

INSTITUTO FEDERAL GOIANO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E
CONSERVAÇÃO

PEQUENOS MAMÍFEROS DE UMA ÁREA PROTEGIDA:
EXPLORANDO PADRÕES DE DIVERSIDADE EM UMA
PAISAGEM ALTAMENTE FRAGMENTADA

Autora: Ana Claudia Bernardes Dias

Orientador: Wellington Hannibal

Coorientador: Nicolay Leme da Cunha

RIO VERDE – GO

Maio – 2022

INSTITUTO FEDERAL GOIANO
PRÓ REITORIA DE PESQUISA E PÓS - GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS - GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E
CONSERVAÇÃO

PEQUENOS MAMÍFEROS DE UMA ÁREA PROTEGIDA:
EXPLORANDO PADRÕES DE DIVERSIDADE EM UMA
PAISAGEM ALTAMENTE FRAGMENTADA.

Autor: Ana Claudia Bernardes Dias
Orientador: Wellington Hannibal
Coorientador: Nicolay Leme da Cunha

Dissertação apresentada, como parte das exigências para obtenção do título de MESTRE EM BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO, no Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano – Câmpus Rio Verde - Área de concentração em Conservação de recursos naturais.

RIO VERDE – GO
Maio - 2022

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, de 19 de fevereiro de 1998, AUTORIZO o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano a disponibilizar gratuitamente o documento em formato digital no Repositório Institucional do IF Goiano (RIIF Goiano), sem ressarcimento de direitos autorais, conforme permissão assinada abaixo, para fins de leitura, download e impressão, a título de divulgação da produção técnico-científica no IF Goiano.

IDENTIFICAÇÃO DA PRODUÇÃO TÉCNICO-CIENTÍFICA

- | | |
|--|---|
| <input type="checkbox"/> Tese (doutorado) | <input type="checkbox"/> Artigo científico |
| <input checked="" type="checkbox"/> Dissertação (mestrado) | <input type="checkbox"/> Capítulo de livro |
| <input type="checkbox"/> Monografia (especialização) | <input type="checkbox"/> Livro |
| <input type="checkbox"/> TCC (graduação) | <input type="checkbox"/> Trabalho apresentado em evento |

Produto técnico e educacional - Tipo:

Nome completo do autor:

Ana Claudia Bernardes Dias

Matrícula:

2020102310840012

Título do trabalho:

PEQUENOS MAMÍFEROS DE UMA ÁREA PROTEGIDA: EXPLORANDO PADRÕES DE DIVERSIDADE EM UMA

RESTRIÇÕES DE ACESSO AO DOCUMENTO

Documento confidencial: Não Sim, justifique:

Informe a data que poderá ser disponibilizado no RIF Goiano: 01 / 08 / 2022

O documento está sujeito a registro de patente?

Sim Não

DECLARAÇÃO DE DISTRIBUIÇÃO NÃO-EXCLUSIVA

O(a) referido(a) autor(a) declara:

- Que 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;
- Que obteve autorização de quaisquer materiais incluídos no documento do qual não detém os direitos de autoria, 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;
- Que cumpriu quaisquer obrigações exigidas por contrato ou acordo, caso o documento Rio Verde trabalho financiado ou apoiado por outra instituição que não o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano.

Cina Claudia Bernandes Dias

Assinatura do autor e/ou detentor dos direitos autorais

Ciente e de acordo:

Wellington Hannibal

Sistema desenvolvido pelo ICMC/USP

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Sistema Integrado de Bibliotecas - Instituto Federal Goiano

BB522p Bernardes-Dias, Ana Claudia
Pequenos mamíferos de uma área protegida:
Explorando padrões de diversidade em uma paisagem
altamente fragmentada / Ana Claudia Bernardes-Dias;
orientador Wellington Hannibal; co-orientador
Nicolay Leme da Cunha. -- Rio Verde, 2022.
36 p.

Dissertação (Mestrado em Programa de Pós Graduação
em Biodiversidade e Conservação) -- Instituto Federal
Goiano, Campus Rio Verde, 2022.

1. Unidade de Conservação. 2. Diversidade
funcional. 3. Diversidade filogenética. 4. Qualidade
do habitat. 5. Estrutura da vegetação. I. Hannibal,
Wellington , orient. II. Leme da Cunha, Nicolay, co-
orient. III. Título.



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO

SECRETARIA DE EDUCAÇÃO PROFISSIONAL E TECNOLÓGICA INSTITUTO
FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA GOIANO

INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA
GOIANO – CAMPUS RIO VERDE
DIRETORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO

Pequenos mamíferos de uma área protegida: Explorandopadrões de diversidade em uma paisagem altamente fragmentada.

Autor: Ana Claudia Bernardes Dias
Orientador: Wellington Hannibal Lopes

TITULAÇÃO: Mestre em Biodiversidade e Conservação – Área de Concentração em Biodiversidade e Conservação

APROVADO em 30 de maio de 2022.

Dr. Ricardo Siqueira
Bovendorp Avaliador externo
Universidade Estadual de
Santa Cruz - UESC

Dra. Geruza Leal
Melo Avaliadora
externa
Instituto Federal de Educação,
Ciência e Tecnologia
Farroupilha - Campus Alegrete

Dr. Wellington Hannibal Lopes
Presidente da Banca
Universidade Estadual de Goiás - UEG

Documento assinado eletronicamente por:

- Geruza Leal Melo, Geruza Leal Melo - Professor Avaliador de Banca - Instituto Federal Goiano - Campus Rio Verde (10651417000500), em 06/06/2022 11:35:08.
- Ricardo Siqueira Bovendorp, Ricardo Siqueira Bovendorp - Professor Avaliador de Banca - Instituto Federal Goiano - Campus Rio Verde (10651417000500), em 31/05/2022 14:42:37.
- Wellington Hannibal Lopes, Wellington Hannibal Lopes - Professor Colaborador - Ueg (01112580000171), em 31/05/2022 12:56:56.

Este documento foi emitido pelo SUAP em 11/05/2022. 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: 387920

Código de Autenticação: c8e9ab8c83



INSTITUTO FEDERAL GOIANO
Campus Rio Verde
Rodovia Sul Goiana, Km 01, Zona Rural, None, None, RIO VERDE / GO, CEP 75901-970
(64) 3620-5600

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, gostaria de agradecer a minha família, pela compreensão e por sempre me apoiar em meus desafios. Fazer um mestrado longe de casa, para me dedicar totalmente à experiência, não foi fácil. A saudade e a falta de um aconchego me cercaram, mas sei que pude amadurecer com isso. À minha mãe Rosimar, ao meu pai Erley e ao meu irmão Arthur, muito obrigada! Não conseguiria coisa alguma sem vocês.

Quero agradecer a ajuda de meu orientador, Wellington Hannibal. Eu o admiro imensamente, ele é para mim um grande amigo, que sempre me oferece apoio, não só na vida acadêmica. Um orientador excepcional, que se doa e faz de tudo por seu grupo de pesquisa. Muito obrigada, Wellington!

Ao professor Nicolay, abro aqui um parágrafo especial. Apesar de só conhecê-lo no mestrado, ainda assim virtualmente, tenho-o como uma referência. Trabalhamos incansavelmente no software R, sobre o qual não tenho pleno domínio, mas, apesar de todas as minhas dificuldades, conseguimos. A espinha dorsal deste trabalho foi construída com sua ajuda, dedicação e paciência para comigo. Foram muitas correções, (para lá de dezenas), em um script em que trabalhamos por alguns meses. Agradeço imensamente a oportunidade de ter aprendido tanto com o Nicolay. Sou profundamente grata, professor!

Aos meus colegas e amigos do Laboratório de Ecologia e Biogeografia de Mamíferos, Hermes, Patrícia, Carolina, Thaynara, Polla, Wellington, muito obrigada por fazer das coletas exaustivas e cheias de carrapato um tempo de qualidade. A companhia e a ajuda de vocês em campo e em laboratório foram essenciais para este estudo. Obrigada pelo tempo juntos!

Aos meus professores, colegas e amigos que fiz em Rio Verde, da graduação, do mestrado e do doutorado, muito obrigada pela acolhida. Estar em um novo ambiente é sempre muito difícil. Vocês, com toda a certeza, tornaram a caminhada mais leve. Agradeço também ao meu companheiro, Henrique, que foi meu apoio nos momentos desafiadores. Quando a síndrome do impostor batia, ou quando não saía do lugar, me incentivou e fez o possível para que eu não me abatesse.

À prefeitura de Quirinópolis, pelo apoio financeiro, alimentação e combustível. À Universidade Estadual de Goiás, instituição onde fiz minha graduação, que forneceu o carro em que fizemos todas as campanhas. À agência de fomento CAPES, que, por dezoito meses, me forneceu auxílio financeiro para poder desenvolver este estudo de forma plena.

Muito obrigada!

BIOGRAFIA DA AUTORA

Ana Cláudia Bernardes Dias, natural de Quirinópolis, Goiás, nascida em 12 de julho de 1999, é filha de Rosimar Bernardes Dias e Erley Batista Dias. Concluiu o ensino médio na Cooperativa de Ensino de Quirinópolis no ano de 2015 e iniciou sua formação acadêmica em 2016, no curso de Licenciatura em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual de Goiás. Logo no primeiro ano de graduação, descobriu-se na docência, esteve no projeto PIBID e compôs a primeira turma de Residência Pedagógica, atuando em escolas da cidade de Quirinópolis na área de biologia, física e química. Em 2017, no seu segundo ano de graduação, entrou para o Laboratório de Ecologia e Biogeografia de Mamíferos, onde fez sua iniciação científica, trabalhando com saguis em área urbana. Finalizou sua graduação em 2020 e, no mesmo ano, ingressou no mestrado no Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação do IFGoiano sob a orientação do professor Wellington Hannibal, o qual será concluído no ano de 2022.

ÍNDICE

	Página
RESUMO.....	ix
ABSTRACT.....	xi
INTRODUÇÃO.....	1
MATERIAL E MÉTODOS.....	3
Área de estudo.....	3
Coleta dos dados.....	4
Captura de pequenos mamíferos.....	5
Atributos funcionais e Arranjo filogenético.....	7
Variáveis preditoras.....	8
Análise dos dados.....	10
RESULTADOS.....	12
Captura de mamíferos.....	12
Seleção de variáveis preditoras com modelos simples.....	14
Seleção automática de modelos.....	15
Interações entre variáveis explicativas e índices de diversidade	18
DISCUSSÃO.....	19
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	22
MATERIAL SUPLEMENTAR.....	35

ÍNDICE DE TABELAS

	Página
TABELA 1. Traços funcionais dos pequenos mamíferos utilizados para as análises.....	7
TABELA 2. Parâmetros corporais, uso do espaço e dieta de pequenos mamíferos capturados na área protegida Refúgio de Vida Silvestre Serra da Fortaleza, localizada no sul de Goiás, Brasil central.....	13
TABELA 3. Relação entre as variáveis preditoras selecionadas e as variáveis resposta (Riqueza Taxonômica, diversidade funcional, filogenética, PD _{NRI} e PD _{NTI}) utilizando GLM's, e aplicando o critério de informação de Akaike para amostras pequenas (AICc).....	15
M. SUPLEMENTAR 1. Cronograma de amostragem do ano de 2020 e 2021.....	35
M. SUPLEMENTAR 2. Lista de espécimes coletadas e tombadas durante o monitoramento deste estudo, com seus respectivos números de tombo na Coleção de Mamíferos da UEG (CMUEG).....	35
M. SUPLEMENTAR 3. Tabela com valores do erro padrão e estimativa de parâmetro (β) das variáveis preditoras em função das diferentes dimensões de diversidade, gerados pelo pacote Glmulti.....	36

ÍNDICE DE FIGURAS

	Página
FIGURA 1. (a) Mapa da América do Sul com destaque para a região do Brasil Central. (b) Principais uso da terra na paisagem que aloca a área protegida, com destaque para as unidades amostrais (hexágonos)	4
FIGURA 2. Tipos e posições de armadilhas utilizadas em cada unidade amostral (sampling unit)	6
FIGURA 3. Árvore mostrando as relações filogenéticas entre as espécies amostradas no monitoramento, com seus respectivos traços funcionais, demonstrados em proporção pelo tamanho do círculo.....	14
FIGURA 4. Importância e estimativas (β) das variáveis presentes nos modelos significativos, utilizando o pacote Glmulti.....	17
FIGURA 5. Gráficos de dispersão mostrando como se dão as relações entre os melhores modelos, evidenciados na Tab. 3.....	18

LISTA DE SÍMBOLOS, SIGLAS, ABREVIACÕES E UNIDADES

AICc	Critério de Akaike para amostras pequenas
CMUEG	Coleção de Mamíferos da Universidade Estadual de Goiás
Df	Graus de liberdade
FD	Diversidade funcional
Fru	Dieta frugívora
GLM	Modelo Linear Generalizado
Gran	Dieta granívora
Ins	Dieta insetívora
NDMS	Escalonamento Multidimensional não Métrico
NDVI	Índice de reflectância da vegetação
Oni	Dieta onívora
PD	Diversidade filogenética
PD _{NRI}	Net Related Index
PD _{NTI}	Net nearest Taxon Index
QGIS	Software Quantum Gis
R	Software R
RVSSF	Refúgio de Vida Silvestre Serra da Fortaleza
Seed	Dieta de sementes / predador de sementes
TR	Riqueza

RESUMO

BERNARDES - DIAS, Ana Claudia. Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde-GO, maio de 2022. **Pequenos mamíferos de uma área protegida: Explorando padrões de diversidade em uma paisagem altamente fragmentada.** Orientador: Wellington Hannibal. Coorientador: Nicolay Leme da Cunha.

Entender os mecanismos que afetam os padrões de diversidade é tema de interesse para ecólogos que estudam os pequenos mamíferos, no entanto, grande parte destes trabalhos direciona a investigação somente para o padrão de riqueza. A questão é que a riqueza atribui pesos iguais às espécies, o que, a depender do estudo, pode ser limitado. Neste trabalho, investigamos os índices de diversidade, riqueza, diversidade funcional (FD) e diversidade filogenética (PD) de uma comunidade de pequenos mamíferos e o quanto são influenciados por recursos locais, estrutura do habitat e características da paisagem em uma reserva inserida em uma paisagem fragmentada do Brasil Central. Dividimos a área protegida e seu entorno em 20 hexágonos e, em cada unidade amostral, estabelecemos 10 estações de armadilhas para a captura de pequenos mamíferos. Em metade das estações, coletamos dados sobre a estrutura da vegetação e recursos alimentares, enquanto as métricas de paisagem foram obtidas por imagens de satélite. Estimamos a diversidade funcional a partir de traços morfológicos, ecológicos e comportamentais

das

espécies capturadas. Para as relações filogenéticas, derivamos a árvore filogenética a partir da filogenia de Upham, 2019. Nenhum dos padrões de diversidade foi explicado pelos recursos alimentares. Já entre as variáveis de estrutura do habitat, FD e PD foram explicados por arbustos, embora essa relação tenha sido negativa. FD foi explicado pelo número de lianas e PD_{NTI}, medida de diversidade filogenética que relaciona a co-ocorrência de espécies, também utilizada, foi explicada pela quantidade de árvores. Entre as medidas da paisagem, PD_{NTI} foi explicado pela distância ao curso d'água mais próximo, por meio de uma relação negativa. Em ambientes florestais, a quantidade de lianas e de árvores tem papel importante na estruturação vertical de florestas, o que aumenta o espaço funcional para as espécies, apresentando então maior diversidade funcional e filogenética do que ambientes mais abertos, caracterizados pela maior quantidade de arbustos. Além disso, espécies mais parecidas filogeneticamente parecem ocupar ambientes com mais árvores, destacando as adaptações de espécies arborícolas em ambiente florestal, algumas já com evidência de sinal filogenético. Com tantas mudanças na paisagem e na dinâmica da floresta causadas no último e atual século, mais estudos são necessários para avaliar o efeito da estrutura da vegetação, entre outras variáveis, sobre a comunidade de pequenos mamíferos.

Palavras-chave: Unidade de conservação, Diversidade funcional, Diversidade filogenética, Qualidade do habitat, Estrutura da vegetação.

ABSTRACT

BERNARDES - DIAS, Ana Claudia. Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde-GO, maio de 2022. **Small mammals of a protected area: Exploring patterns of diversity in a highly fragmented landscape.** Orientador: Wellington Hannibal. Coorientador: Nicolay Leme da Cunha.

Understanding the mechanisms that affect patterns of diversity is an interesting topic for ecologists studying small mammals, but most of these studies focus only on the pattern of richness. The problem is, that richness assigns equal weights to species, which, depending on the study, can be a constraint. In this study we investigate some facets of diversity of a small mammal community; Richness (TR), Functional diversity (FD), and Phylogenetic diversity (PD) and how they are shaped by local resources, habitat structure and landscape metrics in a protected area inserted in a fragmented landscape of Central Brazil. We delimited the protected area and its surroundings in 20 hexagons, the sampling units, in each unit we installed 10 trapping sites for the capture of small mammals. At five randomly selected sites, we collected data of vegetation structure and food resources, landscape metrics were obtained using satellite images. We estimated functional diversity based on morphological, ecological and behavioural traits of the captured species. For phylogenetics, we derived the phylogenetic tree from the phylogeny of Upham, 2019.

No pattern of diversity was explained by food resources. FD and PD were explained by shrubs, but this relation was negative. FD was explained by the number of lianas, and PD_{NTI} , a phylogenetic diversity measure which is related to co-occurrence of species, was explained by the number of trees. PD_{NTI} was also explained by the distance to the nearest stream through a negative relationship. In forest environments, the amount of lianas and trees perform an important role in the vertical structure of forests, which increases the functional space for species, resulting in greater functional and phylogenetic diversity than open areas, where shrubs are more abundant. In addition, phylogenetically similar species seems to occupy environments with more trees, highlighting the adaptations of arboreal species in forest environments, some of them with evidence of phylogenetic signal. With so many changes in the landscape and forest dynamics caused in the last, and current, century, more studies are needed to assess the effect of vegetation structure, and other variables, on the community of small mammals.

Key words: Conservation Unit, Functional Diversity, Phylogenetic Diversity, Habitat Quality, Vegetation Structure

Pequenos mamíferos de uma área protegida: explorando padrões de diversidade em uma paisagem altamente fragmentada

(Manuscrito formatado de acordo com as normas do periódico *Austral Ecology*)

Introdução

Estudos ecológicos têm como uma das principais metas o entendimento de padrões sobre a biodiversidade (Gaston, 2000). Saber com clareza quais fatores envolvem a diversidade de uma região nos ajuda também a entender melhor os padrões globais, principalmente em meio a grandes mudanças climáticas (Parmesan, 2006; Thomas *et al.*, 2004), mudanças no uso da terra (Foley *et al.*, 2005; Schipper *et al.*, 2008) e consequente perda de habitat natural que marcam o antropoceno (Wilson *et al.*, 2016; de la Sancha *et al.*, 2020) e influenciam diretamente na perda de espécies (Bovendorp *et al.*, 2019).

Para encontrar tais padrões, muitos estudos utilizam a riqueza e a abundância de espécies como métricas de diversidade (Chesson, 2000). O problema em utilizar métricas como riqueza e abundância é a atribuição de pesos iguais para as espécies (Tschardtke *et al.*, 2012). Por isso, o ideal seria agregar várias dimensões de diversidade juntas, como, por exemplo, a diversidade funcional e a diversidade filogenética (Díaz *et al.*, 2013). A diversidade funcional traz o contexto funcional da espécie com base em traços funcionais, ou seja, características mensuráveis que permitem que determinada espécie seja capaz de desempenhar um papel específico. Calcula-se a diversidade funcional de uma comunidade para poder saber quais as funções presentes, ausentes e traçar medidas de conservação para tal cenário (Tilman, 2001; Petchey and Gaston 2002, 2006; Safi *et al.*, 2011). A diversidade filogenética, junto à diversidade funcional,

nos mostra o histórico evolutivo das linhagens de uma comunidade, o que nos permite tomar ações conservacionistas, como, por exemplo, identificar e proteger espécies raras por meio de sua distinção filogenética (Winter *et al.*, 2013). É possível também verificar o estado de preservação ou perturbação de uma área com base na variedade filogenética (Faith, 1992; Debastiani and Duarte, 2017; Cadotte *et al.*, 2011).

O Brasil ocupa a maior parte da América do Sul, região tropical, sendo um país extremamente voltado para o setor primário, o que podemos notar claramente pelo modo de uso da terra (Alencar *et al.*, 2020). Na faixa central do país, por exemplo, mais de 45% da vegetação nativa do domínio fitogeográfico Cerrado já foi substituída pela agricultura e agropecuária (Merten and Minella, 2013; Hunke *et al.*, 2015; Alencar *et al.*, 2020), causando uma paisagem extremamente fragmentada com pouca conexão entre fragmentos florestais (Carvalho *et al.*, 2009). Entretanto, algumas Unidades de conservação distribuídas ao longo de sua extensão geográfica auxiliam na manutenção da flora nativa (Carvalho *et al.*, 2009; França *et al.*, 2015). O Cerrado é um dos domínios com maior diversidade biológica do mundo (Mittermeier *et al.*, 2004), se situando ao lado de quatro outros grandes biomas adjacentes, Amazônia, Pantanal, Caatinga e Mata Atlântica (Myers *et al.*, 2000; Mittermeier *et al.*, 2004), o que faz dele o centro de conexão entre a maioria dos biomas brasileiros.

Entre a fauna, há estudos sobre as comunidades de grandes mamíferos, que mostram a questão da funcionalidade, da influência deste grupo na dinâmica de uma floresta e até na manutenção de outras espécies (Dirzo *et al.*, 2014; Galetti *et al.*, 2017, 2015). Para pequenos mamíferos, apesar de termos estudos sobre fatores associados à diversidade nas comunidades (Vera y Conde and Rocha, 2006; Passamani and Fernandez, 2011; Chen *et al.*, 2020; Machado *et al.*, 2021) ou sobre efeitos da fragmentação (Cáceres *et al.*, 2010; de la Sancha *et al.*, 2020), não há muitos estudos

que utilizam vários índices de diversidade para responder de forma mais robusta a essa questão. Quando falamos de pequenos mamíferos no Cerrado, o número de estudos diminui ainda mais.

Assim, para este trabalho, analisamos métricas de estrutura de vegetação (micro-habitat), recursos e métricas de paisagem para investigar quais variáveis em escala local e regional são importantes preditoras da diversidade taxonômica (riqueza), funcional e filogenética para a comunidade de pequenos mamíferos em uma região de ecótono Cerrado - Mata Atlântica. Nossas hipóteses são: i) A riqueza será associada a variáveis que reflitam a complexidade do habitat, como o índice de reflectância (NDVI) (Dorph *et al.*, 2021); ii) a diversidade funcional terá uma associação positiva com medidas de micro-habitat, principalmente com a quantidade de árvores e lianas; e iii) as diversidades funcional e filogenética serão correlacionadas positivamente, pois esperamos que o local de coleta (área protegida) ainda seja um ambiente sem profundas alterações, que contenha características ambientais preservadas, permitindo, assim, aportar maior número de tipos funcionais e linhagens filogenéticas. Ambientes extremamente alterados também refletem padrões de diversidade alterados, com maior probabilidade de radiação adaptativa pelas espécies (Cachera and Le Loc'h, 2017).

Materiais e Métodos

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, estando localizado no município de Quirinópolis, 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 (Figura 1). A área protegida

compreende um mosaico de fitofisionomias como mata de galeria, floresta semidecídua e veredas, estando inserida em uma paisagem fragmentada em matriz de plantações de milho, soja, cana-de-açúcar e pastagens (Figura 1). Segundo a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo Aw (Alvares *et al.*, 2013), apresentando duas estações bem definidas: chuvosa (outubro a março) e seca (abril a setembro).

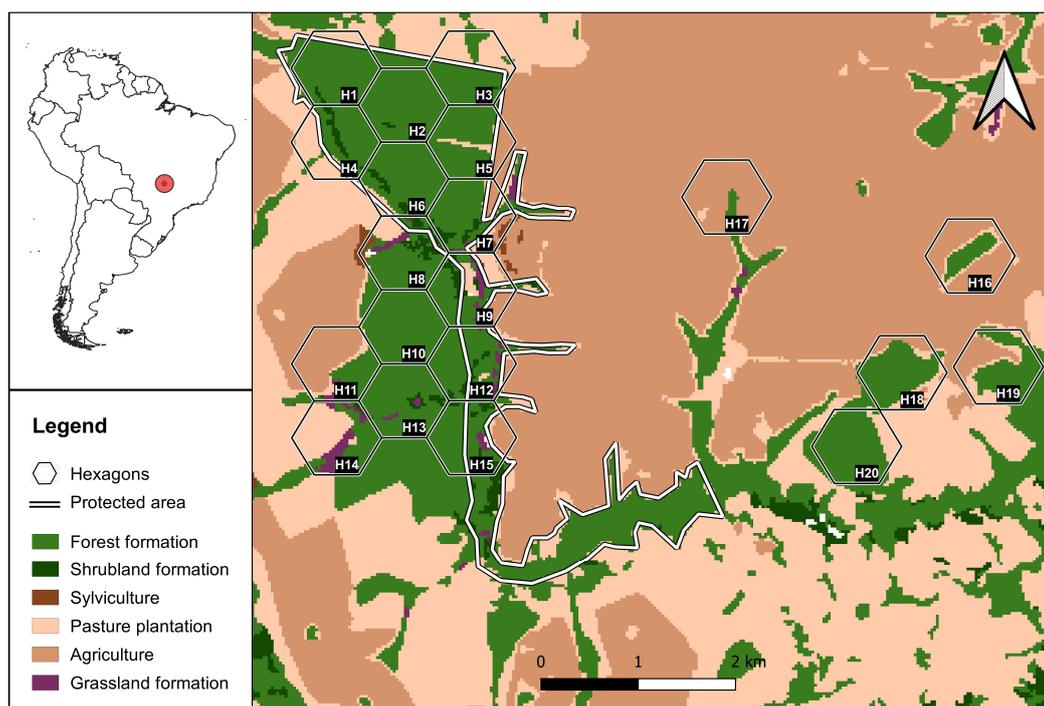


Figura 1. (a) Mapa da América do Sul com destaque para a região do Brasil Central. (b) Principais usos da terra na paisagem que aloca a área protegida, com destaque para as unidades amostrais (hexágonos).

Coleta dos dados

As amostragens de pequenos mamíferos (marsupiais e roedores) aconteceram em intervalos de três meses, durante as estações seca e chuvosa dos anos 2020 e 2021 (Material Suplementar 1). A captura de marsupiais e pequenos roedores ocorreu em 20 unidades amostrais, que foram definidas por hexágonos de 462 m em cada lado, cobrindo 56,81 ha, distribuídos na área protegida e em área de amortecimento (Figura 1). Foram amostrados cinco hexágonos por campanha, totalizando vinte hexágonos no

ano de 2020. Os hexágonos amostrados durante a estação chuvosa em 2020 foram amostrados durante a estação seca em 2021 e vice-versa (Material Suplementar 1).

Captura de pequenos mamíferos

Para a captura dos pequenos mamíferos, utilizamos armadilhas “*live trap*”, dos tipos gaiola de arame e Sherman®, posicionadas em dez estações de captura distribuídas em dois transectos de 60 metros (5 estações de capturas por transecto), distante uma das outras de, aproximadamente, 15 metros. Cada estação de captura teve duas armadilhas (uma de gaiola e uma Sherman®) dispostas alternadamente no chão e no sub-bosque (1,5 a 2m de altura) (Figura 2). Com o intuito de aumentar a taxa de captura, em 2021 adicionamos uma estação com armadilhas de queda “*pitfall trap*” em formato de “Y” (com 4 baldes de 60 litros conectados por uma lona com aproximadamente 0,8 m de altura) em cada hexágono (Figura 2). As armadilhas ficaram ativas durante cinco noites em 2020 e sete noites em 2021, totalizando um esforço amostral de 4.800 armadilhas/noite e 560 baldes/noite. Os pequenos mamíferos foram marcados com brincos (ZT 900 no.1, ~7mm) e soltos no mesmo local da captura. Vinte e seis espécimes foram coletados e depositados na coleção de mamíferos da Universidade Estadual de Goiás (CMUEG) (Material Suplementar 2).

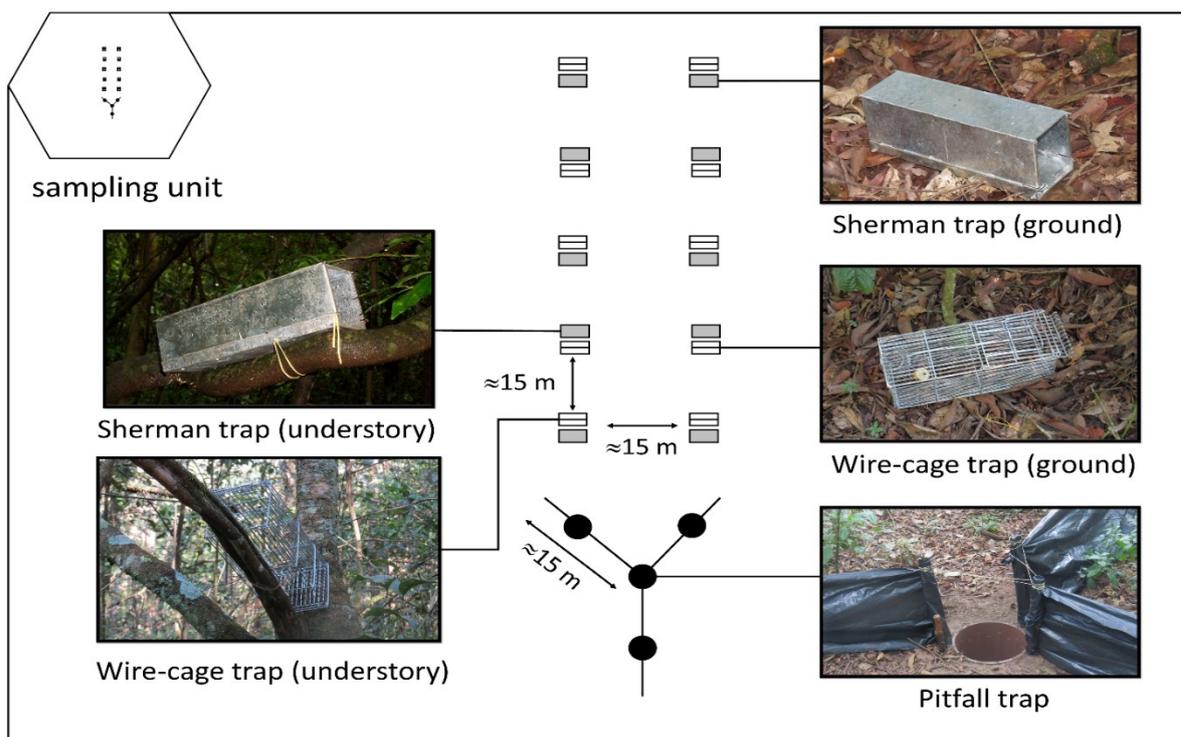


Figura 2. Tipos e posições de armadilhas utilizadas em cada unidade amostral (sampling unit). O desenho esquemático representa a disposição das armadilhas em campo; duas transeções com armadilhas *live traps*, com cinco estações de captura em cada, sendo cada estação composta por duas armadilhas dos tipos gaiola de arame (Wire-cage trap) e Sherman® no solo (ground) e sub-bosque (understory), alternadamente. A armadilha de queda (pitfall trap), em formato de Y, com 4 baldes (60 L cada) e lonas (0,8 m) que funcionam como guias para a captura.

Marsupiais e pequenos roedores foram identificados de acordo com a literatura específica (Gardner *et al.*, 2008; Patton *et al.*, 2015). As capturas e coletas de pequenos mamíferos foram licenciadas no Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio, nº 69328-1) e também protocoladas pelo comitê de ética em pesquisa com animais da Universidade Estadual de Goiás (CEUA-UEG, protocolo N. 009/19). A manipulação e a marcação dos mamíferos foram feitas de acordo com o guia da Sociedade Americana de Mastozoologistas, que recomenda o manuseio dos animais por meio de sacos (plástico ou de algodão), que permitem, a quem manipula, firmeza ao segurar o animal, sem restringir sua respiração (Sikes, 2016).

Utilizamos atributos morfológicos, ecológicos e comportamentais a nível de espécie para construir uma matriz de distância baseada nos traços funcionais (Tabela 1). Os atributos coletados em campo incluíram massa corporal (g), comprimento do corpo (mm), tamanho da cauda (mm), tamanho de orelha (mm), tamanho de pata (mm), uso do estrato vertical [proporção de 0 a 1, calculado de acordo com o número de capturas no sub-bosque (1,5~2m) dividido pelo número de capturas totais por espécie] (Tabela 1). Os marsupiais e pequenos roedores também foram classificados quanto à dieta em insetívoros, onívoros, frugívoros, granívoros e predadores de sementes e quanto ao uso do habitat em generalistas e especialistas florestais, de acordo com a literatura específica (Gardner *et al.*, 2008; Paglia *et al.*, 2012; Patton *et al.*, 2015).

Tabela 1. Traços funcionais dos pequenos mamíferos utilizados para as análises.

Traços	Tipo de Variável (unidade)	Interpretação
Massa	Contínua (g)	Corpos de menor massa tendem a ter maior mobilidade e menos chance de predação, além de necessitarem de uma área menor e de menos recursos (Cooper and Purvis, 2010; Fisher <i>et al.</i> , 2011).
Comprimento do corpo	Contínua (mm)	Há a associação de quanto maior o comprimento/tamanho corporal, maior a chance de ser visto por predadores (Kirschfeld, 1976; Kiltie, 2000).
Comprimento da cauda	Contínua (mm)	O comprimento da cauda reflete a capacidade de uma espécie usar o estrato vertical. Espécies com grandes caudas tendem a ser arborícolas, enquanto espécies com caudas menores tendem a ser terrícolas (Vieira and Camargo, 2012).
Comprimento da pata traseira	Contínua (mm)	O comprimento da pata pode influenciar na habilidade de se agarrar e conseguir utilizar o estrato vertical (Vieira and Camargo, 2012), além de patas mais longas indicarem melhor mobilidade e agilidade, como em alguns roedores cursoriais (Stuedel and Beattie, 1993).
Comprimento da orelha	Contínua (mm)	O comprimento da orelha faz com que as vibrações sejam encaminhadas diretamente à orelha interna (Pearson, 1984). Além disso, também contribui para a regulação térmica (Webster, 1966).
Uso do habitat	Catagórica	Generalistas ou especialistas florestais. Especialistas têm uma alta relação de dependência de grandes fragmentos e de grande quantidade de habitat na paisagem, enquanto generalistas podem ser encontrados em áreas perturbadas, como plantações, áreas abertas (Cáceres <i>et al.</i> , 2010; Pardini <i>et al.</i> , 2010).
Dieta	Catagórica	Sugere preferências alimentares, portanto uma dieta característica. Há dietas insetívoras, frugívoras, granívoras, onívoras e baseadas em sementes (Paglia <i>et al.</i> , 2012).

		Utilizamos todas elas neste trabalho.
Uso do estrato vertical	Proporção (de 0 a 1)	Calculada de acordo com o número de capturas no sub-bosque (1,5~2m) dividido pelo número de capturas totais por espécie. Esse processo indica os hábitos e os estratos a que a espécie melhor se adapta.

Para a diversidade filogenética, utilizamos a filogenia disponível na plataforma Vertlife.org <<https://vertlife.org>> como base. Tendo como referência os dados de mamíferos presentes neste endereço, selecionamos de forma randômica 100 árvores filogenéticas produzidas com as espécies coletadas em nosso estudo e obtivemos uma filogenia derivada da original, proposta por Upham *et al.* (2019), do tipo *complete node dated*.

Variáveis Preditoras

Utilizamos como preditoras, variáveis que representam qualidade e disponibilidade do habitat, incluindo estrutura da vegetação, disponibilidade de recursos alimentares, densidade florestal (NDVI), distância para o curso d'água e cobertura vegetacional nativa. Os parâmetros que refletem a estrutura da vegetação e a disponibilidade de recursos alimentares foram tomados em cinco estações de captura, em um raio de cinco metros, sorteadas aleatoriamente pela função *sample* no programa R. A densidade florestal (NDVI), a distância para o curso d'água (calculada a partir do centro do hexágono) e a cobertura vegetacional foram medidas considerando todo o hexágono como área.

Nós medimos cinco variáveis estruturais da vegetação que podem influenciar a organização da comunidade de mamíferos (Pardini *et al.*, 2005; Hannibal and Cáceres, 2010; Honorato *et al.*, 2015; Delciellos *et al.*, 2016; Hannibal *et al.*, 2018), incluindo número de árvores (plantas lenhosas com DAP > 15 cm), número de arbustos, número de lianas, número de troncos caídos, cobertura de folhiço e cobertura de dossel. O

número de árvores, de arbustos, de lianas e de troncos caídos foi medido em toda a área da circunferência que tem como centro a estação de captura (com raio de 5 m). As variáveis de cobertura de dossel e folhiço 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), tendo sido obtido desses valores o valor médio. O instrumento utilizado para medir as variáveis de cobertura foi um quadrado de madeira ($0,50 \times 0,50 \text{ m} = 0,25 \text{ m}^2$), dividido por arame em cem quadrados menores de igual tamanho, método adaptado de Freitas et al. (2002).

Recursos vegetais e artrópodes também foram quantificados dentro de cada estação amostral. Para a determinação da disponibilidade destes recursos, foi estabelecida uma parcela de $0,50\text{m} \times 0,50\text{m}$ nas estações deliberadas para coleta de serrapilheira. O material coletado foi triado em frutos, sementes e flores, e essas variáveis foram posteriormente contadas e pesadas. Para estimar a disponibilidade de artrópodes de solo, utilizamos o método de amostragem de serrapilheira em parcelas, sendo uma parcela de $0,50\text{m} \times 0,50 \text{ m}$ nas cinco estações de captura. Os artrópodes também foram coletados com a utilização de armadilhas de queda (potes de 500 ml), sendo um pote por estação amostral, ativo no ambiente por 48 h. Após este procedimento, todos os artrópodes encontrados foram triados e classificados quanto à riqueza e à abundância por ordem taxonômica.

A densidade florestal foi acessada por meio do Índice de Diferença Normalizada da Vegetação (NDVI), o qual foi obtido acessando a imagens do satélite Landsat 8 (<http://earthexplorer.usgs.gov/>), usando as bandas 4 (Red) e 5 (Near Infrared). Dessa forma, o NDVI foi calculado pela fórmula $\text{NDVI} = (\text{NIR} - \text{Red}) / (\text{NIR} + \text{Red})$ através da ferramenta 'zonal statistic' do Quantum GIS. A distância para o curso d'água mais próximo foi medida a partir do ponto central do hexágono. A cobertura vegetacional

nativa foi calculada para cada hexágono utilizando o arquivo da coleção 6 do Mapbiomas (<https://mapbiomas.org/>). Todas as métricas da paisagem foram tomadas e calculadas por meio do programa QGIS v. 3.16.10 (QGIS Development Team, 2018).

Análise dos dados

Utilizamos a riqueza taxonômica (TR), a diversidade funcional (FD) e a diversidade filogenética (PD) como principais dimensões da diversidade de pequenos mamíferos na paisagem fragmentada da área protegida RVSSF. A riqueza taxonômica nos forneceu a quantidade de espécies amostradas. A diversidade funcional foi calculada com base na matriz de distância construída pela função *vegdist* (Oksanen *et al.*, 2020) a partir dos traços estabelecidos, utilizando o índice FD (Petchey and Gaston 2002). Nós calculamos a dissimilaridade entre os pares de espécies com a forma generalizada da distância de Gower, que suporta os diferentes tipos de variáveis presentes (categóricas, contínuas, proporção) (Pavoine *et al.*, 2009), e construímos um dendrograma de todas as espécies no espaço dos atributos funcionais usando um UPGMA, um método de agrupamento hierárquico que utiliza média aritmética. A diversidade filogenética foi calculada pela função *pd* (Kembel *et al.*, 2010) pelo método de Faith's, que consiste na soma do comprimento de todos os braços da árvore filogenética. Com esta mesma filogenia, foram calculadas as métricas MPD e MNTD (Kembel *et al.*, 2010; Webb *et al.*, 2002), que servem de base para o cálculo dos índices NRI (Net Related Index) e NTI (Net Taxon Index), também associados à diversidade filogenética (PD). Todas as medidas de diversidade foram tomadas em cada hexágono, com as respectivas variáveis preditoras.

Para tratar as variáveis de estrutura da vegetação e recursos alimentares, obtivemos a média aritmética dos parâmetros número de árvores, número de arbustos,

número de lianas, número de troncos caídos, cobertura de dossel, cobertura de folhoso, biomassa de recursos vegetais (flores, frutos e sementes) por hexágono, considerando as estações seca e chuvosa. Para os artrópodes, reduzimos a dimensionalidade do grupo por meio de uma análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS), utilizando o índice de dissimilaridade “Horn” (Oksanen *et al.*, 2020). As variáveis NDVI e cobertura vegetal nativa são expressas com proporção variando de 0 a 1.

Para selecionar as variáveis potencialmente associadas aos diferentes índices de diversidade da comunidade de pequenos mamíferos, o primeiro procedimento adotado foi fazer modelos lineares simples entre cada dimensão da comunidade e somente uma preditora por vez. Esse passo visou a reduzir o número de variáveis preditoras a serem usadas em único modelo, uma vez que temos muitas delas e um pequeno número de unidades amostrais, o que pode aumentar o erro do tipo 1. A partir dos modelos simples, selecionamos as variáveis que tiveram relação com pelo menos um índice de diversidade. Essas variáveis foram então usadas todas juntas em modelos completos para todas as dimensões da comunidade e submetidas a um procedimento de seleção automática de modelos e média de modelos, utilizando a função *glmulti*, do pacote "Glmulti" (Calcagno, 2020), que, basicamente, sintetiza todas os modelos possíveis (GLMs) envolvendo as variáveis explicativas selecionadas. Desta forma, podemos testar todas as possíveis combinações entre as preditoras previamente selecionadas para explorar as associações com as diferentes dimensões de diversidade avaliadas e o potencial efeito de confusão entre elas.

No modelo de riqueza taxonômica, utilizamos a distribuição de Poisson, por se tratar de uma variável contínua discreta. Para os índices de diversidade funcional e filogenética, utilizamos a distribuição gaussiana para os índices FD, PD, PD_{NRI} e PD_{NLI}, os quais têm valores contínuos.

Resultados

Captura de mamíferos

Com um esforço de 5.360 armadilhas-noite, tivemos um total de 108 capturas de 96 indivíduos (sucesso de captura = 2,01%), distribuídos em 11 espécies de pequenos mamíferos (5 marsupiais e 6 roedores). *Gracilinanus agilis* (35 indivíduos), *Didelphis albiventris* (18), *Oecomys bicolor* (15) e *Oligoryzomys mattogrossae* (8) foram as espécies mais abundantes, representando 82,3% dos indivíduos capturados. *Calomys tener* (4), *Cerradomys scotti* (4), *Hylaeamys megacephalus* (3), *Caluromys philander* (3), *Calomys expulsus* (2), *Monodelphis kunsi* (2) e *Marmosa murina* (2) representaram apenas 20 indivíduos capturados.

Os marsupiais *G. agilis* e *D. albiventris* foram capturados em 10 dos 20 hexágonos, seguidos pelo roedor arborícola *O. bicolor*, capturado em oito hexágonos. Todas as espécies foram capturadas em pelo menos dois hexágonos, e apenas nos hexágonos H11 e H20 não tivemos captura de pequenos mamíferos. A riqueza taxonômica variou de duas a cinco espécies (3 ± 1.23 espécies), e os índices de FD (mínimo = 0.249, máximo = 0.982 (0.652 ± 0.224)) e PD (mínimo = 160.19, máximo = 413.32 (312.98 ± 77.63)) também apresentaram variação no gradiente amostral.

Os parâmetros corporais (massa e comprimento), comportamentais e ecológicos (uso do estrato vertical, dieta e uso do habitat) também variaram entre as espécies de pequenos mamíferos (Tabela 2, Figura 3). O marsupial *M. kunsi* e o roedor *C. tener* foram as espécies com menores valores de parâmetro corporal, enquanto o marsupial *D. albiventris* apresentou os maiores valores. *Monodelphis kunsi*, *C. expulsus*, *C. tener*, *H. megacephalus* e *O. mattogrossae* foram capturados exclusivamente no solo, enquanto o marsupial *G. agilis* e o roedor *O. bicolor* tiveram mais de 85% das capturas

no sub-bosque (Tabela 2, Figura 3). Com relação à dieta, as espécies amostradas foram distribuídas em frugívora-granívora (4 spp.), insetívora-onívora (3 spp.), frugívora-onívora (2 spp.) e frugívora-predadora de sementes (2 spp.) (Tabela 2, Figura 3). Espécies generalistas compreenderam três marsupiais e quatro roedores, enquanto quatro espécies (2-marsupiais e 2-roedores) foram classificadas como especialistas florestais (Tabela 2, Figura 3).

Tabela 2. Parâmetros corporais, uso do espaço e dieta de pequenos mamíferos capturados na área protegida Refúgio de Vida Silvestre Serra da Fortaleza, localizada no sul de Goiás, Brasil central. Fru = Frugívoro; Oni = Onívoro; Ins = Insetívoro; Gra = Granívoro; Sem = Predador de sementes.

Espécies	Massa (g)	Comprimento corpo (mm)	Pata (mm)	Cauda (mm)	Orelha (mm)	Uso estrato vert	Dieta	Uso do habitat
Marsupiais								
<i>C. philander</i>	159.9	186.1	28.7	241.6	27.1	0.66	Fru/Oni	Especialista
<i>D. albiventris</i>	326.2	249.1	32.2	237.1	58.5	0.18	Fru/Oni	Generalista
<i>G. agilis</i>	28.7	105	14.7	125.4	18.1	0.86	Ins/Oni	Generalista
<i>M. kunsii</i>	8	67.8	8.6	38.9	9.1	0	Ins/Oni	Generalista
<i>M. murina</i>	77.5	107.3	15.9	156.4	20.3	0.5	Ins/Oni	Especialista
Roedores								
<i>C. expulsus</i>	29	82.3	17	69.8	12	0	Fru/Gra	Generalista
<i>C. tener</i>	8	65.6	14.7	47.3	12.4	0	Fru/Gra	Generalista
<i>C. scotti</i>	100.7	148.2	30.7	166.9	18.1	0.6	Fru/Gra	Generalista
<i>H. megacephalus</i>	38.7	104.2	25.6	92.8	20.9	0	Fru/Gra	Especialista
<i>O. bicolor</i>	31.7	96.3	36.9	101.2	13.7	0.87	Fru/Sem	Especialista
<i>O. mattogrossae</i>	11.1	67.6	18.2	84.5	26.2	0	Fru/Gra	Generalista

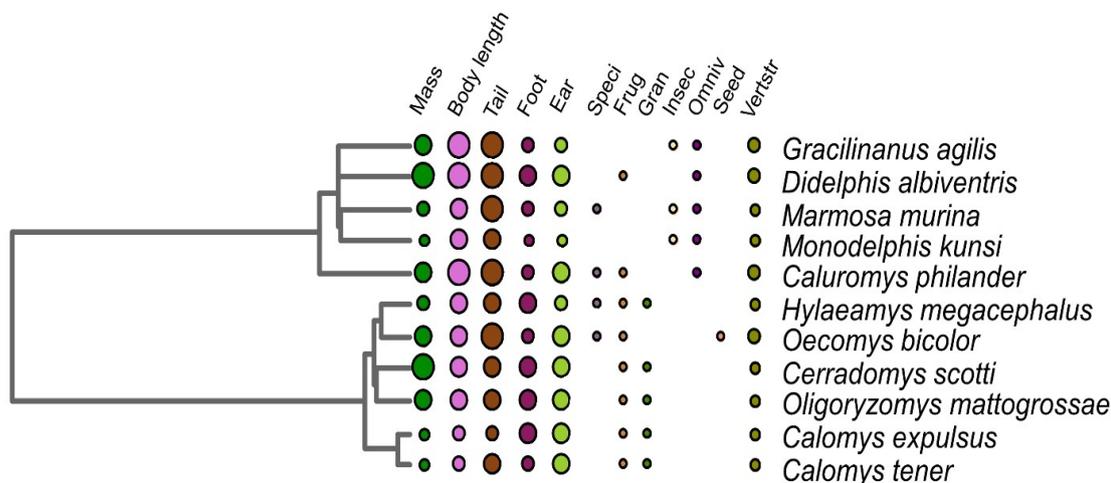


Figura 3. Árvore mostrando as relações filogenéticas entre as espécies amostradas no monitoramento, com seus respectivos traços funcionais, demonstrados em proporção pelo tamanho do círculo (Quanto maior o círculo, maior a medidas do traço). Mass = Massa corporal; Body length = Comprimento do corpo; Tail = Comprimento da Cauda; Foot = Comprimento da pata; Ear = comprimento da orelha; Speci = Especialista florestal; Frug = Dieta frugívora; Gran = Dieta granívora; Insec = Dieta insetívora; Omniv = Dieta onívora; Seed = Predadores de semente; Vertstr = Uso do estrato vertical.

Seleção de variáveis predictoras com modelos simples

A melhor configuração do NMDS para reduzir a dimensionalidade inicial da comunidade de artrópodes (12 ordens) foi obtida em dois eixos ($R^2 = 0.967$) (stress = 0.1824).

Durante o processo de seleção de predictoras, selecionamos as variáveis que apresentaram valor de $p < 0,05$. Entretanto houve variáveis com valores bem próximos de alcançar o valor p . Desta forma, as variáveis próximas a este valor de referência foram analisadas em literatura, e lianas, por sua contribuição bem documentada para a comunidade de pequenos mamíferos (Hannibal *et al.*, 2020, 2018; Melo *et al.*, 2011; Machado *et al.*, 2021), foram adicionadas aos modelos completos. Não encontramos associação dos recursos alimentares com nenhuma das dimensões da diversidade. As variáveis da estrutura da vegetação árvores, arbustos e as variáveis da paisagem distância até o curso d'água e média NDVI apresentaram associação com, pelo menos, uma das diferentes métricas de diversidade usadas. A partir desse processo manual,

selecionamos as variáveis "árvores", "lianas", "arbustos", "distância do curso d'água" e "NDVI" para comporem os modelos completos.

Seleção automática de modelos

A partir do processo de média e seleção de modelos, obtivemos os ranqueamentos daqueles que melhor explicam os índices de diversidade estudados (Tabela 3).

Tabela 3. Relação entre as variáveis preditoras selecionadas e as variáveis resposta (riqueza taxonômica, diversidade funcional, filogenética, PD_{NRI} e PD_{NTI}) utilizando GLMs aplicando o critério de informação de Akaike para amostras pequenas (AICc).

Riqueza Taxonômica	Modelo	Df	AICc
TR ~ 1	Nulo	17	63.6
TR ~ arbustos	M2TR	16	64
TR ~ lianas	M3TR	16	64.7
TR ~ arbustos + lianas	M4TR	15	65.2
Diversidade Funcional (FD)			
FD ~ arbustos + lianas**	M1FD	15	-3.1
FD ~ arbustos	M2FD	16	-2.5
FD ~ arbustos + lianas + NDVI	M3FD	14	0.2
FD ~ arbustos + distância	M4FD	15	0.3
Diversidade Filogenética (PD)			
PD ~ arbustos***	M1PD	16	203.8
PD ~ arbustos + lianas	M2PD	15	205.3
PD ~ arbustos + distância do curso d'água	M3PD	15	205.5
PD ~ arbustos + NDVI	M4PD	15	205.5
Diversidade Filogenética (PD_{NRI})			
NRI ~ 1	Nulo	15	46.1
NRI ~ arbustos	M1NRI	14	46.8
NRI ~ lianas	M2NRI	14	46.9
NRI ~ arbustos + lianas	M3NRI	13	47.6
Diversidade Filogenética (PD_{NTI})			
NTI ~ árvores + distância do curso d'água***	M1NTI	13	42.7
NTI ~ árvores + distância + NDVI	M2NTI	12	43.3
NTI ~ arbustos + árvores + distância	M3NTI	12	45.1
NTI ~ arbustos + árvores + distância	M4NTI	12	45.9

Signif. codes: '****' 0.001; '***' 0.01; '**' 0.05

Nenhum dos modelos selecionados explicou o índice de riqueza (TR). Já para diversidade funcional (FD), o modelo composto por arbustos ($\beta = -0.0215$) e lianas ($\beta = 0.0212$) juntos ($p = 0.00335$) foi o de melhor ajuste a este índice (Figura 4). Mesmo que

a diferença no AICc com o segundo modelo, contendo só arbustos, não chegue a dois graus, o segundo modelo não apresentou valores significativos ($p = 0.059$). Para diversidade filogenética (PD), obtivemos como modelo mais bem ajustado o que contém somente arbustos ($\beta = - 8.97$) ($p = 0.0002$) (Material Suplementar 3). PD_{NRI} não foi explicado por nenhum dos modelos selecionados. Para PD_{NTI} , o melhor modelo foi o composto por árvores ($\beta = 0.3$) e distância do curso d'água ($\beta = -0.002$) ($p = 0.01^{-4}$).

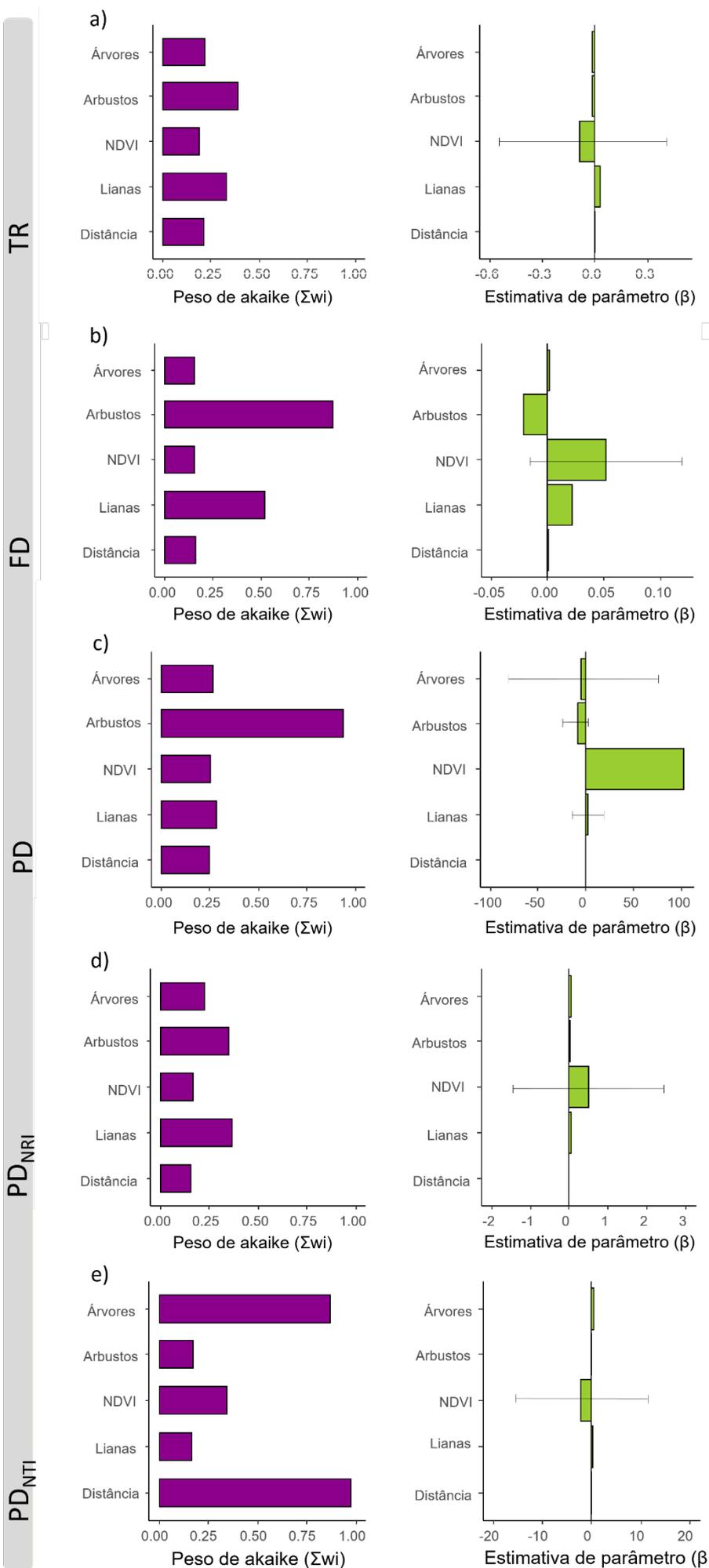


Figura 4. Importância e estimativas (β) das variáveis presentes nos modelos significativos, utilizando o pacote Glmulti. A) Importância e estimativas (β) para riqueza (TR). B) Importância e estimativa (β) para diversidade funcional (FD). C) Importância e estimativa (β) para diversidade filogenética (PD). D) Importância e estimativa (β) para PDNRI. E) Importância e estimativa (β) para PDNTI.

Interações entre variáveis explicativas e índices de diversidade

O modelo mais bem ajustado para FD foi composto por arbustos e lianas. Os arbustos apresentam uma relação inversamente proporcional ao FD, ou seja, um aumento no número de arbustos tende a diminuir a diversidade funcional (FD), enquanto o número de lianas aumenta a FD (Figura 5). Para os modelos de diversidade filogenética (PD), o melhor cenário foi o predito por uma única variável: os arbustos. A relação apresentada com PD também foi inversamente proporcional, seguindo a ideia de que quanto mais arbustos, menor a diversidade filogenética (PD) (Figura 5). Para PD_{NTI}, as árvores apresentaram uma relação proporcional ao índice filogenético. E como esperado, quanto maior a distância do curso d'água mais próximo, menor o índice filogenético NTI, mostrando uma relação inversamente proporcional (Figura 5).

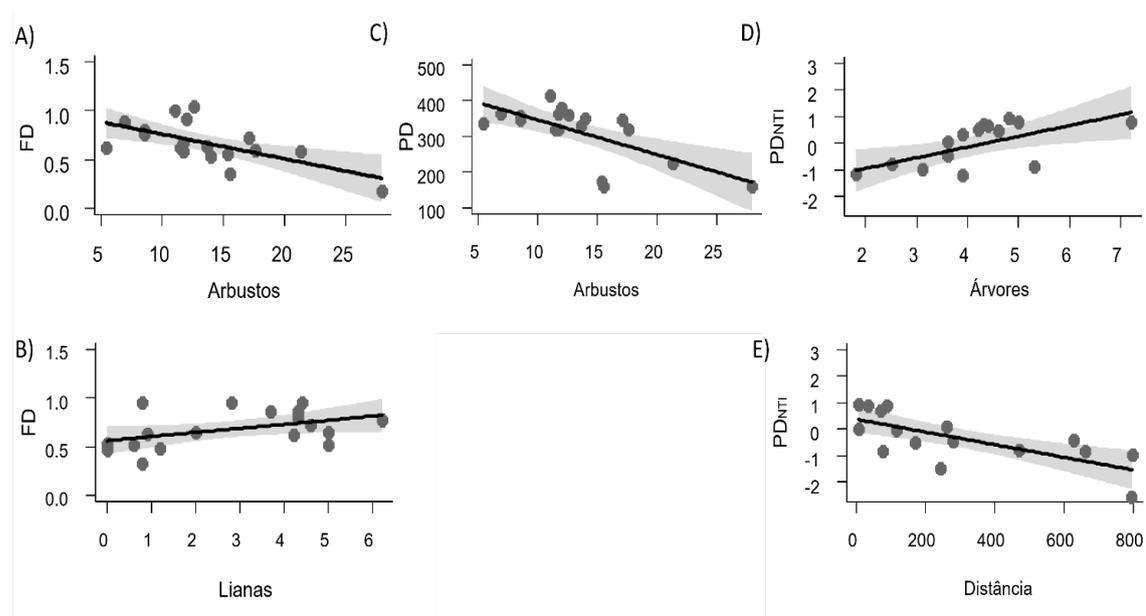


Figura 5. Gráficos de dispersão mostrando como se dão as relações entre os melhores modelos, evidenciados na Tabela 3 (a) Relação entre arbustos e diversidade funcional (FD). (b) Relação entre lianas e diversidade funcional (FD). (c) Relação entre arbustos e diversidade filogenética (PD). (d) Relação entre árvores e NTI. (e) Relação entre distância até o curso d'água e NTI.

Discussão

Apesar de alguns estudos citarem variáveis da vegetação, como aquelas que mais influenciam a riqueza de mamíferos, (Chi *et al.*, 2020; Hortal *et al.*, 2008), a riqueza não recebeu nenhum tipo de influência pelos preditores. Ao lembrar que estamos trabalhando com diversidade Alfa, a riqueza encontrada em cada hexágono provavelmente seria reduzida ao ponto de não mostrar qualquer tipo de informação significativa. Nem todas as espécies monitoradas foram coletadas no mesmo hexágono.

Apesar de alcançar um número de espécies esperado para a área, é certo que obtivemos uma baixa capturabilidade se compararmos a taxa de captura média para o Cerrado (5%) (Alho, 2005). Acreditamos que essa baixa quantidade de captura possa estar relacionada à dispersão dos animais em uma área de coleta relativamente grande, quando comparada aos fragmentos da mesma paisagem. Por outro lado, em termos qualitativos, é possível observar que a terceira espécie mais coletada é especialista de habitat (*O. bicolor*). Especialistas de habitat são espécies que requerem estrato vertical, floresta desenvolvida e menor influência antropogênica (Cáceres *et al.*, 2010; Pardini *et al.*, 2010). O roedor *O. bicolor* ainda apresenta hábito arborícola (Paglia *et al.*, 2012; Patton *et al.*, 2015), o que reforça principalmente a necessidade de estrato vertical. *Gracilinanus agilis* e *Didelphis albiventris* são espécies generalistas, muito comuns, que se adaptam à maioria dos ambientes por serem menos sensíveis às variações do habitat (Paglia *et al.*, 2012; Cáceres *et al.*, 2010), dando sentido a suas elevadas taxas de captura em relação às demais espécies. No total, obtivemos quatro espécies especialistas, que apresentam restrições quanto ao tipo de habitat. Capturar essas espécies nos permite presumir que a unidade de conservação tenha uma boa estrutura florestal, já que abriga espécies mais seletivas. Das espécies especialistas, duas

são consideradas espécies arborícolas, *C. philander* e *O. bicolor* (Paglia *et al.*, 2012). As espécies *M. murina* e *C. scotti*, apesar de não serem consideradas arborícolas pela literatura (Paglia *et al.*, 2012), também foram capturadas no sub-bosque. *Oecomys bicolor* obteve maior uso de estrato vertical e também foi o mais amostrado entre os especialistas (N = 15), podendo ser visto como um indicador da qualidade da estrutura florestal da unidade de conservação.

As métricas de diversidade testadas obtiveram relações significativas com algumas das métricas de estrutura de vegetação (árvores, arbustos, lianas) e com variáveis da paisagem (NDVI e Distância até o curso d'água mais próximo). O efeito das variáveis de micro-habitat atestado por este estudo confirma o que a literatura tem apontado, considerando o micro-habitat um importante preditor para a estrutura de comunidades (Hannibal *et al.*, 2020; Delcros *et al.*, 2014; Maseko *et al.*, 2019; Dreiss *et al.*, 2015). As métricas de paisagem que se mostraram significativas neste estudo (NDVI e distância até o curso d'água) são aquelas que representam a densidade florestal e a disponibilidade de água, respectivamente. Estudos que tratam sobre padrões da paisagem (Dorph *et al.*, 2021) ou abordagens em multiescala (Hannibal *et al.*, 2018) apontam o NDVI como um dos principais preditores na composição de comunidades.

A variável que aparenta explicar melhor as diferentes facetas de diversidade foi "arbustos". O modelo com "arbustos" + "lianas" foi o que apresentou melhor ajuste para a diversidade funcional (FD). As lianas são importantes para aumentar a diversificação do estrato vertical e a oferta de nichos (Melo *et al.*, 2013). Lianas apresentaram uma relação proporcional com FD. Por terem galhos de menor diâmetro, são mais fáceis para pequenos mamíferos, principalmente os arborícolas, que conseguem se agarrar melhor a esse tipo de estrutura (Schmidt and Fischer, 2010).

Arbustos tiveram uma relação inversamente proporcional com FD, o que ainda não tinha sido visto na maioria dos estudos. O que podemos presumir com essa associação pode estar relacionado à característica florestal de diferentes habitats. Arbustos são mais comuns em tipos de vegetação de Cerrado stricto sensu, ou seja, áreas mais abertas, sem muita cobertura de dossel (Eiten, 1972; Gonçalves *et al.*, 2021). Por consequência, essas áreas mais abertas influenciam negativamente na diversidade funcional (Sukma *et al.*, 2019), principalmente por oferecerem uma variedade menor no estrato vertical. Por outro lado, em ambientes mais estruturados verticalmente, mesmo entre arborícolas que venham ocupar um mesmo espaço, há diferença na preferência alimentar dos animais, como exemplo, do roedor *O. bicolor*, predador de sementes, e de *C. philander*, que é frugívoro/onívoro, tendo assim nichos mais amplos e diversos, se não por estrato, por tipo de dieta.

Para PD, novamente o modelo que melhor respondeu a essa métrica foi aquele com somente arbusto como variável. Aqui, assim como para FD, há uma relação negativa entre arbustos e a variável resposta. Essa similar relação negativa que ocorre nas duas dimensões de diversidade (FD e PD) entre uma mesma variável (arbustos), confirma a ideia de que esses índices têm as mesmas tendências em um ambiente pouco perturbado, ou seja, os dois crescem ou decrescem juntos, em um mesmo sentido (Safi *et al.*, 2011). Árvores provavelmente não apareceram como boas preditoras para FD ou PD, pois maiores espessura e tamanho fazem com que elas sejam amostradas em menor quantidade na área determinada (circunferência com 5m de raio), apesar de cobrirem o dossel e serem essenciais para o ambiente florestal (Eiten, 1972; Gonçalves *et al.*, 2021).

PD_{NTI} (Nearest Taxon Index) permite que consigamos medir se espécies estreitamente relacionadas podem coocorrer em um mesmo espaço ou não. Quando

positivo o PD_{NTI} , como decorreu na resposta ao aumento do número de árvores, as espécies com menor distância filogenética coocorreram mais do que o esperado. Todos os marsupiais que compõem um estreito grupo filogenético deste estudo apresentaram uso do estrato vertical, exceto *M. kunsi*, animal terrícola, somente capturado em armadilhas de queda. As árvores caracterizam ambientes florestais estratificados, em que estas espécies com maior afinidade filogenética podem ocupar o mesmo espaço, havendo, inclusive, sinal filogenético entre animais arborícolas (Camargo *et al.*, 2019; Nations *et al.*, 2019). Já quando o PD_{NTI} é negativo, como na resposta a uma maior distância do curso d'água, o contrário acontece, e as espécies estreitamente relacionadas filogeneticamente não coocorrem em um mesmo espaço (Webb *et al.*, 2002; Webb, 2000). O distanciamento do curso d'água também acarreta diminuição da disponibilidade deste recurso. Estes ambientes, mais afastados de umidade, e de características florestais, acabam limitando espécies que dependem de estrutura florestal, dando espaço para as espécies mais generalistas, que suportam melhor as variações de habitat.

Agradecimentos

Agradeço o apoio dos membros do Laboratório de Ecologia e Biogeografia de Mamíferos – LECOBIOMA da Universidade Estadual de Goiás, o fomento oferecido pela Prefeitura de Quirinópolis e o apoio da agência de fomento CAPES no oferecimento da bolsa de mestrado, modalidade CAPES/DS.

Referências

Alencar A., Z. Shimbo J., Lenti F. *et al.* (2020) Mapping Three Decades of Changes in

the Brazilian Savanna Native Vegetation Using Landsat Data Processed in the Google Earth Engine Platform. *Remote Sens.* **12** , 924. [online]. Available from: <https://www.mdpi.com/2072-4292/12/6/924>.

Alho C. J. R. (2005) Intergradation of Habitats of Non-Volant Small Mammals in the Patchy Cerrado Landscape. *Arq. do Mus. Nac. Rio Janeiro* **63** , 41–48.

Alvares C. A., Stape J. L., Sentelhas P. C., De Moraes Gonçalves J. L. & Sparovek G. (2013) Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Zeitschrift* **22** , 711–728.

Bovendorp R. S., Brum F. T., McCleery R. A. *et al.* (2019) Defaunation and fragmentation erode small mammal diversity dimensions in tropical forests. *Ecography (Cop.)*. **42** , 23–35. [online]. Available from: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ecog.03504>.

Cáceres N. C., Nápoli R. P., Casella J. & Hannibal W. (2010) Mammals in a fragmented savannah landscape in south-western Brazil. *J. Nat. Hist.* **44** , 491–512. [online]. Available from: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/00222930903477768>.

Cachera M. & Le Loc'h F. (2017) Assessing the relationships between phylogenetic and functional singularities in sharks (Chondrichthyes). *Ecol. Evol.* **7** , 6292–6303. [online]. Available from: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ece3.2871>.

Calcagno V. (2020). glmulti: Model Selection and Multimodel Inference Made Easy. R

package version 1.0.8. <https://CRAN.R-project.org/package=glmulti>

Camargo N. F., Machado L. F., Mendonça A. F. & Vieira E. M. (2019) Cranial shape predicts arboreal activity of Sigmodontinae rodents. *J. Zool.* **308** , 128–138. [online]. Available from: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/jzo.12659>.

Carvalho F. M. V., De Marco P. & Ferreira L. G. (2009) The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biol. Conserv.* **142** , 1392–1403. [online]. Available from: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S000632070900072X>.

Chesson P. (2000) Mechanisms of Maintenance of Species Diversity. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **31** , 343–366. [online]. Available from: <https://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev.ecolsys.31.1.343>.

Cooper N. & Purvis A. (2010) Body Size Evolution in Mammals: Complexity in Tempo and Mode. *Am. Nat.* **175** , 727–738. [online]. Available from: <https://www.journals.uchicago.edu/doi/10.1086/652466>.

Debastiani V. J. & Duarte L. da S. (2017) Evolutionary Models and Phylogenetic Signal Assessment via Mantel Test. *Evol. Biol.* **44** , 135–143. [online]. Available from: <http://link.springer.com/10.1007/s11692-016-9396-1>.

Delciellos A. C., Vieira M. V., Grelle C. E. V., Cobra P. & Cerqueira R. (2016) Habitat quality versus spatial variables as determinants of small mammal assemblages in

Atlantic Forest fragments. *J. Mammal.* **97** , 253–265. [online]. Available from: <https://academic.oup.com/jmammal/article/97/1/253/2459743>.

Delcros G., Taylor P. J. & Schoeman M. C. (2014) Ecological correlates of small mammal assemblage structure at different spatial scales in the savannah biome of South Africa. *Mammalia* doi: 10.1515/mammalia-2013-0153. [online]. Available from: <https://www.degruyter.com/document/doi/10.1515/mammalia-2013-0153/html>.

Díaz S., Purvis A., Cornelissen J. H. C. *et al.* (2013) Functional traits, the phylogeny of function, and ecosystem service vulnerability. *Ecol. Evol.* **3** , 2958–2975. [online]. Available from: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ece3.601>.

Dirzo R., Young H. S., Galetti M., Ceballos G., Isaac N. J. B. & Collen B. (2014) Defaunation in the Anthropocene. *Science (80-.)*. **345** , 401–406.

Dreiss L. M., Burgio K. R., Cisneros L. M. *et al.* (2015) Taxonomic, functional, and phylogenetic dimensions of rodent biodiversity along an extensive tropical elevational gradient. *Ecography (Cop.)*. **38** , 876–888. [online]. Available from: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ecog.00971>.

Faith D. P. (1992) Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biol. Conserv.* **61** , 1–10. [online]. Available from: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0006320792912013>.

Fisher J. T., Anholt B. & Volpe J. P. (2011) Body mass explains characteristic scales of

habitat selection in terrestrial mammals. *Ecol. Evol.* **1** , 517–528. [online]. Available from: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ece3.45>.

Foley J. A., DeFries R., Asner G. P. *et al.* (2005) Global Consequences of Land Use. *Science* (80-.). **309** , 570–574. [online]. Available from: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1111772>.

Françoso R. D., Brandão R., Nogueira C. C., Salmons Y. B., Machado R. B. & Colli G. R. (2015) Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. *Nat. Conserv.* **13** , 35–40. [online]. Available from: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1679007315000031>.

Freitas S. R., Cerqueira R. & Vieira M. V. (2002) A device and standard variables to describe microhabitat structure of small mammals based on plant cover. *Brazilian J. Biol.* **62** , 795–800.

Galetti M., Brocardo C. R., Begotti R. A. *et al.* (2017) Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic forest remnant. *Anim. Conserv.* **20** , 270–281. [online]. Available from: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/acv.12311>.

Gardner, A. L. (Ed.). (2008). *Mammals of South America, volume 1: marsupials, xenarthrans, shrews, and bats* (Vol. 2). University of Chicago Press.

Gaston K. J. (2000) Global patterns in biodiversity. *Nature* **405** , 220–227. [online]. Available from: <http://www.nature.com/articles/35012228>.

Hannibal W. & Cáceres N. C. (2010) Use of vertical space by small mammals in gallery forest and woodland savannah in south-western Brazil. *Mammalia* **74**. [online]. Available from: <https://www.degruyter.com/document/doi/10.1515/mamm.2010.007/html>.

Hannibal W., Cunha N. L. da, Figueiredo V. V., Rossi R. F., Cáceres N. C. & Ferreira V. L. (2018) Multi-scale approach to disentangle the small mammal composition in a fragmented landscape in central Brazil. *J. Mammal.* **99** , 1455–1464. [online]. Available from: <https://academic.oup.com/jmammal/article/99/6/1455/5184288>.

Hannibal W., Cunha N. L. da, Figueiredo V. V., Teresa F. B. & Ferreira V. L. (2020) Traits reveal how habitat-quality gradients structure small mammal communities in a fragmented tropical landscape. *Austral Ecol.* **45** , 79–88. [online]. Available from: <http://doi.wiley.com/10.1111/aec.12831>.

Honorato R., Crouzeilles R., Ferreira M. S. & Grelle C. E. V. (2015) The effects of habitat availability and quality on small mammals abundance in the Brazilian Atlantic Forest. *Nat. Conserv.* **13** , 133–138. [online]. Available from: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1679007315000481>.

Hunke P., Mueller E. N., Schröder B. & Zeilhofer P. (2015) The Brazilian Cerrado: assessment of water and soil degradation in catchments under intensive agricultural use. *Ecohydrology* **8** , 1154–1180. [online]. Available from: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/eco.1573>.

Kembel S. H., Cowan P. D., Helmus M. R., Cornwell W. K., Morlon H., Ackerly D. D., Blomberg S. D. & Webb C. O. (2010). Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics* 26:1463-1464.

Kiltie R. A. (2000) Scaling of visual acuity with body size in mammals and birds. *Funct. Ecol.* **14** , 226–234. [online]. Available from: <http://doi.wiley.com/10.1046/j.1365-2435.2000.00404.x>.

Kirschfeld K. (1976) The Resolution of Lens and Compound Eyes. In: pp. 354–370 [online]. Available from: http://link.springer.com/10.1007/978-3-642-66432-8_19.

de la Sancha N. U., Maestri R., Bovendorp R. S. & Higgins C. L. (2020) Disentangling drivers of small mammal diversity in a highly fragmented forest system. *Biotropica* **52** , 182–195. [online]. Available from: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/btp.12745>.

Losos J. B. (2008) Phylogenetic niche conservatism, phylogenetic signal and the relationship between phylogenetic relatedness and ecological similarity among species. *Ecol. Lett.* **11** , 995–1003. [online]. Available from: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1461-0248.2008.01229.x>.

Losos J. B. & Glor R. E. (2003) Phylogenetic comparative methods and the geography of speciation. *Trends Ecol. Evol.* **18** , 220–227. [online]. Available from: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169534703000375>.

Machado F. S., Moura A. S., Mariano R. F. *et al.* (2021) Small mammals in high fragmented landscape in Cerrado/Atlantic Forest ecotone, Southeastern Brazil. *Iheringia. Série Zool.* doi: 10.1590/1678-4766e2021022. [online]. Available from: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0073-47212021000100222&tlng=en.

Maseko M. S. T., Zungu M. M., Ehlers Smith D. A., Ehlers Smith Y. C. & Downs C. T. (2019) High microhabitat heterogeneity drives high functional traits in forest birds in five protected forest areas in the urban mosaic of Durban, South Africa. *Glob. Ecol. Conserv.* doi: 10.1016/j.gecco.2019.e00645. [online]. Available from: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2351989419300757>.

Melo G. L., Miotto B., Peres B. & Cáceres N. C. (2013) Microhabitat of small mammals at ground and understorey levels in a deciduous, southern Atlantic Forest. *An. Acad. Bras. Cienc.* **85** , 727–736. [online]. Available from: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0001-37652013000200727&lng=en&tlng=en.

Melo G., Sponchiado J., Machado A. & Cáceres N. (2011) Small-mammal community structure in a South American deciduous Atlantic Forest. *Community Ecol.* **12** , 58–66. [online]. Available from: <http://www.akademai.com/doi/abs/10.1556/ComEc.12.2011.1.8>.

Merten G. H. & Minella J. P. G. (2013) The expansion of Brazilian agriculture: Soil

erosion scenarios. *Int. Soil Water Conserv. Res.* **1** , 37–48. [online]. Available from: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2095633915300290>.

Mittermeier, R. A. (2004). *Hotspots revisited*. Cemex.

Myers N., Mittermeier R. A., Mittermeier C. G., da Fonseca G. A. B. & Kent J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403** , 853–858.

Nations J. A., Heaney L. R., Demos T. C., Achmadi A. S., Rowe K. C. & Esselstyn J. A. (2019) A simple skeletal measurement effectively predicts climbing behaviour in a diverse clade of small mammals. *Biol. J. Linn. Soc.* doi: 10.1093/biolinnean/blz085. [online]. Available from: <https://academic.oup.com/biolinnean/advance-article/doi/10.1093/biolinnean/blz085/5533433>.

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. (2020). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Paglia A. P., Fonseca G. A. B., Rylands A. B. *et al.* (2012) *Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil/Annotated Checklist of Brazilian Mammals. (2ª Edição/2nd Edition)*. [online]. Available from: http://www.conservation.org/global/brasil/publicacoes/Documents/annotated_checklist_of_brazilian_mammals_2nd_edition.pdf.

Pardini R., Bueno A. de A., Gardner T. A., Prado P. I. & Metzger J. P. (2010) Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes (ed B. Fenton). *PLoS One* **5**, e13666. [online]. Available from: <https://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0013666>.

Pardini R., de Souza S. M., Braga-Neto R. & Metzger J. P. (2005) The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biol. Conserv.* **124**, 253–266. [online]. Available from: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320705000613>.

Patton J. L., Pardiñas U. F. J. & D'Elía G. (2015) Mammals of South America, Volume 2. *Mamm. South Am. Vol. 2* **2**, 523–525.

Pavoine S., Vallet J., Dufour A. B., Gachet S. & Daniel H. (2009) On the challenge of treating various types of variables: Application for improving the measurement of functional diversity. *Oikos* **118**, 391–402.

Pearson O. P. (1984) Taxonomy and natural history of some fossorial rodents of Patagonia, southern Argentina. *J. Zool.* **202**, 225–237. [online]. Available from: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1469-7998.1984.tb05952.x>.

Petchey O. L. & Gaston K. J. (2002) Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecol. Lett.* **5**, 402–411.

Petchey O. L. & Gaston K. J. (2006) Functional diversity: Back to basics and looking

forward. *Ecol. Lett.* **9** , 741–758.

QGIS Development Team (2021). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>

R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Safi K., Cianciaruso M. V., Loyola R. D., Brito D., Armour-Marshall K. & Diniz-Filho J. A. F. (2011) Understanding global patterns of mammalian functional and phylogenetic diversity. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* **366** , 2536–2544. [online]. Available from: <https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rstb.2011.0024>.

Scheiner S. M., Chiarucci A., Fox G. A., Helmus M. R., McGlenn D. J. & Willig M. R. (2011) The underpinnings of the relationship of species richness with space and time. *Ecol. Monogr.* **81** , 195–213. [online]. Available from: <http://doi.wiley.com/10.1890/10-1426.1>.

Schipper J., Chanson J. S., Chiozza F. *et al.* (2008) The Status of the World's Land and Marine Mammals: Diversity, Threat, and Knowledge. *Science (80-.)*. **322** , 225–230. [online]. Available from: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1165115>.

Schmidt A. & Fischer M. S. (2010) Arboreal locomotion in rats – the challenge of maintaining stability. *J. Exp. Biol.* **213** , 3615–3624. [online]. Available from:

<https://journals.biologists.com/jeb/article/213/21/3615/9967/Arboreal-locomotion-in-rats-the-challenge-of>.

Sikes R. S. (2016) 2016 Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research and education. *J. Mammal.* **97** , 663–688.

Studel K. & Beattie J. (1993) Scaling of cursoriality in mammals. *J. Morphol.* **217** , 55–63. [online]. Available from: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/jmor.1052170105>.

Tilman D. (2001) Functional Diversity. In: *Encyclopedia of Biodiversity* pp. 587–596 Elsevier. [online]. Available from: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780123847195000617>.

Tscharntke T., Tylianakis J. M., Rand T. A. *et al.* (2012) Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biol. Rev.* **87** , 661–685. [online]. Available from: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x>.

Upham, N. S., Esselstyn, J. A., & Jetz, W. (2019). Inferring the mammal tree: species-level sets of phylogenies for questions in ecology, evolution, and conservation. *PLoS biology*, *17*(12), e3000494.

Vieira, E. M., Camargo, N. F., & Cáceres, N. (2012). Uso do espaço vertical por marsupiais brasileiros. *Os marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e conservação (NC*

Cáceres, org.). Editora UFMS, Campo Grande, Brazil, 345-362.

Webb C. O. (2000) Exploring the Phylogenetic Structure of Ecological Communities: An Example for Rain Forest Trees. *Am. Nat.* **156** , 145–155. [online]. Available from: <https://www.journals.uchicago.edu/doi/10.1086/303378>.

Webb C. O., Ackerly D. D., McPeck M. A. & Donoghue M. J. (2002) Phylogenies and community ecology. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* doi: 10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150448.

Webster D. B. (1966) Ear Structure and Function in Modern Mammals. *Am. Zool.* **6** , 451–466. [online]. Available from: <https://academic.oup.com/icb/article-lookup/doi/10.1093/icb/6.3.451>.

Wiens J. J. & Graham C. H. (2005) Niche Conservatism: Integrating Evolution, Ecology, and Conservation Biology. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* **36** , 519–539. [online]. Available from: <https://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev.ecolsys.36.102803.095431>.

Wilson M. C., Chen X.-Y., Corlett R. T. *et al.* (2016) Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. *Landsc. Ecol.* **31** , 219–227. [online]. Available from: <http://link.springer.com/10.1007/s10980-015-0312-3>.

Material suplementar

Material Suplementar 1. Cronograma de amostragem do ano de 2020 e 2021. Legenda: U.A. = unidade amostral

Ano	2020				2021			
Estação	Chuvosa	Seca	Seca	Chuvosa	Chuvosa	Seca	Seca	Chuvosa
Mês	Jan	Mai	Ago	Nov	Fev	Mai	Set	Nov
U.A.	1-5	6-10	11-15	16-20	11-15	1-5	16-20	6-10
Armadilha-noite	500	500	500	500	700	700	700	700
Baldes-noite	-	-	-	-	140	140	140	140

Material suplementar 2. Lista de espécimes coletadas e tombadas durante o monitoramento deste estudo, com seus respectivos números de tombo na Coleção de Mamíferos da UEG (CMUEG).

Nº de tombo	Espécime
CMUEG - 110	<i>Calomys tener</i>
CMUEG - 120	<i>Calomys tener</i>
CMUEG - 121	<i>Calomys tener</i>
CMUEG - 123	<i>Calomys tener</i>
CMUEG - 060	<i>Cerradomys scotti</i>
CMUEG - 061	<i>Cerradomys scotti</i>

CMUEG - 109	<i>Cerradomys scotti</i>
CMUEG - 125	<i>Cerradomys scotti</i>
CMUEG - 112	<i>Gracilinanus agilis</i>
CMUEG - 129	<i>Gracilinanus agilis</i>
CMUEG - 130	<i>Gracilinanus agilis</i>
CMUEG - 131	<i>Gracilinanus agilis</i>
CMUEG - 132	<i>Gracilinanus agilis</i>
CMUEG - 134	<i>Gracilinanus agilis</i>
CMUEG - 136	<i>Gracilinanus agilis</i>
CMUEG - 059	<i>Hylaeamys megacephalus</i>
CMUEG - 116	<i>Hylaeamys megacephalus</i>
CMUEG - 119	<i>Hylaeamys megacephalus</i>
CMUEG - 111	<i>Marmosa murina</i>
CMUEG - 118	<i>Monodelphis kunsii</i>
CMUEG - 114	<i>Oecomys bicolor</i>
CMUEG - 122	<i>Oecomys bicolor</i>
CMUEG - 124	<i>Oecomys bicolor</i>
CMUEG - 135	<i>Oecomys bicolor</i>
CMUEG - 062	<i>Oligoryzomys mattogrossae</i>
CMUEG - 063	<i>Oligoryzomys mattogrossae</i>
CMUEG - 113	<i>Oligoryzomys mattogrossae</i>
CMUEG - 115	<i>Oligoryzomys mattogrossae</i>
CMUEG - 117	<i>Oligoryzomys mattogrossae</i>
CMUEG - 133	<i>Oligoryzomys mattogrossae</i>

Material suplementar 3. Tabela com valores do erro padrão e estimativa de parâmetro (β) das variáveis preditoras em função das diferentes dimensões de diversidade, gerados pelo pacote Glmulti.

Dimensão	Variável	Erro padrão	Estimativa de parâmetro (β)
TR	Árvores	0.002	- 0.02
	Arbustos	0.0006	- 0.01
	NDVI	0.4	- 0.08
	Lianas	0.003	0.02
	Distância	0.0000002	0.00006
FD	Árvores	0.001	0.001
	Arbustos	- 0.02	- 0.02
	NDVI	0.05	0.05
	Lianas	0.02	0.02
	Distância	0.00001	0.00001
PD	Árvores	75	- 4.74
	Arbustos	11.9	- 8.9
	NDVI	38878.2	102.4
	Lianas	21.3	2.58
	Distância	0.0009	0.01

PD _{NRI}	Árvores	0.007	0.04
	Arbustos	0.002	0.02
	NDVI	1.91	0.4
	Lianas	0.008	0.05
	Distância	0.00000003	0.00004
PD _{NTI}	Árvores	0.03	0.38
	Arbustos	0.0003	-0.007
	NDVI	13.2	-2.34
	Lianas	0.001	0.01
	Distância	0.0000005	-0.002