; MACMAHON, 2001; LACH; PARR; ABBOTT, 2010).

São vastas as formigas omnívoras e predatória (LACH; PARR; ABBOTT, 2010). Diante de tal, era de se esperar que a quantidade de artrópodes presentes pudesse afetar a diversidade e abundância da comunidade de formigas. Porém, nossos resultados a ausência de efeito entre essas variáveis, o que pode estar relacionado. Com isso, é concebível que as características de microhabitat tenham um efeito protagonista sobre os índices de diversidade da comunidade.

Em outro resultado obtido, encontramos que quanto maior a distância até um curso d'água, maior será tanto a riqueza quanto a diversidade de Shannon. A distância até corpos de água é um fator importante, principalmente em ecossistemas savânicos (GAYLARD et al., 2003). Em um trabalho de Dalerum et al. (2018), foram encontrados resultados semelhantes, com maior diversidade alfa e riqueza taxonômica conforme maior a distância até corpos d'água, sendo que esse fenômeno foi mais forte na estação chuvosa do que na estação seca. Este padrão pode estar relacionado com uma maior dominância de espécies específicas em ambientes com maior acesso à água (DALERUM et al. 2018). Além disso, a disponibilidade de água faz com que as plantas sejam capazes de investir em produtos de carboidratos, como os dos nectários, aumentando o mutualismo com as formigas (LEAL & PEIXOTO, 2017). Nesse contexto, seria possível que houvesse uma predominância de espécies de formigas que mantem relações ecológicas íntimas com plantas próximas a corpos d'águas, levando à uma exclusão de outras espécies, que, por sua vez, forragearam em locais mais distantes e possivelmente menos competitivos.

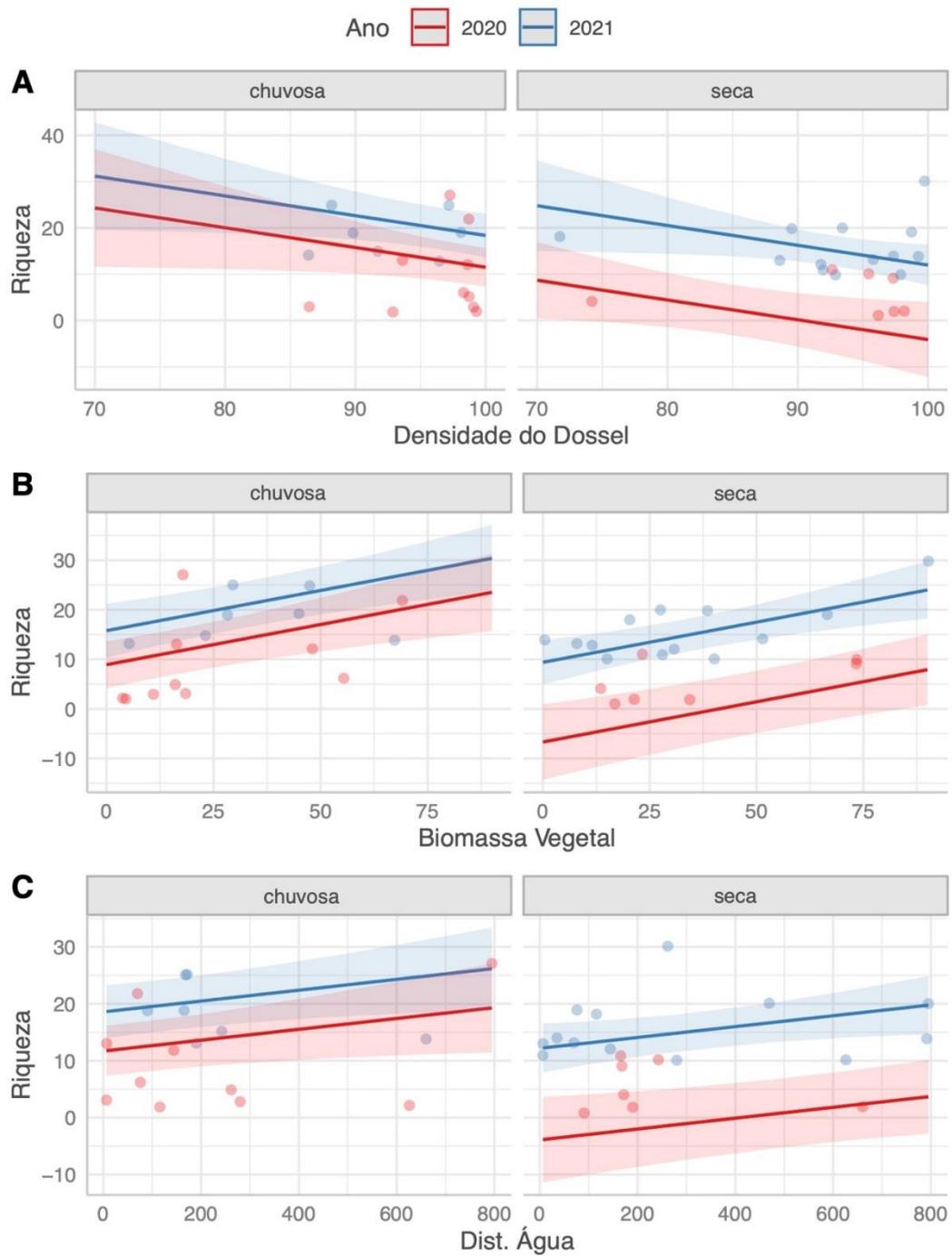


Figura 4. Relação entre variáveis predictoras e a riqueza de espécies. A: cobertura do dossel; B: biomassa vegetal; C: Distância ao curso d'água mais próximo. Os dados foram plotados levando em conta os fatores ano e estação. A reta indica o ajuste do modelo e a área hachurada o intervalo de confiança (95%) da estimativa.

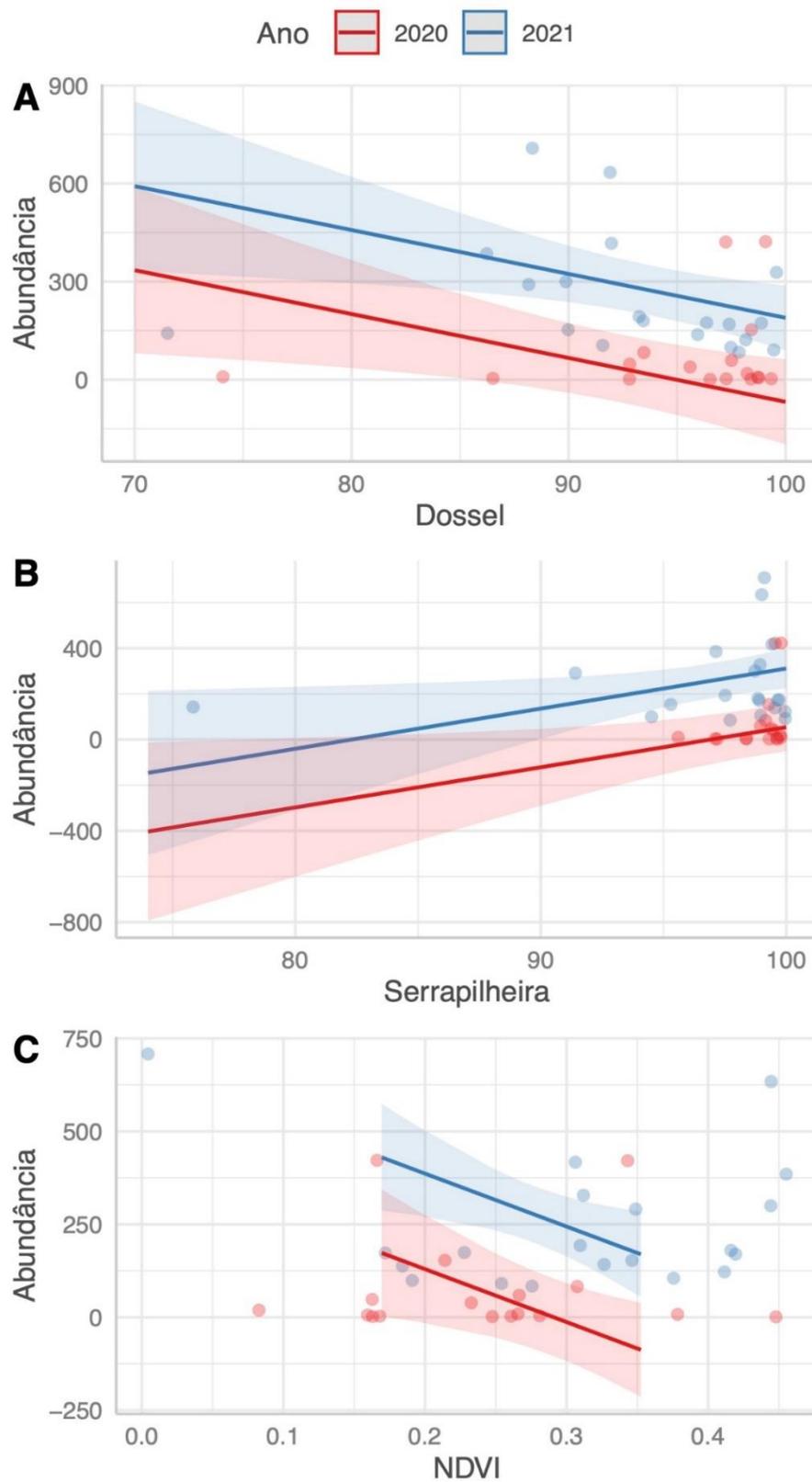


Figura 5. Relação entre a abundância e os preditores explicativos. A: cobertura do dossel; B: densidade da serrapilheira; C: NDVI. Os dados foram plotados levando em conta o fator ano. A reta indica o ajuste do modelo e a área hachurada o intervalo de confiança (95%) da estimativa.

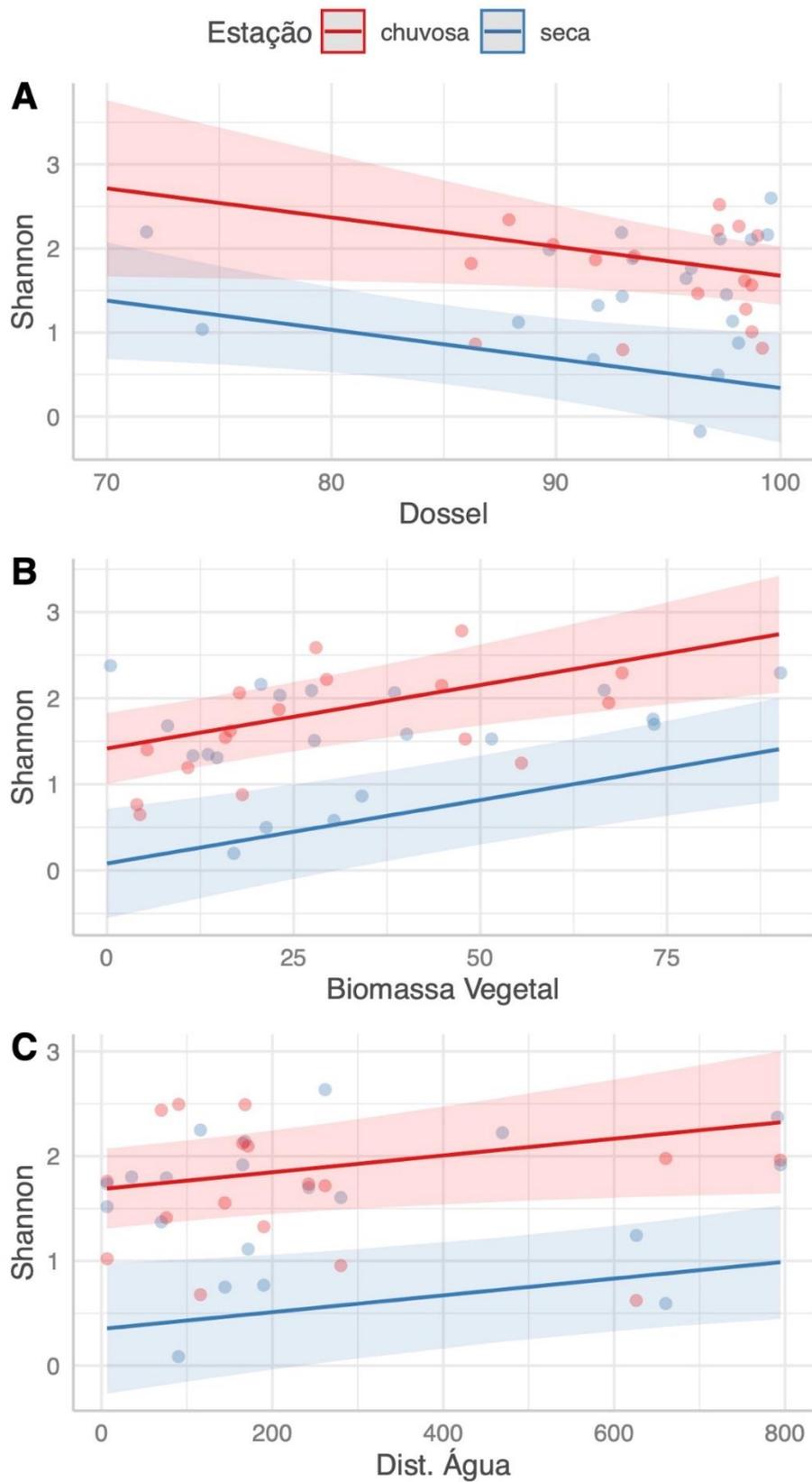


Figura 6. Relação entre o índice de Shannon e A: cobertura do dossel; B: biomassa vegetal; C: distância ao curso de água mais próximo. Os dados foram plotados levando em conta o fator estação. A reta indica o ajuste do modelo e a área hachurada o intervalo de confiança (95%) da estimativa.

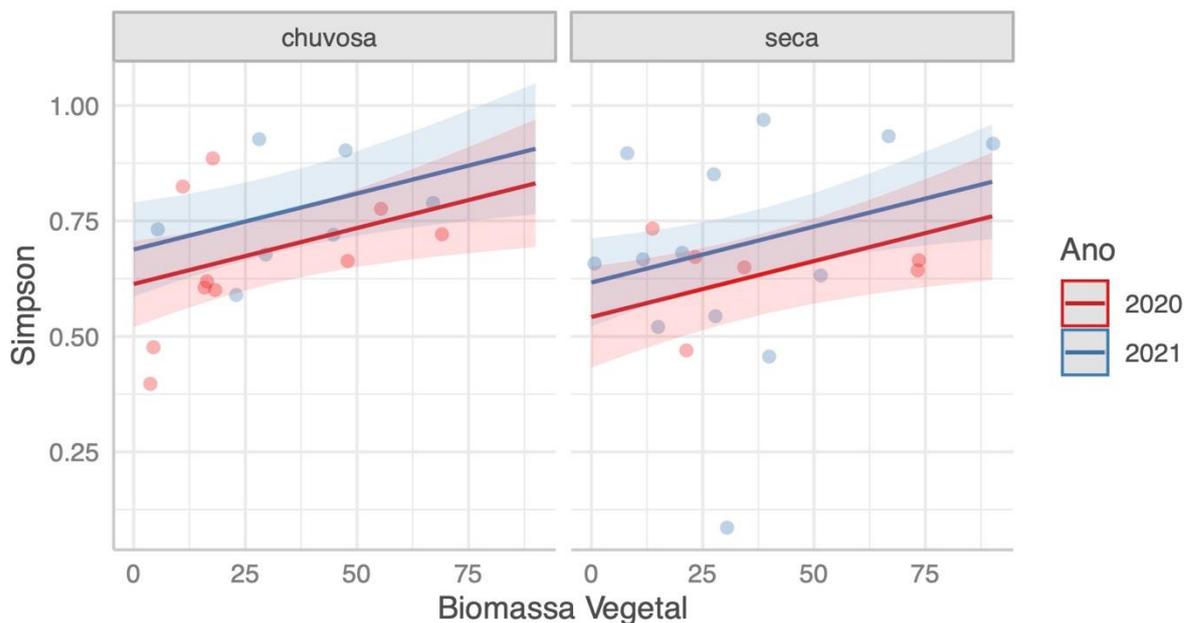


Figura 7. Relação do Índice de Simpson e a biomassa vegetal. Os dados foram plotados levando em conta os fatores estação e ano. A reta indica o ajuste do modelo e a área hachurada o intervalo de confiança (95%) da estimativa.

Por fim, os resultados demonstram uma variação anual para a riqueza de espécies. Julgamos que características abióticas que não mensuramos, como incidência luminosa, temperatura, umidade, entre outras, tenham sido contrastantes nos anos de coleta, o que pode ter influenciado a comunidade estudada ao invés das variáveis aqui utilizadas.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Inventariamos, pela primeira vez, a mirmecofauna da Unidade de Conservação Refúgio da Vida Silvestre Serra da Fortaleza. Tendo sido identificadas 69 morfoespécies distribuídas em 7 subfamílias, com destaque para as Myrmicinae e Formicinae. De tal forma, reforçamos a necessidade de criação e manutenção de Unidades de Conservação no bioma Cerrado e indicamos a realização de estudos de base, como inventários, para as comunidades presentes, objetivando aumentar o conhecimento da biodiversidade deste bioma tão ameaçado.

A avaliação da influência das variáveis ambientais sobre índices de diversidade e abundância apresentou variações entre os preditores e as variáveis respostas afetadas. Contudo, destacamos a biomassa vegetal, que teve um efeito positivo nos índices de diversidade, presumivelmente por ser um recurso alimentar para as espécies presentes. Além disso, a cobertura do dossel afetou negativamente a maioria dos índices, provavelmente por haver uma

predominância de espécies de formigas que são mais beneficiadas por ambientes abertos, como alguns grupos dentro da tribo Attini – muito presentes nessa comunidade.

Neste trabalho, observamos a influência de fatores ambientais sobre a diversidade de formigas em uma comunidade. Contudo, tendo em vista a diversidade de histórias naturais no grupo, é possível que grupos funcionais respondam diferentemente a fatores ambientais. Desta forma, o que representa um tema de interesse para futuros estudos.

6 REFERÊNCIAS

AKAIKE, H. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. Em: PETROV, B. N.; CASIKI, S. (Eds.). **Proceedings of the Second International Symposium on Information Theory**. Budapest, Hungary: Akademiai Kiado, 1973. p. 267–281.

ANDERSEN, A. N. Responses of ant communities to disturbance: Five principles for understanding the disturbance dynamics of a globally dominant faunal group. **Journal of Animal Ecology**, v. 88, n. 3, p. 350–362, 2019.

ANDERSON, C. J.; MACMAHON, J. A. Granivores, exclosures, and seed banks: harvester ants and rodents in sagebrush-steppe. **Journal of Arid Environments**, v. 49, n. 2, p. 343–355, 2001.

ANDERSON, M. The evolution of eusociality. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 15, n. 1, p. 165–189, 1984.

ANDREW, N.; RODGERSON, L.; YORK, A. Frequent fuel-reduction burning: the role of logs and associated leaf litter in the conservation of ant biodiversity. **Austral Ecology**, v. 25, n. 1, p. 99–107, 2000.

ANTWIKI. **The ants**. Disponível em: https://www.antwiki.org/wiki/Welcome_to_AntWiki. 2022.

BACCARO, F. B. et al. **Guia para os gêneros de formigas do Brasil**. Manaus: INPA, 2015.

BERNARDES-DIAS, A. C. **Pequenos mamíferos de uma área protegida: explorando padrões de diversidade em uma paisagem altamente fragmentada**. Orientador: Wellington Hannibal. 2022. 56 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós Graduação em Biodiversidade e Conservação. Instituto Federal Goiano, Rio Verde, 2022. Disponível em: https://repositorio.ifgoiano.edu.br/bitstream/prefix/2625/3/disserta%C3%A7ao_AnaBernardesDias.pdf

BEUCHLE, R. et al. Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach. **Applied Geography**, v. 58, p. 116–127, 1 mar. 2015.

BOLTON, B. et al. **Identification guide to the ant genera of the world**. Harvard University Press, 1994.

BOTELHO, J. B.; WEIGEL, V. A. C. M. The Sateré-Mawé community of Y'Apyrehyt: ritual and health on the urban outskirts of Manaus. **História, Ciências, Saúde-Manguinhos**, v. 18, n. 3, p. 723–744, 2011.

BRANDÃO, C. R. F.; SILVA, R. R.; FEITOSA, R. M. Cerrado ground-dwelling ants (Hymenoptera: Formicidae) as indicators of edge effects. **Zoologia (Curitiba)**, v. 28, p. 379–387, jun. 2011.

CAMACHO, G. P.; VASCONCELOS, H. L. Ants of the Panga Ecological Station, a Cerrado Reserve in Central Brazil. **Sociobiology**, v. 62, n. 2, p. 281–295, 30 jun. 2015.

CARROLL, J. M. et al. Balancing the edge effects budget: bay scallop settlement and loss along a seagrass edge. **Ecology**, v. 93, n. 7, p. 1637–1647, jul. 2012.

CARVALHO, F. M. V.; DE MARCO, P.; FERREIRA, L. G. The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. **Biological Conservation**, v. 142, n. 7, p. 1392–1403, 1 jul. 2009.

CHEN, Y. et al. Ant diversity and bio-indicators in land management of lac insect agroecosystem in Southwestern China. **Biodiversity and Conservation**, v. 20, n. 13, p. 3017–3038, 1 dez. 2011.

CHEN, Y.-H.; ROBINSON, E. J. H. The Relationship between Canopy Cover and Colony Size of the Wood Ant *Formica lugubris* - Implications for the Thermal Effects on a Keystone Ant Species. **PLOS ONE**, v. 9, n. 12, p. e116113, 31 dez. 2014.

COLLI, G. R.; VIEIRA, C. R.; DIANESE, J. C. Biodiversity and conservation of the Cerrado: recent advances and old challenges. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, n. 5, p. 1465–1475, 1 abr. 2020.

DALERUM, F. et al. The influence of distance to perennial surface water on ant communities in Mopane woodlands, northern Botswana. **Ecology and Evolution**, v. 9, n. 1, p. 154–165, jan. 2019.

DEBUSE, V. J.; KING, J.; HOUSE, A. P. N. Effect of fragmentation, habitat loss and within-patch habitat characteristics on ant assemblages in semi-arid woodlands of eastern Australia. **Landscape Ecology**, v. 22, n. 5, p. 731–745, 1 maio 2007.

DEFOLIART, G. R. Insects as food: Why the Western Attitude Is Important. **Annual Review of Entomology**, v. 44, p. 21–50, nov. 2003.

DELABIE, J. H. C. et al. Ants as biological indicators of human impact in mangroves of the southeastern coast of Bahia, Brazil. **Neotropical Entomology**, v. 35, p. 602–615, out. 2006.

DIAMOND, S. E. et al. Climatic warming destabilizes forest ant communities. **Science Advances**, v. 2, n. 10, p. e1600842, 26 out. 2016.

DINNAGE, R. et al. Diversity of plant evolutionary lineages promotes arthropod diversity. **Ecology Letters**, v. 15, n. 11, p. 1308–1317, 2012.

ECONOMO, E. P. et al. Breaking out of biogeographical modules: range expansion and taxon cycles in the hyperdiverse ant genus *Pheidole*. **Journal of Biogeography**, v. 42, n. 12, p. 2289–2301, 2015.

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

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487–515, 2003.

FAHRIG, L. et al. Is habitat fragmentation bad for biodiversity? **Biological Conservation**, v. 230, p. 179–186, 1 fev. 2019.

FERNÁNDEZ-TIZÓN, M. et al. Arthropod biomass increase in spring correlates with NDVI in grassland habitat. **The Science of Nature**, v. 107, n. 5, p. 42, 24 set. 2020.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, n. 3, p. 265–280, 2007.

FITTKAU, E. J.; KLINGE, H. On Biomass and Trophic Structure of the Central Amazonian Rain Forest Ecosystem. **Biotropica**, v. 5, n. 1, p. 2, abr. 1973.

FLETCHER JR, R. J. Multiple edge effects and their implications in fragmented landscapes. **Journal of Animal Ecology**, v. 74, n. 2, p. 342–352, 1 mar. 2005.

FLETCHER, R. J. et al. Is habitat fragmentation good for biodiversity? **Biological Conservation**, v. 226, p. 9–15, out. 2018.

FOOTIT, R. G.; ADLER, P. H. **Insect Biodiversity: Science and Society**. [s.l.] Wiley-Blackwell, 2009.

FOWLER, H. G. et al. Ecologia nutricional de formigas, p: 131-223. In: PANIZZI, A. R.; PARRA, J. R. P. (Orgs). **Ecologia nutricional de insetos e suas implicações no manejo de pragas**. São Paulo, Editora Manole Ltda, 1991.

FREITAS, S. R.; CERQUEIRA, R.; VIEIRA, M. V. A device and standard variables to describe microhabitat structure of small mammals based on plant cover. **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, p. 795–800, nov. 2002.

FRIZZO, T. L. M. et al. Ants provide biological control on tropical organic farms influenced by local and landscape factors. **Biological Control**, v. 151, p. 104378, dez. 2020.

GAYLARD, A., OWEN-SMITH, N., & REDFERN, J. Surface water availability: Implications for heterogeneity and ecosystem processes. In: DU TOIT, J. T.; ROGERS, K. H.; & BIGGS H. C. (Eds.), **The Kruger experience: Ecology and management of savanna heterogeneity** (pp. 171–188). Washington, DC: Island Press, 2003.

GOTELLI, N. J.; ELLISON, A. M. **A primer of ecological statistics**. Second edition ed. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates, Inc., Publishers, 2013.

GUÉNARD, B. An Overview of the Species and Ecological Diversity of Ants. Em: JOHN WILEY & SONS, LTD (Ed.). **eLS**. 1. ed. [s.l.] Wiley, 2013.

HAMMER, Ø. et al. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia electronica**, v. 4, n. 1, p. 9, 2001.

HANSKI, I. Habitat Loss, the Dynamics of Biodiversity, and a Perspective on Conservation. **AMBIO**, v. 40, n. 3, p. 248–255, 1 maio 2011.

HÖLLDOBLER, B.; WILSON, E. O. **The Ants**. [s.l.] Harvard University Press, 1990.

HSIEH, T. C.; MA, K. H.; CHAO, A. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 12, p. 1451–1456, dez. 2016.

KRAUSS, J. et al. Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. **Ecology Letters**, v. 13, n. 5, p. 597–605, 2010.

HSIEH, T. C.; MA, K. H.; CHAO, A. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 12, p. 1451–1456, dez. 2016.

LACH, L.; PARR, C. L.; ABBOTT, K. L. (EDS.). **Ant ecology**. Oxford: Oxford University Press, 2010.

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

LEAL, I. R. et al. Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, n. 7, p. 1687–1701, jun. 2012.

LEAL, I. R.; OLIVEIRA, P. S. Interactions between Fungus-Growing Ants (Attini), Fruits and Seeds in Cerrado Vegetation in Southeast Brazil 1. **Biotropica**, v. 30, n. 2, p. 170-178, 1998.

LEAL, L. C.; PEIXOTO, P. E. C. Decreasing water availability across the globe improves the effectiveness of protective ant–plant mutualisms: a meta-analysis. **Biological Reviews**, v. 92, n. 3, p. 1785-1794, 2017. Se manter, lembrar de incluir na seção de referencias

LENGYEL, S. et al. Convergent evolution of seed dispersal by ants, and phylogeny and biogeography in flowering plants: A global survey. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 12, n. 1, p. 43–55, fev. 2010.

LINDENMAYER, D. B.; MARGULES, C. R.; BOTKIN, D. B. Indicators of Biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management. **Conservation Biology**, v. 14, n. 4, p. 941–950, 2000.

LÜDECKE, D. ggeffects: Tidy Data Frames of Marginal Effects from Regression Models. **Journal of Open Source Software**, v. 3, n. 26, p. 772, 29 jun. 2018.

LÜDECKE, D. et al. performance: An R Package for Assessment, Comparison and Testing of Statistical Models. **Journal of Open Source Software**, v. 6, n. 60, p. 3139, 21 abr. 2021.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Malden, Ma: Blackwell Pub, 2004.

MAJER, J. D. Ants: Bio-indicators of minesite rehabilitation, land-use, and land conservation. **Environmental Management**, v. 7, n. 4, p. 375–383, jul. 1983.

MALCOLM, J. R.; VALENTA, K.; LEHMAN, S. M. Edge effects in tropical dry forests of Madagascar: additivity or synergy? **Landscape Ecology**, v. 32, n. 2, p. 327–341, 1 fev. 2017.

MALHEIROS, R. A influência da sazonalidade na dinâmica da vida no bioma Cerrado. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 19, 2016.

MARQUARD, E. et al. Positive biodiversity–productivity relationship due to increased plant density. **Journal of Ecology**, v. 97, n. 4, p. 696–704, 2009.

MIAO, B.-G. et al. Diversity begets diversity: Low resource heterogeneity reduces the diversity of nut-nesting ants in rubber plantations. **Insect Science**, v. 29, n. 3, p. 932–941, 2022.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Bioma Cerrado**. Disponível em: <<https://antigo.mma.gov.br/biomas/cerrado.html>>. Acesso em: 6 set. 2021.

MONTGOMERY, G. A. et al. Standards and Best Practices for Monitoring and Benchmarking Insects. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 8, p. 579193, 15 jan. 2021.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 10, n. 2, p. 58–62, 1 fev. 1995.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, fev. 2000.

OKSANEN, J. et al. **vegan: Community Ecology Package**. R package: version 2.5-6, 2019.

PACHECO, R.; VASCONCELOS, H. L. Habitat diversity enhances ant diversity in a naturally heterogeneous Brazilian landscape. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, n. 3, p. 797–809, 1 mar. 2012.

PARR, C. L.; BISHOP, T. R. The response of ants to climate change. **Global Change Biology**, v. 28, n. 10, p. 3188–3205, 2022.

QGIS DEVELOPMENT TEAM. **QGIS Geographic Information System; Open Source Geospatial Foundation Project**. [s.l.: s.n.]. 2019.

QUEIROZ, A. C. M. et al. Ant diversity decreases during the dry season: A meta-analysis of the effects of seasonality on ant richness and abundance. **Biotropica**, v. n/a, n. n/a, 3 out. 2022.

QUIRINÓPOLIS. **Lei municipal nº 3.173**. Institui a criação de uma Unidade de Conservação de Proteção Integral. 2015.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria: [s.n.].

RAMOS, C. S. et al. Environmental drivers of ant species richness and composition across the Argentine Pampas grassland. **Austral Ecology**, v. 43, n. 4, p. 424–434, jun. 2018.

REDDY, N.; XU, H.; YANG, Y. Unique natural-protein hollow-nanofiber membranes produced by weaver ants for medical applications. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 108, n. 7, p. 1726–1733, jul. 2011.

RIES, L. et al. Ecological Responses to Habitat Edges: Mechanisms, Models, and Variability Explained. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, n. 1, p. 491–522, 2004.

SANO, E. E. et al. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 166, n. 1–4, p. 113–124, jul. 2010.

SANO, E. E. et al. Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, p. 153–156, jan. 2008.

SARNAT, E. M. et al. Introduced Pheidole of the world: taxonomy, biology and distribution. **ZooKeys**, n. 543, 2015.

SILVA, L. F. et al. Ant diversity in Brazilian tropical dry forests across multiple vegetation domains. **Environmental Research Letters**, v. 12, n. 3, p. 035002, 1 mar. 2017.

SOUSA-SOUTO, L.; SCHOEREDER, J. H.; SCHAEFER, C. E. G. R. Leaf-cutting ants, seasonal burning and nutrient distribution in Cerrado vegetation. **Austral Ecology**, v. 32, n. 7, p. 758–765, nov. 2007.

SPIESMAN, B. J.; CUMMING, G. S. Communities in context: the influences of multiscale environmental variation on local ant community structure. **Landscape Ecology**, v. 23, n. 3, p. 313–325, 1 mar. 2008.

STORK, N. E. Insect diversity: facts, fiction and speculation. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 35, n. 4, p. 321–337, 1 dez. 1988.

TECKENTRUP, L.; KRAMER-SCHADT, S.; JELTSCH, F. The risk of ignoring fear: underestimating the effects of habitat loss and fragmentation on biodiversity. **Landscape Ecology**, v. 34, n. 12, p. 2851–2868, 1 dez. 2019.

VASCONCELOS, H. L.; ARAÚJO, B. B.; MAYHÉ-NUNES, A. J. Patterns of diversity and abundance of fungus-growing ants (Formicidae: Attini) in areas of the Brazilian Cerrado. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, p. 445–450, set. 2008.

VASCONCELOS, H. L. et al. Roads Alter the Colonization Dynamics of a Keystone Herbivore in Neotropical Savannas1. **Biotropica**, v. 38, n. 5, p. 661–665, 2006.

VERCHOT, L. V.; MOUTINHO, P. R.; DAVIDSON, E. A. Leaf-cutting ant (*Atta Sexdens*) and nutrient cycling: deep soil inorganic nitrogen stocks, mineralization, and nitrification in Eastern Amazonia. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 35, n. 9, p. 1219–1222, set. 2003.

WATSON, J. E. M. et al. The performance and potential of protected areas. **Nature**, v. 515, n. 7525, p. 67–73, nov. 2014.

WILSON, E. O. **Sociobiology: The New Synthesis**. 25. ed. Cambridge: The Belknap Press of Harvard University Press, 2000.

WILSON, E. O.; HÖLLDOBLER, B. Eusociality: origin and consequences. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 102, n. 38, p. 13367-13371, 2005.

WILSON, M. C. et al. Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. **Landscape Ecology**, v. 31, n. 2, p. 219–227, 1 fev. 2016.

APÊNDICE A - Variáveis respostas mensuradas por unidade amostral e ano.

	Unidade						Unidade				
	Amostral	Shannon	Simpson	Abundância	Riqueza		Amostral	Shannon	Simpson	Abundância	Riqueza
2020	H01	1,04	0,625	4	3	2021	H01	1,412	0,6435	193	10
	H03	1,56	0,7813	8	5		H02	2,182	0,8555	91	14
	H06	1,74	0,735	39	10		H03	2,436	0,8535	328	30
	H07	1952	8365	59	9		H04	1,606	0,6803	99	14
	H08	2,057	0,8342	48	11		H05	2,025	0,753	180	20
	H09	0	0	1	1		H06	1,715	0,6902	105	15
	H10	0,6365	0,4444	3	2		H07	2,626	0,8967	170	25
	H11	0,6931	0,5	2	2		H08	2,204	0,8394	153	19
	H12	1,149	0,6173	9	4		H09	2,398	0,8628	122	19
	H13	0,6931	0,5	2	2		H10	1,87	0,796	385	15
	H14	1,407	0,687	19	6		H11	1,51	0,6724	174	13
	H15	1,011	0,6111	6	3		H12	2,182	0,7908	291	25
	H17	0,6365	0,4444	3	2		H13	2,055	0,8033	142	18
	H18	2,332	0,8737	422	22		H14	1,987	0,7736	173	20
	H19	2,051	0,7922	421	27		H15	1,608	0,7252	138	13
	H20	1,437	0,5973	153	12		H17	1,21	0,5658	84	10
	H21	1,82	0,715	73	13		H18	1,228	0,6161	708	13
							H19	1,983	0,7959	300	20
							H20	0,6114	0,2445	417	12
							H21	1,361	0,6109	634	11

ANEXO I - Variáveis preditoras por unidade amostral.

U.A.	Saz	Ano	Biom Veg (g)	Arbustos	Lianas	Troncos	Árvores	Dossel	Distância de curso d'água	Artrópodes	NDVI (med)
H01	chuv	2020	10,88	15,2	1,4	3,4	3,4	86,36	280,13	793	0,304458
H02	chuv	2020	30,22	10,8	1	3,2	4,4	99,12	791,23	NA	0,352501
H03	chuv	2020	15,96	12,4	2,4	6,6	4,2	98,64	261,67	191	0,297652
H04	chuv	2020	43,65	9,6	1	5,2	5,4	96,6	35,322	NA	0,277452
H05	chuv	2020	30,68	14	2,8	6,4	3,4	91,72	469,2	NA	0,302058
H06	seca	2020	73,37	21,8	0	1,4	7,2	95,64	242,47	50	0,306997
H07	seca	2020	73,17	19,4	0,2	1,6	6,6	97,36	167,99	0	0,275535
H08	seca	2020	23,14	45	2,8	6,6	6,8	92,72	165,38	272	0,311502
H09	seca	2020	16,9	19	0	1	6,4	96,36	90,264	80	0,265992
H10	seca	2020	21,42	27,6	2	5,4	6,2	97,2	660,48	330	0,329194
H11	seca	2020	34,19	15,4	1,6	3,6	5,2	98,24	190,1	194	0,245676
H12	seca	2020	13,6	5,6	0	1,2	3,6	74,2	171,59	61	0,298802
H13	chuv	2020	3,87	12,2	0	3	2,8	92,96	115,76	419	0,318583
H14	chuv	2020	55,57	8,2	1,2	2,4	3,4	98,28	75,98	347	0,261682
H15	chuv	2020	18,29	19,2	2,8	4,4	4,2	98,88	6,4878	347	0,294876
H17	chuv	2020	4,48	3	5,2	2,4	4	99,24	626,02	614	0,194022
H18	chuv	2020	69,12	6,8	4,6	6	6,8	98,88	70,019	290	0,169426
H19	chuv	2020	17,68	8,2	1,8	3	6,6	97,2	794,8	470	0,277847
H20	chuv	2020	48,03	9,4	2,4	3,8	7,8	98,52	144,35	142	0,268975
H21	chuv	2020	16,47	5,2	3,4	1,6	4,2	93,64	6,4878	217	0,294876
H01	seca	2021	40,06	12,8	7	3,2	3,8	93,08	280,13	158	0,304458
H02	seca	2021	0,55	11,2	4,6	0,2	3,4	99,32	791,23	102	0,352501
H03	seca	2021	90,09	14,8	6,8	2,4	3	99,64	261,67	130	0,297652

H04	seca	2021	51,64	15,6	0,6	2,6	3,4	97,44	35,322	49	0,277452
H05	seca	2021	27,46	9,4	9,6	3,6	1,6	93,36	469,2	87	0,302058
H06	chuv	2021	23,04	13,4	1,8	1,8	3,4	91,76	242,47	954	0,306997
H07	chuv	2021	47,39	11,6	1,4	1	4	97,36	167,99	271	0,275535
H08	chuv	2021	44,85	10,8	7,2	6,8	2,8	89,92	165,38	207	0,311502
H09	chuv	2021	28,08	11,6	1,2	1	3,2	98	90,264	335	0,265992
H10	chuv	2021	67,24	6,6	5,4	6	3	86,32	660,48	681	0,329194
H11	chuv	2021	5,38	9	1,8	3	4,4	96,36	190,1	333	0,245676
H12	chuv	2021	29,4	11,4	0	2,6	2,6	88	171,59	79	0,298802
H13	seca	2021	20,44	10,8	0	4,2	0,8	71,6	115,76	516	0,318583
H14	seca	2021	66,66	15,2	1,2	3,6	4,4	98,84	75,98	295	0,261682
H15	seca	2021	8,06	23,4	5,8	5	10,2	95,96	6,4878	295	0,294876
H17	seca	2021	14,87	7,8	4,8	1,4	4,6	98	626,02	46	0,194022
H18	seca	2021	11,42	17,2	4,2	4,8	1	88,52	70,019	148	0,169426
H19	seca	2021	38,47	8,8	2,2	3,8	3,4	89,68	794,8	275	0,277847
H20	seca	2021	30,58	14,2	3	5	2,8	91,8	144,35	70	0,268975
H21	seca	2021	27,82	8,6	5,2	2	4,2	91,76	6,4878	144	0,294876

