



Universidade de Brasília – UnB
Instituto de Ciências Biológicas – IB
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Estruturação das comunidades de pequenos mamíferos e o potencial controle biológico do percevejo marrom (*Euschistus heros*) em áreas de cerrado sentido restrito no Brasil Central

Kamilla Ramos Pereira da Silva

Brasília – DF
Outubro de 2024



Universidade de Brasília – UnB
Instituto de Ciências Biológicas – IB
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Estruturação das comunidades de pequenos mamíferos e o potencial controle biológico do percevejo marrom (*Euschistus heros*) em áreas de cerrado sentido restrito no Brasil Central

Kamilla Ramos Pereira da Silva

Dissertação apresentada junto ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, da Universidade de Brasília, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia. Orientador: Professor Dr. André Faria Mendonça.

Brasília – DF
Outubro de 2024

Estruturação das comunidades de pequenos mamíferos e seu potencial controle biológico do percevejo marrom (*Euschistus heros*) em áreas de cerrado sentido restrito no Brasil Central

Kamilla Ramos Pereira da Silva

Dissertação apresentada junto ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, da Universidade de Brasília, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia. Orientador: Professor Dr. André Faria Mendonça.

Data da defesa: 31 de outubro de 2024.

Banca Examinadora

Prof. Dr. André Faria Mendonça (Presidente/Orientador)
Departamento de Ecologia/UnB

Prof. Dr. Emerson Monteiro Vieira (Titular)
Departamento de Zoologia/UnB

Prof. Dr. Marcos de Souza Lima Figueiredo (Titular)
Departamento de Ecologia/UFRJ

Prof. Dr. Pedro Henrique Brum Togni (Suplente)
Departamento de Ecologia/UnB

Brasília, 31 de outubro de 2024.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais primeiramente, Elizete e Agnelo, que sempre trataram meus estudos e da minha irmã como prioridade em qualquer circunstância. Agradeço por tudo que fizeram por mim, por todo apoio, incentivo e amor que me deram, nunca mediram esforços. Sou muito grata pelo meu pai, pois na reta final do mestrado ele teve um AVC, mas hoje ele está bem de saúde e fico extremamente aliviada com isso. Agradeço também a minha irmã que sempre escutou meus desabafos e sempre me apoiou.

Agradeço muito ao Yan, meu parceiro de vida, que sempre faz de tudo por mim. Mesmo não sendo biólogo ou de nenhuma área ambiental e odiando mato, ele sempre foi a campo comigo quando eu precisava. Também agradeço a toda sua família, especialmente ao Guilherme e Sônia, quando eu mais precisei eles me ajudaram e sempre demonstraram tanto carinho por mim. Agradeço a todos meus amigos que me acompanharam nesse mestrado e me ajudaram de alguma forma, seja indo a campo, auxiliando nas análises, compartilhando momentos bons e perrengues ou apenas me escutando. Em especial ao Marcus, toda sua ajuda e cuidado significaram muito para mim.

Agradeço pela oportunidade de ter sido orientada pelo professor Dr. André. Obrigada por toda a aprendizagem, paciência e dedicação que teve durante todo esse tempo. Eu não poderia ter tido um orientador melhor. Agradeço também a todos os integrantes do LECA, especialmente ao Nicholas, Maria e Victor. Agradeço também ao Guilherme por toda a ajuda nas triagens. Ao professor Dr. Emerson Vieira, Dr. Pedro Togni e a todos os professores do PPG da Ecologia.

Agradeço ao Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e a Fundação de Apoio à Pesquisa do Distrito Federal (FAP/DF) pela bolsa concedida e pelo financiamento do projeto de pesquisa, respectivamente. Por fim, gostaria de agradecer aos proprietários da Fazenda Carmelo, Fazenda Boa Vista, Fazenda Xike Xike, Fazenda Dois Riachos e Fazenda do Theo e à Cooperativa Agrícola do Rio Preto (COOPERIOPRETO) pelo apoio prestado ao longo das coletas. Agradeço especialmente ao sr. Roberto, proprietária da Fazenda Dois Riachos, e ao sr. Valter, presidente da Cooperativa.

SUMÁRIO

RESUMO	7
ABSTRACT	9
INTRODUÇÃO GERAL	11
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	16
Capítulo 1	24
Resumo	24
Abstract	25
1. Introdução	26
2. Material e métodos	29
2.1 Espécies alvo	29
2.2 Área de estudo	29
2.2.1 Caracterização do Cerrado	29
2.2.2 Áreas amostradas	30
2.2.3 Comunidades de pequenos mamíferos em áreas de cerrado sentido restrito	31
2.3 Captura dos pequenos mamíferos	31
2.5 Análise da estrutura e composição da paisagem	32
2.6 Análise da estrutura e composição das comunidades	34
2.6.1 Diversidade alfa	34
2.6.2 Diversidade funcional	34
2.7 Análise estatística	35
3. Resultados	36
3.1 Diversidade alfa	36
3.2 Diversidade funcional	36
3.3 Composição de espécies	37
3.4 Estrutura e composição da paisagem	38
3.5 Efeito da paisagem na abundância e diversidade de espécies	39
4. Discussão	46
5. Conclusão	51
6. Referências Bibliográficas	52
7. Material Suplementar	68
Resumo	77
Abstract	78
1. Introdução	79

2. Material e métodos	82
2.1 Espécies alvo	82
2.1.1 Pequenos mamíferos não-voadores	82
2.1.2 Percevejo marrom da soja (<i>Euschistus heros</i> , Fabrícus, 1798)	83
2.2 Área de estudo	84
2.3 Captura dos pequenos mamíferos	84
2.4 Captura dos perceijos marrons (<i>E. heros</i>)	85
2.5 Coleta e identificação das amostras fecais	85
2.5 Análise isotópica	86
2.6 Análise estatística	86
2.7 Valoração do serviço ecossistêmico	87
2.7.1 Potencial de predação	87
2.7.2 Densidade populacional	88
2.7.3 Valoração do serviço prestado pelos pequenos mamíferos	88
3. Resultados	89
3.1 Captura dos pequenos mamíferos e perceijos	89
3.2 Coleta e identificação das amostras fecais	91
3.3 Análise isotópica	92
3.4 Valoração do controle biológico do <i>E. heros</i>	95
4. Discussão	96
5. Conclusão	101
6. Referências Bibliográficas	102
7. Material Suplementar	109
CONCLUSÃO GERAL	110

RESUMO

Alterações na paisagem, especialmente causadas por ações antrópicas, podem transformar a comunidade de pequenos mamíferos, impactando a diversidade alfa, a estrutura e composição de espécies, além de afetar a diversidade funcional. Esse grupo de mamíferos são importantes pela provisão de serviços ecossistêmicos e alterações nas comunidades podem impactar a prestação desses serviços. Diante disto, essa dissertação é composta por dois capítulos. No primeiro, analisamos os processos de estruturação das comunidades de pequenos mamíferos em áreas de cerrado sentido restrito do Cerrado e investigamos a relação desses processos com as características da paisagem. Para isso, analisamos comunidades de pequenos mamíferos em 28 áreas de cerrado s.r. (três áreas amostradas e outras obtidas na literatura). Utilizamos mapas de cobertura e uso da terra para analisar as paisagens e imagens de satélite para quantificar o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada médio das áreas naturais. Além disso, analisamos a diversidade (riqueza de espécies, diversidade Shannon e Simpson), a composição e a riqueza funcional dessas comunidades. Geramos modelos lineares para analisar a relação entre os parâmetros das comunidades e a paisagem. Nossos resultados mostraram que não houve grandes variações relacionadas aos traços funcionais das comunidades. Encontramos uma forte relação entre a abundância das espécies e as variáveis de paisagem. Para a diversidade de Shannon e Simpson, encontramos uma forte relação com a densidade da cobertura vegetal. No segundo capítulo, verificamos o potencial serviço ecossistêmico de controle biológico do percevejo marrom (*Euschistus heros*) prestado por comunidades de pequenos mamíferos em três áreas de cerrado sentido restrito adjacentes a plantações de soja no Distrito Federal. Para isso, realizamos a amostragem nessas três áreas por meio da captura, identificação e marcação das espécies, além da coleta das fezes dos indivíduos capturados. Analisamos as amostras fecais em busca de fragmentos de *E. heros* e identificamos a procedência dos percevejos consumidos por meio da análise de isótopos estáveis. Além disso, quantificamos o serviço prestado por meio da valoração do serviço. Encontramos que as espécies *Calomys expulsus*, *Calomys tener*, *Gracilinanus agilis* e *Cerradomys scotti* são consumidoras do *E. heros*. Os fragmentos encontrados nas amostras fecais não eram provenientes de áreas de cultivo, portanto, as espécies identificadas como predadoras do *E. heros* exercem potencialmente o serviço ecossistêmico indireto ao consumir percevejos fêmeas e reduzir a abundância desse inseto em futuras safras. Diante disto, demonstramos a importância da conservação de áreas naturais próximas a plantações de soja e, conseqüentemente, a manutenção e conservação

de espécies de pequenos mamíferos e a prestação deste serviço ecossistêmico prestado por essas espécies.

PALAVRAS-CHAVE: Rodentia, Didelphidae, diversidade, paisagem, Cerrado, controle biológico, serviços ecossistêmicos

ABSTRACT

Changes in the landscape, especially caused by anthropogenic actions, can transform the small mammal community, impacting alpha diversity, species structure and composition, as well as affecting functional diversity. This group of mammals is important for providing ecosystem services and changes in communities can impact the provision of these services. This dissertation therefore consists of two chapters. In the first, we analyze the structuring processes of small mammal communities in typical savanna areas and investigate the relationship between these processes and landscape characteristics. To do this, we analyzed small mammal communities in 28 typical savanna areas (three sampled and 25 obtained from data available in the literature). We used land cover and land use maps to analyze the landscapes and satellite images to quantify the average Normalized Difference Vegetation Index of the natural areas. We also analyzed the diversity (species richness, Shannon and Simpson diversity), composition and functional richness of these communities. We generated linear models to analyze the relationship between community parameters and the landscape. Our results showed there were no major variations related to the functional traits of the communities. We found a strong relationship between species abundance and landscape variables. For Shannon and Simpson diversity, we found a strong relationship with the density of vegetation cover. In the second chapter, we verified the potential ecosystem service of biological control of the brown stink bug (*Euschistus heros*) provided by communities of small mammals in three areas of typical savanna adjacent to soybean plantations in the Federal District. To do this, we sampled these three areas by capturing, identifying and marking the species, as well as collecting the feces of the individuals captured. We analyzed the fecal samples for fragments of *E. heros* and identified the origin of the bedbugs consumed using stable isotope analysis. We also quantified the service provided by valuing the service. We found that the species *Calomys expulsus*, *Calomys tener*, *Gracilinanus agilis* and *Cerradomys scotti* are consumers of *E. heros*. The fragments found in the fecal samples did not come from cultivated areas, so the species identified as predators of *E. heros* potentially provide an indirect ecosystem service by consuming female bedbugs and reducing the abundance of this insect in future crops. In light of this, we demonstrate the importance of conserving natural areas near soybean plantations and, consequently, the maintenance and conservation of small mammal species and the provision of this ecosystem service by these species.

KEYWORDS: Rodentia, Didelphidae, diversity, landscape, Cerrado, biological control, ecosystem services

INTRODUÇÃO GERAL

A manutenção e conservação da biodiversidade é constantemente ameaçada pela perda, fragmentação e degradação intensa e acelerada dos ecossistemas naturais (Sala et al. 2000; Laurance 2007; Fahrig 2013; Cantera et al. 2022). A fragmentação florestal pode ser causada por alterações e perturbações naturais, ocasionando a segmentação em manchas menores, ou decorrente de atividades humanas (Unep e FAO 2020). Entretanto, esse processo está principalmente associado a conversão de grande parte dos ecossistemas naturais em áreas destinadas a agricultura e a pastagem (Foley et al. 2005; Unep e FAO 2020). A fragmentação a longo prazo afeta a estrutura e funções dos fragmentos restantes, impactando os habitats e serviços ecossistêmicos (Lindenmayer e Fischer 2013; Hermosilla et al. 2019). Compreender a amplitude, as causas e impactos da fragmentação é essencial para a conservação da biodiversidade e para a manutenção do funcionamento dos ecossistemas (Unep e FAO 2020).

A fragmentação e perda de habitats têm impactos em quase todos os processos ecológicos e contribuem para extinções locais, invasões biológicas e, conseqüentemente, modificações na composição e diversidade de comunidades, especialmente em florestas tropicais em todo o mundo (Weibull e Östman 2003; Gibson et al. 2011; Borges-Matos et al. 2016; Newbold et al. 2016; Gallou et al. 2017; Aggemyr et al. 2018; Unep and FAO 2020). Impactando, também, a configuração do habitat, o tamanho de área florestal e a conectividade, além de aumentar o risco de uso humano das bordas (Skole e Tucker 1993; Pereira et al. 2010; Haddad et al. 2015). A estrutura e conformação do habitat influencia a ocorrência das espécies, existindo uma relação positiva entre o aumento da biodiversidade e o aumento da heterogeneidade da paisagem (Fahrig 2013). Mesmo que o número de espécies genéricas de habitat ou invasoras aumente (Laurance et al. 2006), a fragmentação florestal diminui principalmente a riqueza de espécies (Turner 1996; Zhu et al. 2004). Enquanto que paisagens naturais tendem a ser mais complexas e heterogêneas e o aumento de áreas naturais, tanto em extensão quanto em qualidade, está associado a composição das comunidades e a uma maior diversidade de espécies (Serafini et al. 2019; Melo et al. 2022), paisagens perturbadas contribuem para a perda de biodiversidade, com os maiores efeitos negativos sobre espécies de alto valor funcional e de conservação (Barlow et al. 2016).

A diversidade de espécies que permanece em paisagens fragmentadas pode depender de vários fatores, como a quantidade de habitat restante (Fahrig 2003, 2013) e a configuração da paisagem (Mendenhall et al. 2014; Bueno e Peres 2019). O tamanho das populações pode

ser limitado pela área do fragmento e as taxas de colonização de espécies pelo grau de isolamento do fragmento (MacArthur e Wilson 2001). Além disso, a diversidade de espécies pode ser influenciada não apenas pela qualidade do fragmento, mas também pela qualidade da matriz circundante (Malcolm 1994; Benchimol e Peres 2015), a qual pode limitar a dispersão individual de acordo com a complexidade vegetal (Prevedello e Vieira 2010; Santos-Filho et al. 2012).

As características da paisagem podem influenciar positiva ou negativamente a estrutura e composição das comunidades (Serafini et al. 2019). Extinções locais, em paisagens fragmentadas, podem ser resultantes de espécies que não foram capazes de persistir em condições recentemente perturbadas (Devictor et al. 2008; Newbold et al. 2014). Entretanto, mudanças na composição de espécies podem ocorrer devido ao aumento de espécies comuns e invasoras, além de espécies generalistas de habitat ou de áreas abertas (Newbold et al. 2014; Lososová et al. 2016), podendo, assim, compensar extinções em habitats perturbados (Banks-Leite et al. 2012; Kortz e Magurran 2019). Espécies generalistas tendem a ser mais eficientes na adaptação a habitats degradados, uma vez que áreas agrícolas podem beneficiar essas espécies com a disponibilidade de recursos, enquanto que essas áreas podem funcionar como barreiras para espécies especialistas de habitat (Heroldová et al. 2007; Hannibal e Caceres 2010; Fischer et al. 2011; Benedek e Sîrbu 2018; Fialho et al. 2019). Estudos encontraram, em florestas tropicais, uma relação positiva entre a abundância de espécies generalistas e habitats associados a bordas ou características perturbadas (Pardini et al. 2005; Lambert et al. 2006; Püttker et al. 2008). Em contrapartida, mesmo que aumente o número de espécies generalistas em ambientes degradados e com intensa atividade humana, a diversidade de espécies pode diminuir (Gentili et al. 2014). Espécies que já estavam estabelecidas em áreas não florestais podem invadir remanescentes florestais, com o aumento da degradação e diminuição de espécies dependentes de floresta (Santos-Filho et al. 2012), como visto na Amazônia, onde algumas espécies de áreas abertas aumentaram suas distribuições para outros habitats após desmatamento (Gardner et al. 2007; da Cunha Bitar et al. 2015). À medida que há a redução da biodiversidade, especialmente em paisagens fragmentadas ou degradadas, as comunidades tendem a homogeneização (McKinney and Lockwood 1999; Olden et al. 2004). A menor variação entre as comunidades ocorre devido a substituição ou extinção de espécies sensíveis por espécies generalistas e tolerantes a distúrbios (McKinney and Lockwood 1999).

O processo de perda de biodiversidade não é considerado aleatório (Dirzo et al. 2014). Espécies com características específicas geralmente são perdidas em maior frequência, características como maior massa corporal e expectativa de vida, além de taxas lentas de crescimento e menores taxas reprodutivas (McKinney and Lockwood 1999; Díaz et al. 2006)). Consequentemente, as funções e serviços ecossistêmicos associados a essas características sofrem impactos significativos (Díaz et al. 2006). Diante disto, a conservação da diversidade funcional pode ser necessária para assegurar o funcionamento do ecossistema e seus serviços prestados (Laureto et al. 2015), visto que alterações na diversidade funcional de uma comunidade pode ocasionar em uma homogeneização funcional, apresentando a substituição de espécies especialistas de habitat por generalistas de habitat (Olden et al. 2004). A diversidade funcional pode desempenhar um papel crucial, visto que é considerada a medida de diversidade mais eficaz para demonstrar efeitos positivos da biodiversidade no funcionamento dos ecossistemas e seus serviços ecossistêmicos (Balvanera et al. 2006; Díaz et al. 2006). Os efeitos mais impactantes nos serviços ecossistêmicos podem ser justamente devido a alterações nas composições funcionais das comunidades e da perda de espécies localmente abundantes, dentro do mesmo nível trófico, em vez da perda de espécies raras (Díaz et al. 2006).

Identificar os componentes da biodiversidade que estão estreitamente relacionados ao funcionamento do ecossistema é fundamental (Díaz et al. 2006). As funções do ecossistema são representados pelos processos que regulam o fluxo de energia e a matéria através do ambiente, enquanto que os serviços ecossistêmicos são os benefícios que os seres humanos obtém dos ecossistemas (Cardinale et al. 2012). Esses serviços englobam a dispersão de sementes, a decomposição, a polinização e o controle biológico (Whelan et al. 2008; Valencia-Aguilar et al. 2013; Costanza et al. 2014; Oliveira et al. 2014; Martins et al. 2020; Ramos et al. 2020; Aguiar et al. 2021). Além disso, os ecossistemas fornecem diversos serviços como a geração de combustíveis, produção de alimentos, a regulação do clima e aspectos indispensáveis à cultura humana (MEA 2005). Assim, estão relacionados a economia mundial (Costanza et al. 1997; Daily 1997; MEA 2005) e diversos aspectos do bem-estar humano são dependentes desses serviços (MEA 2005).

O estágio inicial de um processo de homogeneização biótica foi observado para o grupo de pequenos mamíferos (roedores e marsupiais) em uma fronteira de desmatamento na Amazônia. Espécies de áreas abertas foram encontradas ocupando uma matriz antropizada e, também, bordas de fragmentos florestais (Santos-Filho et al. 2012). As

espécies desse grupo de mamíferos estão presentes na grande maioria dos ecossistemas neotropicais (Kay e Hoekstra 2008), possuem hábitos de locomoção e dieta muito diversificados e desempenham importantes funções nos ecossistemas como presas, predadores e dispersores de sementes (Eisenberg and Redford 1989; Terborgh et al. 2001; Bonvicino and Bezerra 2003; De Camargo et al. 2014; de Camargo et al. 2019, 2022), além de realizarem a predação e controle de artrópodes (Carvalho et al. 2005; dos Santos Filho et al. 2017). A fragmentação e perda de habitat nas fronteiras agrícolas podem agravar a perda de espécies de pequenos mamíferos por mudanças na composição de espécies, impactando o funcionamento do ecossistema e na prestação de serviços ecossistêmicos (Lacher et al. 2019).

A expansão da agricultura surge como uma das principais causas da degradação, fragmentação e perda de habitat (Foley et al. 2005; Phalan et al. 2013; Curtis et al. 2018), sendo considerada uma das maiores ameaças a biodiversidade (Green et al. 2005; Gibson et al. 2011; Newbold et al. 2014). A maior parte da área plantada no mundo é de plantio de grãos (USDA 2024). Nesse contexto, as florestas tropicais e savanas enfrentaram uma considerável redução na diversidade de espécies, chegando a 30%, devido à intensa modificação no uso da terra (Newbold et al. 2020). Assim como ocorre em regiões tropicais, a vegetação natural tem sido convertida intensamente para áreas de uso antrópico no Brasil, principalmente na região centro-sul (Foley et al. 2005; Ferreira et al. 2012; Souza et al. 2020) e a produção de soja (*Glycine max*) no país representa parte significativa da economia (Ferreira et al. 2012; Souza et al. 2013). Essas transformações também impactam o bioma Cerrado, uma savana tropical brasileira considerada a mais diversa e ameaçada do mundo, atualmente afetada por elevadas taxas de perda e fragmentação de seu habitat (Sano et al. 2019). Grande parte de sua vegetação foi convertida para o cultivo de soja (Rausch et al. 2019; Souza et al. 2020). Assim, investigar os processos de estruturação e composição das comunidades e a relação desses processos com a estrutura e composição das paisagens pode assegurar o fornecimento de serviços ecossistêmicos prestados pela fauna e ecossistemas naturais aos seres humanos.

Perante o exposto, essa dissertação de mestrado é composta por dois capítulos e pretende fornecer contribuições sobre os processos de estruturação e composição de comunidades de pequenos mamíferos e a relação com a paisagem, além da prestação de um serviço ecossistêmico prestado por esse grupo de mamíferos inseridos em mosaicos agrícolas. Para o primeiro capítulo, analisamos a estrutura e composição de 28 comunidades

em áreas de fitofisionomia cerrado sentido restrito, pertencente ao bioma brasileiro Cerrado, e analisamos, também, como os processos de estruturação dessas comunidades são afetados pelas características da paisagem. Assim, analisamos a diversidade (riqueza de espécies, diversidade Shannon e Simpson), a composição e a riqueza funcional dessas comunidades, além de analisar a relação entre os parâmetros das comunidades e a estrutura da paisagem. Para o segundo capítulo, identificamos e avaliamos três comunidades em áreas de cerrado sentido restrito adjacentes a plantações de soja para então determinar o papel destas espécies na prestação do serviço de controle biológico da principal praga da soja, o percevejo marrom (*E. heros*). Para isso, identificamos as espécies predadores da praga e, por meio da análise isotópica das fezes, determinamos se os insetos predados são provenientes das áreas de cultivo e se as comunidades exercem o serviço ecossistêmico. Por fim, por meio da valoração, quantificamos e atribuímos um valor econômico a prestação desse serviço.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGGEMYR, E., A. G. AUFFRET, L. JÄDERGÅRD, AND S. A. O. COUSINS. 2018. Species richness and composition differ in response to landscape and biogeography. *Landscape Ecology* 33:2273–2284.
- AGUIAR, L. M. S. ET AL. 2021. Going out for dinner—The consumption of agriculture pests by bats in urban areas. *PLOS ONE* 16:e0258066.
- BALVANERA, P. ET AL. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters* 9:1146–1156.
- BANKS-LEITE, C., R. M. EWERS, AND J. P. METZGER. 2012. Unraveling the drivers of community dissimilarity and species extinction in fragmented landscapes. *Ecology* 93:2560–2569.
- BARLOW, J. ET AL. 2016. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature* 535:144–147.
- BASELGA, A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19:134–143.
- BASELGA, A. 2013. Separating the two components of abundance-based dissimilarity: balanced changes in abundance vs. abundance gradients. *Methods in Ecology and Evolution* 4:552–557.
- BENCHIMOL, M., AND C. A. PERES. 2015. Edge-mediated compositional and functional decay of tree assemblages in Amazonian forest islands after 26 years of isolation. *Journal of Ecology* 103:408–420.
- BENEDEK, A. M., AND I. SÎRBU. 2018. Responses of small mammal communities to environment and agriculture in a rural mosaic landscape. *Mammalian Biology* 90:55–65.
- BONVICINO, C. R., AND A. M. R. BEZERRA. 2003. Use of Regurgitated Pellets of Barn Owl (*Tyto alba*) for Inventorying Small Mammals in the Cerrado of Central Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 38:1–5.
- BORGES-MATOS, C., S. ARAGÓN, M. N. F. DA SILVA, M.-J. FORTIN, AND W. E. MAGNUSSON. 2016. Importance of the matrix in determining small-mammal assemblages in an Amazonian forest-savanna mosaic. *Biological Conservation* 204:417–425.
- BUENO, A. S., AND C. A. PERES. 2019. Patch-scale biodiversity retention in fragmented landscapes: Reconciling the habitat amount hypothesis with the island biogeography theory. *Journal of Biogeography* 46:621–632.
- DE CAMARGO, N. F. ET AL. 2022. Native marsupial acts as an in situ biological control agent of the main soybean pest (*Euschistus heros*) in the Neotropics. *European Journal of Wildlife Research* 68:1–16.
- DE CAMARGO, N. F., H. F. M. DE OLIVEIRA, J. F. RIBEIRO, A. J. A. DE CAMARGO, AND E. M. VIEIRA. 2019. Availability of food resources and habitat structure shape the individual-resource network of a Neotropical marsupial. *Ecology and Evolution* 9:3946–3957.

CANTERA, I. ET AL. 2022. Low level of anthropization linked to harsh vertebrate biodiversity declines in Amazonia. *Nature Communications* 13:3290.

CANTOR, M., L. A. FERREIRA, W. R. SILVA, AND E. Z. F. SETZ. 2010. Potential seed dispersal by *Didelphis albiventris* (Marsupialia, Didelphidae) in highly disturbed environment. *Biota Neotropica* 10:45–51.

CARDINALE, B. J. ET AL. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486:59–67.

CARVALHO, F. M. V., F. A. S. FERNANDEZ, AND J. L. NESSIMIAN. 2005. Food habits of sympatric opossums coexisting in small Atlantic Forest fragments in Brazil. *Mammalian Biology* 70:366–375.

COSTANZA, R. ET AL. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253–260.

COSTANZA, R. ET AL. 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change* 26:152–158.

DA CUNHA BITAR, Y. O., L. JUAN, L. C. PINHEIRO, AND M. C. DOS SANTOS-COSTA. 2015. Anuran Beta Diversity in a Mosaic Anthropogenic Landscape in Transitional Amazon. *Journal of Herpetology* 49:75–82.

CURTIS, P. G., C. M. SLAY, N. L. HARRIS, A. TYUKAVINA, AND M. C. HANSEN. 2018. Classifying drivers of global forest loss. *Science* 361:1108–1111.

DAILY, G. C. 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press. *World Vegetable Center*. <<https://worldveg.tind.io/record/37996>> (6 December 2023).

DE CAMARGO, N. F., J. F. RIBEIRO, A. J. A. DE CAMARGO, AND E. M. VIEIRA. 2014. Diet of the gracile mouse opossum *Gracilinanus agilis* (Didelphimorphia: Didelphidae) in a neotropical savanna: intraspecific variation and resource selection. *Acta Theriologica* 59:183–191.

DEVICTOR, V., R. JULLIARD, AND F. JIGUET. 2008. Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos* 117:507–514.

DÍAZ, S., J. FARGIONE, F. S. C. III, AND D. TILMAN. 2006. Biodiversity Loss Threatens Human Well-Being. *PLOS Biology* 4:e277.

DIRZO, R., H. S. YOUNG, M. GALETTI, G. CEBALLOS, N. J. B. ISAAC, AND B. COLLEN. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345:401–406.

DOBSON, A. ET AL. 2006. Habitat Loss, Trophic Collapse, and the Decline of Ecosystem Services. *Ecology* 87:1915–1924.

EISENBERG, J. F., AND K. H. REDFORD. 1989. *Mammals of the Neotropics, Volume 3: Ecuador, Bolivia, Brazil*. University of Chicago Press.

- FAHRIG, L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34:487–515.
- FAHRIG, L. 2013. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography* 40:1649–1663.
- FERREIRA, J. ET AL. 2012. Towards environmentally sustainable agriculture in Brazil: challenges and opportunities for applied ecological research. *Journal of Applied Ecology* 49:535–541.
- FIALHO, M. Y. G., R. A. S. CERBONCINI, AND M. PASSAMANI. 2019. Linear forest patches and the conservation of small mammals in human-altered landscapes. *Mammalian Biology* 96:87–92.
- FISCHER, C., C. THIES, AND T. TSCHARNTKE. 2011. Small mammals in agricultural landscapes: Opposing responses to farming practices and landscape complexity. *Biological Conservation* 144:1130–1136.
- FOLEY, J. A. ET AL. 2005. Global Consequences of Land Use. *Science*.
- GALLOU, A., Y. BAILLET, G. F. FICETOLA, AND L. DESPRÉS. 2017. Elevational gradient and human effects on butterfly species richness in the French Alps. *Ecology and Evolution* 7:3672–3681.
- GARDNER, T. A., J. BARLOW, L. W. PARRY, AND C. A. PERES. 2007. Predicting the Uncertain Future of Tropical Forest Species in a Data Vacuum. *Biotropica* 39:25–30.
- GENTILI, S., M. SIGURA, AND L. BONESI. 2014. Decreased small mammals species diversity and increased population abundance along a gradient of agricultural intensification.
- GIBSON, L. ET AL. 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature* 478:378–381.
- GREEN, R. E., S. J. CORNELL, J. P. W. SCHARLEMANN, AND A. BALMFORD. 2005. Farming and the Fate of Wild Nature. *Science* 307:550–555.
- HADDAD, N. M. ET AL. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances* 1:e1500052.
- HANNIBAL, W., AND N. C. CACERES. 2010. Use of vertical space by small mammals in gallery forest and woodland savannah in south-western Brazil 74:247–255.
- HERMOSILLA, T., M. A. WULDER, J. C. WHITE, N. C. COOPS, P. D. PICKELL, AND D. K. BOLTON. 2019. Impact of time on interpretations of forest fragmentation: Three-decades of fragmentation dynamics over Canada. *Remote Sensing of Environment* 222:65–77.
- HEROLDOVÁ, M., J. BRYJA, J. ZEJDA, AND E. TKADLEC. 2007. Structure and diversity of small mammal communities in agriculture landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 120:206–210.
- KAY, E. H., AND H. E. HOEKSTRA. 2008. Rodents. *Current Biology* 18:R406–R410.

- KORTZ, A. R., AND A. E. MAGURRAN. 2019. Increases in local richness (α -diversity) following invasion are offset by biotic homogenization in a biodiversity hotspot. *Biology Letters* 15:20190133.
- LACHER, T. E., JR. ET AL. 2019. The functional roles of mammals in ecosystems. *Journal of Mammalogy* 100:942–964.
- LAMBERT, T. D., J. R. MALCOLM, AND B. L. ZIMMERMAN. 2006. Amazonian Small Mammal Abundances in Relation to Habitat Structure and Resource Abundance. *Journal of Mammalogy* 87:766–776.
- LAURANCE, W. F. ET AL. 2006. Rain Forest Fragmentation and the Proliferation of Successional Trees. *Ecology* 87:469–482.
- LAURANCE, W. F. 2007. Have we overstated the tropical biodiversity crisis? *Trends in Ecology & Evolution* 22:65–70.
- LAURETO, L. M. O., M. V. CIANCIARUSO, AND D. S. M. SAMIA. 2015. Functional diversity: an overview of its history and applicability. *Natureza & Conservação* 13:112–116.
- LEGENDRE, P. 2014. Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 23:1324–1334.
- LESSA, L. G., AND L. GEISE. 2014. Food habits and carnivory by a small size opossum, *Gracilinanus agilis* (Didelphimorphia: Didelphidae). *Mastozoología neotropical* 21:139–143.
- LINDENMAYER, D. B., AND J. FISCHER. 2013. *Habitat Fragmentation and Landscape Change: An Ecological and Conservation Synthesis*. Island Press.
- LOSOSOVÁ, Z., M. CHYTRÝ, J. DANIHELKA, L. TICHÝ, AND C. RICOTTA. 2016. Biotic homogenization of urban floras by alien species: the role of species turnover and richness differences. *Journal of Vegetation Science* 27:452–459.
- MACARTHUR, R. H., AND E. O. WILSON. 2001. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press.
- MALCOLM, J. R. 1994. Edge Effects in Central Amazonian Forest Fragments. *Ecology* 75:2438–2445.
- MARTINS, C., R. OLIVEIRA, L. M. S. AGUIAR, AND Y. ANTONINI. 2020. Pollination biology of the endangered columnar cactus *Cipocereus crassisepalus*: a case of close relationship between plant and pollinator. *Acta Botanica Brasilica* 34:177–184.
- MCKINNEY, M. L., AND J. L. LOCKWOOD. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution* 14:450–453.
- MEA, M. E. A. 2005. *Ecosystems and human well-being*. Island Press, Washington, DC.
- MELO, G. L., F. O. CEREZER, J. SPONCHIADO, AND N. C. CÁCERES. 2022. The Role of Habitat Amount and Vegetation Density for Explaining Loss of Small-Mammal Diversity in a South American Woodland Savanna. *Frontiers in Ecology and Evolution* 10.

- MENDENHALL, C. D., D. S. KARP, C. F. J. MEYER, E. A. HADLY, AND G. C. DAILY. 2014. Predicting biodiversity change and averting collapse in agricultural landscapes. *Nature* 509:213–217.
- MENDONÇA, A. ET AL. 2018. CERRADO SMALL MAMMALS: abundance and distribution of marsupials, lagomorphs, and rodents in a Neotropical savanna. *Ecology* 99:1900–1900.
- NEWBOLD, T. ET AL. 2014. A global model of the response of tropical and sub-tropical forest biodiversity to anthropogenic pressures. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 281:20141371.
- NEWBOLD, T. ET AL. 2016. Global patterns of terrestrial assemblage turnover within and among land uses. *Ecography* 39:1151–1163.
- NEWBOLD, T., P. OPPENHEIMER, A. ETARD, AND J. J. WILLIAMS. 2020. Tropical and Mediterranean biodiversity is disproportionately sensitive to land-use and climate change. *Nature Ecology & Evolution* 4:1630–1638.
- OLDEN, J. D., N. L. POFF, M. R. DOUGLAS, M. E. DOUGLAS, AND K. D. FAUSCH. 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology & Evolution* 19:18–24.
- OLIVEIRA, C. M., A. M. AUAD, S. M. MENDES, AND M. R. FRIZZAS. 2014. Crop losses and the economic impact of insect pests on Brazilian agriculture. *Crop Protection* 56:50–54.
- PAGLIA, A. P. ET AL. 2012. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. *Occasional papers in conservation biology*.
- PARDINI, R., S. M. DE SOUZA, R. BRAGA-NETO, AND J. P. METZGER. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* 124:253–266.
- PEREIRA, H. M. ET AL. 2010. Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century. *Science* 330:1496–1501.
- PHALAN, B. ET AL. 2013. Crop Expansion and Conservation Priorities in Tropical Countries. *PLOS ONE* 8:e51759.
- PREVEDELLO, J. A., AND M. V. VIEIRA. 2010. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodiversity and Conservation* 19:1205–1223.
- PÜTTKER, T., R. PARDINI, Y. MEYER-LUCHT, AND S. SOMMER. 2008. Responses of five small mammal species to micro-scale variations in vegetation structure in secondary Atlantic Forest remnants, Brazil. *BMC Ecology* 8:9.
- RAMOS, D. L. ET AL. 2020. Ecosystem Services Provided by Insects in Brazil: What Do We Really Know? *Neotropical Entomology* 49:783–794.
- RAUSCH, L. L. ET AL. 2019. Soy expansion in Brazil's Cerrado. *Conservation Letters* 12:e12671.
- REIS, N. R., A. L. PERACCHI, W. A. PEDRO, AND I. P. LIMA. 2006. Mamíferos do Brasil. Pp. 437–437 in *Mamíferos do Brasil*.

- RIBEIRO, R., R. E. RICKLEFS, AND J. MARINHO-FILHO. 2020. Partitioning beta diversity to unravel mechanisms underlying the distributions of nonvolant small mammals in Brazil's Cerrado. *Journal of Mammalogy* 101:1438–1450.
- SALA, O. E. ET AL. 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* 287:1770–1774.
- SANO, E. E. ET AL. 2019. Cerrado ecoregions: A spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. *Journal of environmental management* 232:818–828.
- DOS SANTOS FILHO, M., E. M. DE SOUZA VALOIS, A. R. ALVES IGNÁCIO, P. R. DE LÁZARI, E. DE ALMEIDA CHIQUITO, AND W. LOPES LÁZARO. 2017. Feeding ecology of *Marmosa demerarae* (Thomas, 1905) and *Marmosops bishopi* (Pine, 1981) (Mammalia, Didelphidae) in forest fragments of the southern Amazon. *Mastozoología neotropical* 24:409–418.
- SANTOS-FILHO, M., C. A. PERES, D. J. DA SILVA, AND T. M. SANAIOTTI. 2012. Habitat patch and matrix effects on small-mammal persistence in Amazonian forest fragments. *Biodiversity and Conservation* 21:1127–1147.
- SCHMELLER, D. S. ET AL. 2017. An operational definition of essential biodiversity variables. *Biodiversity and Conservation* 26:2967–2972.
- SERAFINI, V. N., J. W. PRIOTTO, AND M. D. GOMEZ. 2019. Effects of agroecosystem landscape complexity on small mammals: a multi-species approach at different spatial scales. *Landscape Ecology* 34:1117–1129.
- SKOLE, D., AND C. TUCKER. 1993. Tropical Deforestation and Habitat Fragmentation in the Amazon: Satellite Data from 1978 to 1988. *Science* 260:1905–1910.
- SOUZA, C. M. ET AL. 2020. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sensing* 12:2735.
- SOUZA, L. A., J. C. BARBOSA, J. F. J. GRIGOLLI, D. F. FRAGA, W. MALDONADO, AND A. C. BUSOLI. 2013. Spatial Distribution of *Euschistus heros* (F.) (Hemiptera: Pentatomidae) in Soybean. *Neotropical Entomology* 42:412–418.
- TERBORGH, J. ET AL. 2001. Ecological Meltdown in Predator-Free Forest Fragments. *Science* 294:1923–1926.
- TURNER, I. M. 1996. Species Loss in Fragments of Tropical Rain Forest: A Review of the Evidence. *Journal of Applied Ecology* 33:200–209.
- UNEP, AND FAO. 2020. The State of the World's Forests 2020. FAO and UNEP ;
- USDA, F. A. S. 2024. Soybeans. <<https://fas.usda.gov/data/commodities/soybeans>> (6 October 2024).
- VALENCIA-AGUILAR, A., A. M. CORTÉS-GÓMEZ, AND C. A. RUIZ-AGUDELO. 2013. Ecosystem services provided by amphibians and reptiles in Neotropical ecosystems. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*.

VARZINCZAK, L. H., M. O. MOURA, C. S. LIMA, AND F. C. PASSOS. 2019. How do bat, rodent, and marsupial communities respond to spatial and environmental gradients? Insights from a deconstruction of mammal beta diversity from the Atlantic Forest of South America. *Oecologia* 189:851–861.

WEIBULL, A.-C., AND Ö. ÖSTMAN. 2003. Species composition in agroecosystems: The effect of landscape, habitat, and farm management. *Basic and Applied Ecology* 4:349–361.

WHELAN, C. J., D. G. WENNY, AND R. J. MARQUIS. 2008. Ecosystem Services Provided by Birds. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1134:25–60.

WHITTAKER, R. H. 1972. Evolution and Measurement of Species Diversity. *TAXON* 21:213–251.

ZHU, H., Z. F. XU, H. WANG, AND B. G. LI. 2004. Tropical rain forest fragmentation and its ecological and species diversity changes in southern Yunnan. *Biodiversity & Conservation* 13:1355–1372.

Capítulo 1

Estrutura e composição das comunidades de pequenos mamíferos em áreas de cerrado sentido restrito no Brasil Central

Resumo

Alterações na paisagem, especialmente causadas por ações antrópicas, podem transformar a comunidade de pequenos mamíferos, impactando a diversidade alfa, a estrutura e composição de espécies, além de afetar a diversidade funcional. Esse grupo de mamíferos são importantes pela provisão de serviços ecossistêmicos e alterações nas comunidades podem impactar a prestação desses serviços. Neste capítulo, analisamos os processos de estruturação das comunidades de pequenos mamíferos em áreas de cerrado sentido restrito do Cerrado e investigamos a relação desses processos com as características da paisagem. Para isso, analisamos comunidades de pequenos mamíferos em 28 áreas de cerrado s.r. (três áreas amostradas e outras obtidas na literatura). Utilizamos mapas de cobertura e uso da terra para analisar as paisagens e imagens de satélite para quantificar o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada médio das áreas naturais. Além disso, analisamos a diversidade (riqueza de espécies, diversidade Shannon e Simpson), a composição e a riqueza funcional dessas comunidades. Geramos modelos lineares para analisar a relação entre os parâmetros das comunidades e a paisagem. Nossos resultados mostraram que não houve grandes variações relacionadas aos traços funcionais das comunidades. Encontramos uma forte relação entre a abundância das espécies e as variáveis de paisagem. Para a diversidade de Shannon e Simpson, encontramos uma forte relação com a densidade da cobertura vegetal.

Palavras-chave: Rodentia, Didelphidae, diversidade, paisagem, Cerrado.

Abstract

Changes in the landscape, especially caused by anthropogenic actions, can transform the small mammal community, impacting alpha diversity, species structure and composition, as well as affecting functional diversity. This group of mammals is important for providing ecosystem services and changes in communities can impact the provision of these services. In this study, we analyze the structuring processes of small mammal communities in typical savanna areas and investigate the relationship between these processes and landscape characteristics. To do this, we analyzed small mammal communities in 28 typical savanna areas (three sampled and 25 obtained from data available in the literature). We used land cover and land use maps to analyze the landscapes and satellite images to quantify the average Normalized Difference Vegetation Index of the natural areas. We also analyzed the diversity (species richness, Shannon and Simpson diversity), composition and functional richness of these communities. We generated linear models to analyze the relationship between community parameters and the landscape. Our results showed there were no major variations related to the functional traits of the communities. We found a strong relationship between species abundance and landscape variables. For Shannon and Simpson diversity, we found a strong relationship with the density of vegetation cover.

Keywords: Rodentia, Didelphidae, diversity, landscape, Cerrado.

1. Introdução

A fauna apresenta papel essencial nos ecossistemas naturais e antrópicos devido às suas diversas funções ecológicas e a prestação de inúmeros serviços ecossistêmicos, tais como dispersão de sementes, polinização, ciclagem de nutrientes, regulação do fluxo de energia e controle de pragas (Mathieu et al. 2005, Willig et al. 2007, De Camargo et al. 2011, Valencia-Aguilar et al. 2013, Aguiar et al. 2021, de Camargo et al. 2022). Entretanto, a intensificação das atividades antrópicas em diferentes escalas espaciais pode alterar a sobrevivência e/ou ocorrência das espécies devido alteração da estrutura e qualidade dos ecossistemas. Sendo que a perda e fragmentação dos ecossistemas naturais é a principal causa de perda da biodiversidade (Fahrig 2013). Contudo, os efeitos do uso do solo na biodiversidade podem diferir dependendo das práticas agrícolas adotadas, da intensidade do uso do solo e dos diferentes habitats presentes na matriz agrícola (Carvalho et al. 2009, Beckmann et al. 2019).

A substituição dos ecossistemas naturais por atividades antrópicas normalmente leva a redução da complexidade estrutural dos habitats e homogeneização da paisagem. Assim, a redução da complexidade estrutural do habitat impacta negativamente os processos ecológicos, resultando em alterações na biodiversidade (Dunning et al. 1992; Pickett e Cadenasso 1995; Benton et al. 2003; Fischer et al. 2011), pois tem sido observado para diferentes grupos taxonômicos uma relação positiva entre a complexidade e heterogeneidade ambiental e a riqueza de espécies animais, incluindo mamíferos (Pianka 1966, Roth 1976, Williams et al. 2002, Fermon et al. 2005).

A presença de áreas naturais em paisagens agrícolas aumenta a complexidade e heterogeneidade da paisagem, favorecendo a biodiversidade e a estabilidade dos serviços ecossistêmicos (Hannibal et al. 2018, Carmignotto et al. 2022). Esse aumento da complexidade garante uma maior riqueza de espécies, incluindo a presença de inimigos naturais de pragas agrícolas, que contribuem para a provisão de diversos serviços ecossistêmicos (Gardiner et al. 2009, Chaplin-Kramer et al. 2011, Gagic et al. 2018). A diminuição da diversidade de espécies e as consequentes mudanças na composição das comunidades levam a perda de diversidade funcional, reduzindo a disponibilidade e qualidade dos serviços ecossistêmicos (Schütz e Schulze 2015).

A expansão da agricultura surge como uma das principais causas da degradação e perda de habitat (Foley et al. 2005a, Phalan et al. 2013, Curtis et al. 2018), sendo considerada uma das maiores ameaças a biodiversidade (Green et al. 2005, Gibson et al. 2011, Newbold

et al. 2014). Após a perda de espécies, as interações ecológicas são fragilizadas e perturbadas, resultando efeitos em cascata. A ausência de determinadas espécies pode ocasionar a diminuição ou a perda de seus dispersores, predadores ou polinizadores, contribuindo com o desequilíbrio no ecossistema (Montoya 2005). Assim, fica claro que a magnitude da mudança no uso da terra está estreitamente correlacionada a mudanças significativas e a deterioração dos serviços ecossistêmicos prestados pela fauna (Tang et al. 2020).

Nesse contexto, as florestas tropicais e savanas enfrentaram uma considerável redução na diversidade de espécies, chegando a 30%, devido à intensa modificação no uso da terra (Newbold et al. 2020). No período de 1961 a 2019, as áreas cultivadas mais que dobraram nos países tropicais (Oakley e Bicknell 2022), com a agricultura sendo responsável por 90% a 99% do desmatamento tropical registrado entre 2011 e 2015 (Pendrill et al. 2022). Essas alterações impactam a capacidade das comunidades de desempenhar funções cruciais na produção de alimentos, especialmente no que diz respeito à polinização e ao controle de pragas (Bélanger e Pilling 2019).

Essas transformações também impactam o bioma Cerrado, uma savana tropical brasileira atualmente afetada por elevadas taxas de perda e fragmentação de seu habitat, o qual já teve mais de 40% de sua área convertido para diferentes usos da terra (Sano et al. 2019) e apenas 3% de todo o território é protegido por lei (Françoso et al. 2015). Apesar disso, esse bioma tem grande destaque mundial em diversidade biológica (Klink e Machado 2005; Machado 2016). Apenas no Cerrado já foram registradas 116 espécies de pequenos mamíferos, sendo 29 de marsupiais (*Didelphimorphia*) e 87 de roedores (*Rodentia*; (Paglia et al. 2012).

O grupo de pequenos mamíferos, composto por roedores e marsupiais, destaca-se como uma escolha particularmente adequada para investigar as ramificações das mudanças ambientais. Esses animais são abundantes, relativamente simples de capturar e compõem o grupo ecologicamente mais diversificado de mamíferos na região Neotropical (Bonvicino et al. 2002, Costa et al. 2005). Além disso, espécies de pequenos mamíferos demonstram respostas específicas únicas à fragmentação de habitat (Pardini 2004; Viveiros de Castro e Fernandez 2004; Pardini et al. 2005, 2009; Püttker et al. 2008; Delciellos et al. 2016). Esse grupo reage à composição do microambiente (Kajin e Grelle 2012), à variedade e disponibilidade de recursos (Bergallo e Magnusson 1999; Previtali et al. 2009; de Camargo et al. 2019), demonstrando sensibilidade a alterações no ambiente e na paisagem (Pardini et

al. 2010, Melo et al. 2017, Hannibal et al. 2018). Essas características os posicionam como possíveis indicadores de qualidade ambiental, tornando-os um conjunto ideal para avaliar os efeitos das modificações feitas pelo ser humano na biodiversidade (Bonvicino et al. 2002, Mattos et al. 2021).

Os pequenos mamíferos constituem elementos significativos e abundantes nas savanas tropicais. Esses mamíferos podem desempenhar funções ecologicamente relevantes, tais como reguladores em relação a insetos e plantas (de Camargo et al. 2022), dispersores de sementes (Lessa e da Costa 2010; Camargo et al. 2011), servem como fonte de alimentação para predadores mamíferos, répteis e aves, e atuam como reservatórios de doenças zoonóticas (Wurm 1998; Hagenah e Bennett 2013; Byrom et al. 2014; Limongi et al. 2016; Lamberto e Leiner 2019; Teman et al. 2021). A configuração da paisagem e a qualidade dos habitats no Cerrado exercem forte influência na dinâmica das comunidades de pequenos mamíferos. A estrutura do habitat atua como um filtro, selecionando espécies e moldando a composição dessas comunidades. Portanto, a manutenção da diversidade de habitats é fundamental para conservar a biodiversidade de pequenos mamíferos nessa região (Ribeiro et al. 2020).

Segundo Harmange e colaboradores (2023), em paisagens conservadas, as variações no uso humano da terra nas proximidades das florestas tiveram efeitos limitados nas comunidades de pequenos mamíferos. Entretanto, Palmeirim e colaboradores (2020) constataram que apesar da ausência de uma relação evidente entre a área e a espécie de pequenos mamíferos, aquelas que dependem de ambientes florestais provavelmente enfrentarão extinções locais em manchas florestais que sofreram redução e perturbação.. Entretanto, previram que as espécies adaptadas a habitats abertos continuarão a prosperar tanto em número quanto em distribuição geográfica. Portanto, compreender as interações complexas entre o uso intensivo do solo e o grupo de pequenos mamíferos é crucial para avaliar o verdadeiro alcance dos impactos nos serviços ecossistêmicos que esses animais fornecem. Estratégias de manejo sustentável e conservação que considerem as necessidades ecológicas específicas desses mamíferos são essenciais para mitigar os efeitos adversos do uso intensivo do solo e promover a coexistência entre a agricultura e a biodiversidade local.

Neste trabalho, analisamos as comunidades de pequenos mamíferos de áreas de cerrado sentido restrito em diferentes paisagens e investigamos os processos de estruturação dessas comunidades. Para isso, caracterizamos e comparamos as comunidades quanto a diversidade local, composição das comunidades e riqueza funcional. Por fim, esperamos que

a cobertura e uso da terra das paisagens influenciem as comunidades de pequenos mamíferos quanto a diversidade, composição, abundância e a riqueza funcional. Portanto, nós comparamos a estrutura e composição das paisagens e das comunidades de pequenos mamíferos do cerrado sentido restrito do Distrito Federal.

2. Material e métodos

2.1 Espécies alvo

Os pequenos mamíferos não-voadores neotropicais compreendem os marsupiais (Ordem: Didelphimorphia) e roedores (Ordem: Rodentia) com o peso inferior à 3 kg (Paglia et al. 2012), estando presentes na grande maioria dos ecossistemas neotropicais (Kay e Hoekstra 2008). Essas espécies desempenham importantes funções nos ecossistemas como presas, predadores e dispersores de sementes (Eisenberg e Redford 1989; Bonvicino e Bezerra 2003; De Camargo et al. 2014; de Camargo et al. 2019, 2022). Além disso, uma alta variedade de dieta e hábitos alimentares, e.g. herbivoria, onivoria, insetivoria e carnivoria, tem sido registrada para esse grupo (Bonvicino e Bezerra 2003; Reis et al. 2006; Cantor et al. 2010; De Camargo et al. 2014; Lessa e Geise 2014). No Brasil, há registros de aproximadamente 89 gêneros de pequenos mamíferos, distribuídas em 16 gêneros de marsupiais e 74 de roedores. Só no Cerrado foram registradas 29 espécies de marsupiais e 87 de roedores (Paglia et al. 2012). Dessas espécies, 57 foram registradas no cerrado sentido restrito (Mendonça et al. 2018).

2.2 Área de estudo

2.2.1 Caracterização do Cerrado

O Cerrado é uma savana tropical localizada no Planalto Central do Brasil, sendo o segundo maior bioma brasileiro, apenas superado pela Floresta Amazônica (Beard 1953; Cole 1960; Eiten 1972; Allem e Valls 1987). Esse bioma é considerado um dos *hotspots* do mundo, portanto, possui grande biodiversidade e endemismo de plantas, mas apresenta altas taxas de desmatamento (Mittermeier et al. 1999; Myers et al. 2000; Cardoso Da Silva e Bates 2002).

O Cerrado apresenta um clima caracterizado com duas estações bem definidas: invernos secos, de abril a setembro, e verões chuvosos, de outubro a março (Eiten 1993). As precipitações apresentam média de 1.500 mm (Adámoli et al. 1986) e geralmente são semelhantes em todo bioma (Nimer 1989). Entretanto, a temperatura é variável. O clima do

Cerrado é considerado Tropical Chuvoso (Aw), segundo a classificação tradicional de Köppen (Ribeiro e Walter 1998). Entretanto, o clima Tropical de Altitude (Cwa) pode ocorrer em áreas de clima mais ameno e acima de 1.200 metros de altitude (Eiten 1993).

A vegetação do bioma Cerrado apresenta fisionomias que englobam formações florestais, savânicas e campestres (Ribeiro e Walter 1998). As formações savânicas englobam quatro fitofisionomias principais: o parque de cerrado, a vereda, o palmeiral e o cerrado sentido restrito (Ribeiro e Walter 1998). O cerrado sentido restrito caracteriza-se pela presença dos estratos arbóreo e arbustivo-herbáceo distribuídos aleatoriamente sobre o terreno em diferentes densidades (Ribeiro e Walter 1998). Essa fitofisionomia ainda apresenta subdivisões fisionômicas distintas sendo, principalmente, o cerrado denso, o cerrado típico, o cerrado ralo e o cerrado rupestre, as quais se diferenciam pelos agrupamentos e espaçamento entre os estratos arbóreo e arbustivo-herbáceo ou pela composição do substrato (Ribeiro e Walter 1998).

O bioma já teve 47,21% de sua área convertida para a agropecuária em 2023, com a pastagem representando cerca de 54% e a agricultura cerca de 28%. A vegetação nativa em 2023 representou cerca de 43,8% da área do bioma, com as formações savânicas representando 66% dessa área. Nas últimas décadas, a vegetação nativa diminuiu 38 milhões de hectares (Mha), sendo 28 Mha com a redução das formações savânicas, enquanto que a agropecuária aumentou 42 Mha (Souza et al. 2020, Mapbiomas 2024). Aproximadamente 8,3% de todo o território é protegido em Unidades de Conservação (UCs), sendo 2,85% de proteção integral e 5,36% de uso sustentável. Sobre as espécies que são conhecido o estado de conservação, 36,8% das plantas nativas e 9,09% da fauna estão em alguma categoria de ameaça de extinção (ICMBIO 2018, BFG 2021). Assim, o Cerrado é considerado o bioma brasileiro que mais foi impactado por atividades humanas nos últimos 40 a 50 anos.

2.2.2 Áreas amostradas

Amostramos comunidades de pequenos mamíferos entre julho e setembro de 2023 durante a estação seca em três fragmentos de cerrado adjacentes a plantações de soja na parte leste do Distrito Federal, Brasil. As propriedades rurais nesta região são principalmente de médio e grande porte, focadas no cultivo de grãos (GDF, 2022). Os fragmentos amostrados [cer01 (15°46'45.97"S 47°25'22.62"W, 31.25ha); cer02 (15°49'40.19" S 47°27'52.48" W, 4.83ha) e cer03 (15°50'21.76" S 47°26'32.49" W, 13.60ha)] estavam localizados a pelo

menos dois quilômetros de distância em diferentes propriedades rurais para garantir a independência das amostras.

2.2.3 Comunidades de pequenos mamíferos em áreas de cerrado sentido restrito

Utilizamos o conjunto de dados de abundância e riqueza de pequenos mamíferos nas áreas de cerrado sentido restrito localizadas em um raio de 100 km centrados nos fragmentos amostrados no núcleo rural Rio Preto presentes na base de dados publicada por Mendonça et al. (2018). Fizemos essa seleção para minimizar o efeito fatores históricos e biogeográficos na estruturação das comunidades de pequenos mamíferos e ter uma melhor avaliação do efeito de determinantes na escala local e de paisagem nesta estruturação. Além disso, excluímos das análises as áreas onde o esforço amostral foi inferior a 500 armadilhas*noites. Mantivemos a identificação das áreas conforme Mendonça et al. (2018) para manter a correspondência dos trabalhos.

Com base nesses critérios, selecionamos 25 áreas (Tabela Suplementar S1 e S2) pertencentes às Regiões Administrativas de Planaltina (Estação Ecológica Águas Emendadas), Brasília (Jardim Botânico de Brasília, Reserva Ecológica do IBGE, Parque Nacional de Brasília, Fazenda Água Limpa/UnB), Gama (Centro de Instrução e Adestramento de Brasília) e Sobradinho (Reserva Ecológica Contagem). As amostragens nessas áreas foram realizadas entre os anos de 1981 a 2015.

2.3 Captura dos pequenos mamíferos

Instalamos em cada um dos fragmentos de cerrado s.r. amostrado um gradeado de 120 m x 120 m (1,44 ha) composto por 81 estações de captura ao total, cada uma disposta a 15 m de distância e distribuídas em nove linhas paralelas, sendo cada linha com nove estações de captura. Em cada uma das estações de captura posicionamos duas armadilhas do tipo *Sherman* (23 x 9 x 8 cm) exclusivamente no solo, devido as maiores probabilidade de captura de pequenos roedores de hábitos terrestres (Paglia et al. 2012) e iscadas com uma mistura de sardinha em lata, fubá, essência de baunilha e pasta de amendoim. A amostragem em cada fragmento durou por no mínimo seis noites consecutivas e prolongamos até que fosse atingido o número mínimo de 20 indivíduos das espécies mais abundantes. Dessa forma, o esforço foi de 14 noites no cer01, 15 noites nocer02 e oito noites para cer03), totalizando um esforço de amostragem de 5.994 armadilhas*noite.

Para cada um dos indivíduos capturados registramos data, local, estação de captura, espécie, captura ou recaptura, número do brinco, sexo, peso, medidas corporais (comprimento do corpo, da cauda e da pata posterior direita), condição reprodutiva e idade (jovem ou adulto). Marcamos os indivíduos capturados pela primeira vez com dois brincos numerados do modelo 1005-1 (National Band and Tags Co., Newport, KY, USA) e liberamos no mesmo local de captura. Coletamos os indivíduos que eventualmente vieram a óbito durante a campanha, taxidermizamos e depositamos na Coleção de Mamíferos da Universidade de Brasília (CMUNB). Seguimos as diretrizes da Sociedade Americana de Mastozoologistas (Sikes et al. 2011), sendo autorizados pelo Comitê de Ética em Experimentação Animal da Universidade de Brasília e a autorização pelo SISBio-ICMBio (87029-1).

2.5 Análise da estrutura e composição da paisagem

Realizamos a análise da paisagem de cada área selecionada a partir do trabalho de Mendonça et al. (2018) e das três áreas que amostramos no ano de 2023 utilizando os dados disponíveis na rede colaborativa MapBiomas. A partir dos mapas da Coleção 8 de mapas de Cobertura e Uso da Terra do MapBiomas (Souza et al. 2020), utilizamos os mapas dos anos de 1985 a 2022 para as análises. Para as áreas amostradas nos anos de 1981 e 1983, realizamos a análise de paisagem utilizando o mapa do MapBiomas do ano de 1985, devido a ausência de dados anteriores a esse ano.

Com base nesses mapas criamos um *buffer* com raio de 1 km (Melo et al. 2022) em torno de cada área de cerrado s.r. utilizando o complemento MMQGIS (versão 2021.9.10) no QGIS. Em relação à ocupação do solo, reclassificamos as classes originais do MapBiomas em quatro classes: área natural de formação florestal, área natural de formação não florestal, área urbana e área de agropecuária (Figura 1). A classe de área urbana foi retirada posteriormente devido a baixa representatividade em nossas áreas de cerrado s. r. selecionadas.

As análises de paisagem foram realizadas para cada classe de cada *buffer* por meio do complemento LecoS (versão 3.0.1) no QGIS. Por meio da função *landscape statistics*, selecionamos as seguintes métricas de paisagem: cobertura da terra, comprimento da borda e adjacências semelhantes. Após o resultado das análises, selecionamos a métrica de cobertura da terra para todas as classes reclassificadas. Entretanto, as métricas de comprimento da borda e adjacências semelhantes foram utilizadas somente para a classe de

área natural não florestal. Utilizando também o software QGIS, calculamos o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) para cada área natural de cerrado sentido restrito utilizando as imagens de satélite *Landsat* (imagens de vermelho visível e infravermelho) para a área do Distrito Federal de cada ano de amostragem (Figura 1). O NDVI mede a cobertura vegetal capturada em uma imagem de satélite, sendo calculada pela diferença entre duas faixas, vermelho visível (RED) e infravermelho próximo (NIR). Os resultados com valores negativos representam cursos de água, neve ou nuvens, valores próximos a zero correspondem a áreas rochosas ou solos descobertos e valores próximos a 0,1 são provenientes de áreas arenosas ou, também, neve. Já valores entre 0,2 a 0,3 correspondem a áreas arbustivas e prados, enquanto que valores entre 0,6 e 0,8 representam florestas temperadas e tropicais (Huang et al. 2021, EOSDA 2022). De forma mais detalhada, foram utilizadas imagens do *Landsat 5* para os anos 1986, 1993, 1997, 1998, 1999, 2001, 2002, 2004 e 2005; *Landsat 8* para os anos de 2013 a 2015; e *Landsat 9* para o ano 2022. Para o *Landsat 5*, utilizamos as bandas B3 (RED) e B4 (NIR); para o *Landsat 8*, utilizamos as bandas B4 (RED) e B5 (NIR); e para o *Landsat 9*, utilizamos as bandas B4 (RED) e B5 (NIR).

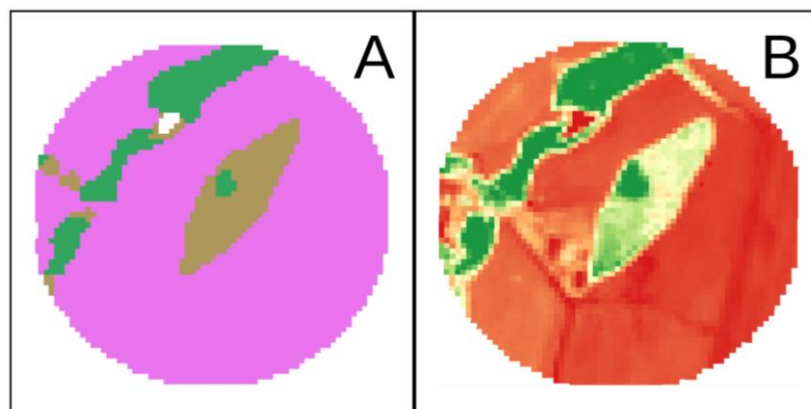


Figura 1. (A) Representação dos *buffers* de 1 km gerados a partir das coordenadas das áreas de cerrado sentido restrito do Distrito Federal para a análise de paisagem através dos mapas de cobertura e uso da terra do Projeto MapBiomas (Coleção 8; Souza et al. 2020). (B) Representação do NDVI gerado a partir das imagens do satélite *Landsat* em cada *buffer* de 1 km para a análise da densidade da cobertura vegetal.

2.6 Análise da estrutura e composição das comunidades

2.6.1 Diversidade alfa

Construímos uma matriz de comunidade utilizando os dados de riqueza e abundância de espécies das áreas selecionadas, compilados por Mendonça et al. (2018), e os dados coletados nas áreas amostradas em 2023. A matriz foi utilizada para calcular as seguintes medidas de diversidade e estrutura da comunidade: riqueza de espécies, índice de diversidade Shannon e índice de diversidade de Simpson. Para avaliar a composição das comunidades, utilizamos os dois primeiros eixos do escalonamento multidimensional (NMDS).

2.6.2 Diversidade funcional

A diversidade funcional das comunidades de pequenos mamíferos estudadas presentes em áreas de cerrado sentido restrito no Distrito Federal foi calculada a partir do Guia de Roedores do Brasil (2008) e da base de dados de traços funcionais de Wilman e colaboradores (2014). Esta base de dados agrupa atributos de espécies de aves e mamíferos disponíveis na literatura, incluindo 5.400 espécies de mamíferos. Esses atributos incluem dados sobre a dieta das espécies e percentual de consumo, o uso de estratos de vegetação, o período de atividade da espécie e a massa corporal média (em gramas) de indivíduos adultos para cada espécie. A dieta de cada espécie variou entre dieta composta por invertebrados (Dinv), composta por vertebrados endotérmicos (Dver), dieta baseada em carcaças (DcaR), dieta composta por frutas (Dfru), néctar (Dnec), sementes (Dsem) e plantas (Dpla). O uso animal de estrato vertical (EV) engloba espécies terrestres (T), escansoriais (S) e arborícolas (Ar). O hábito de atividade pode ser crepuscular, diurno ou noturno.

Nós buscamos as informações contidas nessas bases de dados para as espécies presentes em todas as comunidades de pequenos mamíferos estudadas. Dessa forma, avaliamos os traços funcionais de 20 espécies presentes nas comunidades estudadas. Para isso, utilizamos a matriz de atributos de espécies (Tabela Suplementar S4) para gerar uma matriz de distância utilizando o método de distância de Gower. Este método é eficiente para a análise de atributos quantitativos e qualitativos em conjuntos (Podani e Schmera 2006). A partir da matriz de distância gerada, geramos um dendrograma (Figura Suplementar S1) utilizando o Método de Grupo de Pares Não Ponderados com Média Aritmética (UPGMA). Por fim, calculamos o total do comprimento dos ramos do dendrograma para obter a riqueza funcional de cada local de cerrado sentido restrito estudado, método adequado por permitir a análise

simultânea de diversas características (Petchey e Gaston 2002). As análises foram realizadas utilizando os pacotes *FD* e *mFD* no software R (R Development Core Team, 2023, v. 4.2.2).

2.7 Análise estatística

Realizamos a estatística multivariada Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS), a partir da matriz de similaridade de Bray-Curtis, selecionando os dois primeiros eixos. A NMDS constrói uma matriz de similaridade a partir dos dados iniciais, buscando preservar as distancias ou similaridades relativas semelhantes a matriz original (da Silva et al. 2022). A NMDS possibilita a visualização da distribuição das comunidades e nos permite identificar possíveis agrupamentos nessa distribuição. Nós utilizamos o primeiro e o segundo eixo da NMDS para representar a composição das espécies nos diferentes locais. Para essa análise, utilizamos o software *Past* (versão 4.03).

Construímos modelos lineares para avaliar o efeito da estrutura e composição da paisagem nos parâmetros de abundância, diversidade, composição de espécies e diversidade funcional nas comunidades. Para isso, utilizamos os valores de abundância (ABUND) e riqueza (RIQ), índice de diversidade Shannon (SHA), índice de diversidade de Simpson (SIM), os primeiros eixos da NMDS (NMDS1 e NMDS2) e a diversidade funcional (DIVFUN) como variáveis respostas. Para nossas variáveis preditoras, utilizamos as variáveis de paisagem: a cobertura da terra de área natural florestal (CTFL), cobertura da terra de área natural não florestal (CTNF), cobertura da terra da área de agropecuária (CTAP), comprimento da borda de área natural não florestal (CBNF), adjacências semelhantes de área natural não florestal (ASNF) e a média do NDVI das áreas de cerrado sentido restrito (NDVI). Utilizamos o esforço amostral (EFFORT) como covariável para minimizar o efeito do esforço (Tabela Suplementar S5). Calculamos o Índice de Inflação de Variância (VIF) para testar a colinearidade das variáveis e excluimos as variáveis que apresentaram o valor de $VIF > 10$, portanto excluimos apenas a variável CBNF em todos os modelos gerados, com excessão do modelo para a variável resposta de diversidade funcional. Nossa comparação e seleção de modelos foi baseada no Critério de Akaike, conhecido como AIC (Akaike Information Criterion), com valores < 2 e realizamos o ajuste para amostras pequenas (AICc). Essas análises foram realizadas utilizando o software R (R Development Core Team, 2023, v. 4.2.2).

3. Resultados

3.1 Diversidade alfa

Capturamos um total de 150 indivíduos pertencentes a seis espécies, cinco espécies de roedores (*Calomys expulsus*, *Calomys tener*, *Calomys sp.*, *Cerradomys scotti* e *Rhipidomys macrurus*) e uma espécie de marsupial (*Gracilinanus agilis*). No cer01 capturamos 51 indivíduos pertencentes a quatro espécies: *Calomys expulsus* (18 indivíduos), *Calomys tener* (nove), *Cerradomys scotti* (seis) e *Gracilinanus agilis* (18). No cer02 foram 49 indivíduos pertencentes a quatro espécies, *C. expulsus* (30 indivíduos), *C. tener* (15), *C. scotti* (1) e *G. agilis* (3). No cer03 foram capturados 40 indivíduos pertencentes a cinco espécies: *C. expulsus* (28 indivíduos), 16 de *C. tener* (16), *Calomys sp.* (2), *Rhipidomys macrurus* (2) e *G. agilis* (2).

As espécies de pequenos mamíferos identificadas nas 25 áreas de cerrado sentido restrito selecionadas totalizaram 22 espécies, sendo 17 espécies de roedores (*Akodon lindberghi*, *Calomys expulsus*, *Calomys tener*, *Cerradomys scotti*, *Clyomys laticeps*, *Hylaeamys megacephalus*, *Necomys lasiurus*, *Oecomys bicolor*, *Oecomys sp.*, *Oligoryzomys fornesi*, *Oligoryzomys mattogrossae*, *Oligoryzomys nigripes*, *Oligoryzomys sp.*, *Oxymycterus delator*, *Rattus sp.*, *Thalpomys cerradensis* e *Thalpomys lasiotis*) e cinco espécies de marsupiais (*Cryptonanus agricolae*, *Didelphis albiventris*, *Gracilinanus agilis* e *Monodelphis americana*, *Thylamys velutinus*).

A riqueza de todas as áreas de cerrado sentido restrito variou de dois a oito espécies, com uma média geral de 4,68 (\pm SD 1.28). Os valores de Shannon observados variaram de 0,75 a 1,70, com média de 1,34 (\pm SD 0.28). Em contrapartida, o índice de diversidade de Simpson considera a dominância de uma ou poucas espécies sobre as demais, os valores mais altos indicam maior dominância. Os valores observados para esse índice variaram de 0,19 (baixa dominância) a 0,65 (alta dominância), com média de 0,32 (\pm SD 0.12). Os menores valores indicam uma possível distribuição mais equitativa das espécies (Tabela Suplementar S3).

3.2 Diversidade funcional

A variação entre os traços funcionais das espécies das comunidades de pequenos mamíferos foi baixa, cerca de 85% das espécies avaliadas utilizam o estrato terrestre, enquanto apenas duas espécies, representando cerca de 10%, são escansoriais e somente uma espécie é arborícola. A dieta alimentar dessas espécies, em sua grande maioria, é insetívora

e granívora. Todas as espécies analisadas apresentaram hábito de atividade noturno e apenas uma espécie apresentou também o hábito de atividade crepuscular, sendo a espécie *Necromys lasiurus*. Portanto, não houve grandes variações relacionadas aos traços funcionais das comunidades. A diversidade funcional teve uma média de 0,98 ($\pm 0,43$) para todas as comunidades (Tabela Suplementar S4 e Figura Suplementar S1).

3.3 Composição de espécies

A estatística multivariada Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) mostrou a composição de espécies das comunidades dos fragmentos de cerrado sentido restrito dispersa em várias direções, porém visualmente há a formação de pequenos grupos (Figura 3). Por exemplo, o grupo composto por cer01, cer02 e cer03 estão relativamente próximos entre eles e distantes das outras áreas, o que sugere que esses fragmentos são mais semelhantes entre si. Há a formação de grupos menores (cer342, cer340 e cer343) indicando que há um padrão de similaridade entre esses locais. O valor de *stress* encontrado foi de 0,16 aproximadamente, este valor pode indicar que a solução da NMDS é aceitável, porém não excelente. Esse valor sugere que a ordenação conseguiu explicar boa parte da estrutura dos dados, mas ainda há perda de informação. O primeiro eixo da NMDS representa cerca de 59% da variação dos dados, portanto as diferenças nas dissimilaridades entre as comunidades estão sendo representadas em boa parte por esse eixo. O segundo eixo representa aproximadamente 33,8% da variação. Portanto, cerca de 92,8% da variação total nos dados está sendo capturada pelos dois primeiros eixos da NMDS.

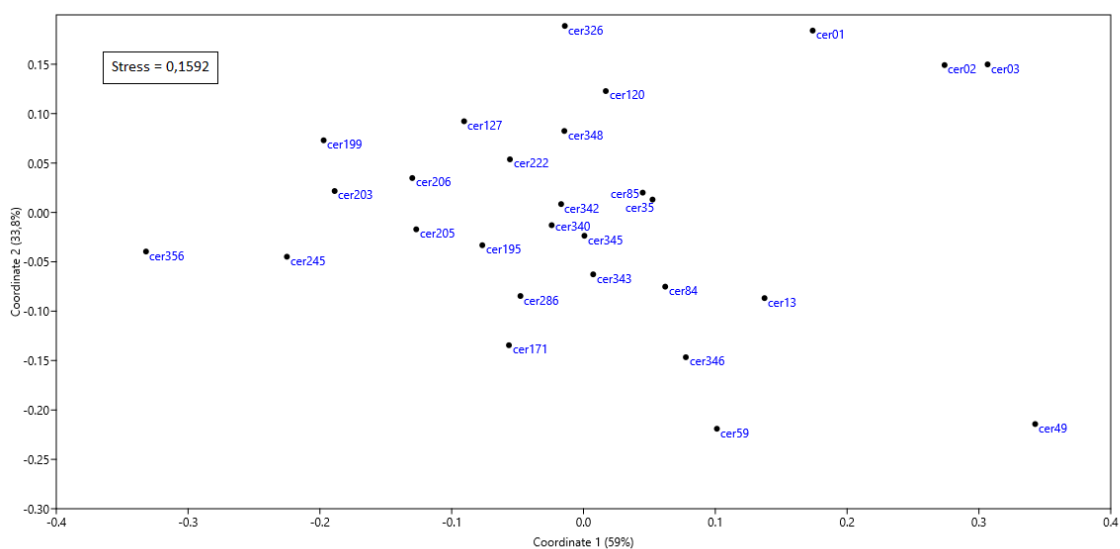


Figura 3. A estatística multivariada Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS), a partir da matriz de similaridade de Bray-Curtis, selecionando os dois primeiros eixos. O primeiro eixo (Coordenada 1) representa 59% da variação dos dados entre as comunidades de pequenos mamíferos em áreas de cerrado sentido restrito no Distrito Federal e o segundo eixo representa cerca 33,79% da variação. Stress = 0,1592.

3.4 Estrutura e composição da paisagem

A estrutura e composição das paisagens que englobam todas as áreas de cerrado sentido restrito avaliadas continham três coberturas e uso da terra, sendo elas área natural florestal, área natural não florestal e área de agropecuária (Figura 4). Cerca de 85% das paisagens continham áreas naturais florestais e todas continham áreas naturais não florestais, que abrangem áreas de cerrado sentido restrito. Entretanto, as paisagens que abarcam “cer01”, “cer02” e “cer03”, nossas áreas amostradas, se destacaram por possuírem as menores proporções de áreas naturais não florestais, representando menos de 3% de todas as áreas naturais não florestais. Para as áreas de agropecuária, cerca de 53,6% das paisagens continham esse tipo de cobertura. Os fragmentos de cerrado “cer01”, “cer02” e “cer03” obtiveram as maiores proporções dessa cobertura em suas paisagens, representando juntas aproximadamente 81% (28,4% para “cer01”, 23,4% para “cer02” e 29,6% para “cer03”). Para as adjacências semelhantes das áreas naturais não florestais, as áreas “cer02” e “cer03” se destacaram por conter os menores valores enquanto a área “cer02” se destacou pelo maior valor, representando sozinha cerca de 40,5%. O valor médio encontrado para o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) de todas as paisagens foi semelhante, com um valor médio total de 0,30 ($\pm 0,07$).

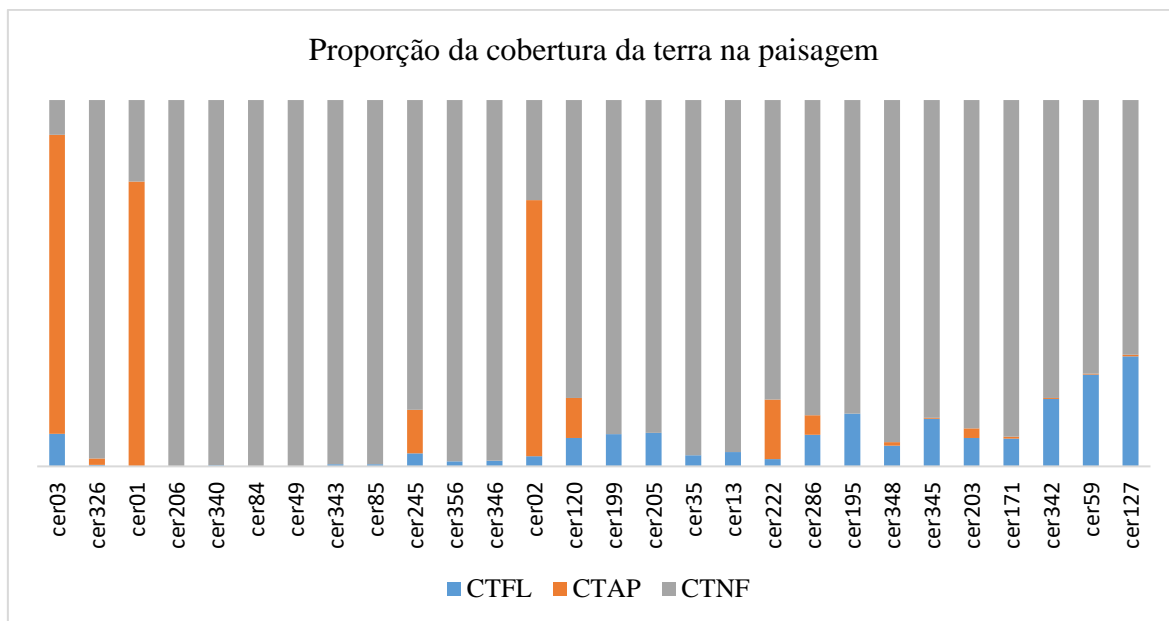


Figura 4. Proporção de cada cobertura da terra em cada buffer circular com raio de 1 km (área = 314,16 ha), considerados as paisagens que abrangem as áreas de cerrado s. r. no Distrito Federal. CTFL = cobertura da terra de área natural florestal; CTAP = cobertura da terra de área de agropecuária; CTNF = cobertura da terra de área natural não florestal.

3.5 Efeito da paisagem na abundância e diversidade de espécies

A nossa seleção de modelos lineares indicou que as nossas variáveis preditoras de estrutura e composição da paisagem não apresentaram valores significativos para quatro variáveis respostas (Tabela 1): primeiro eixo da NMDS (NMDS1), segundo eixo da NMDS (NMDS2), riqueza de espécies (RIQ) e diversidade funcional (DIVFUN). A diversidade funcional das áreas de cerrado sentido restrito do Distrito Federal não apresentou relações significativas com nossas variáveis preditoras, as variáveis de paisagem. Portanto, a diversidade funcional presente nessas áreas não pode ser explicada pela estrutura e composição da paisagem. Esse resultado sugere que as variações de paisagem não explicam a composição e riqueza de espécies nas comunidades e a diversidade funcional, indicando que são influenciadas por outros parâmetros além da paisagem e sugerimos novas pesquisas para identificar esses parâmetros.

A variável resposta de abundância de espécies foi afetada significativamente por três variáveis de paisagem, sendo elas adjacências semelhantes de área natural não florestal (ASNF), o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) das áreas de cerrado sentido restrito e a cobertura de terra de área de agropecuária (CTAP; Figura 5; Tabela 1 e

2). As adjacências semelhantes de área natural não florestal (ASNF) afetaram negativamente a abundância de espécies. Dessa forma, quanto maior o número de áreas semelhantes ao fragmento adjacentes a ele, menor a abundância de espécies. O valor médio de NDVI das áreas de cerrado sentido restrito também afetou negativamente a abundância de espécies, assim, conforme aumenta a densidade de cobertura vegetal do fragmento, diminui a abundância de espécies nesse mesmo fragmento. Entretanto, a cobertura de terra de área de agropecuária (CTAP) afetou positivamente a abundância de espécies, logo, quanto maior a cobertura de terra para o sistema agropecuário, maior a abundância de espécies em fragmentos de cerrado sentido restrito.

A variável resposta de diversidade baseada no índice de diversidade de Simpson foi relacionada significativamente a uma variável preditora da paisagem, sendo ela sendo ela o valor médio do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) das áreas de cerrado sentido. O índice de diversidade de Simpson foi afetado positivamente pelo NDVI estimado para as áreas de cerrado sentido restrito (Figura 6; Tabela 1 e 4). Portanto, quanto maior o valor do NDVI, ou seja, maior a cobertura vegetal do fragmento, maior a predominância de uma ou poucas espécies sobre as demais em fragmentos de cerrado sentido restrito.

A variável resposta de diversidade baseada no índice de Shannon foi afetado significativamente por uma variável preditora de paisagem, sendo ela o valor médio de NDVI das áreas de cerrado sentido (NDVI). O índice de Shannon foi afetado positivamente pelo NDVI estimado para os fragmentos de cerrado sentido restrito (Figura 7; Tabela 1 e 3). Dessa forma, quanto maior o valor de NDVI dos fragmentos, ou seja, maior cobertura vegetal, maior o valor de diversidade Shannon, ou seja, maior equitabilidade nas manchas de cerrado sentido restrito.

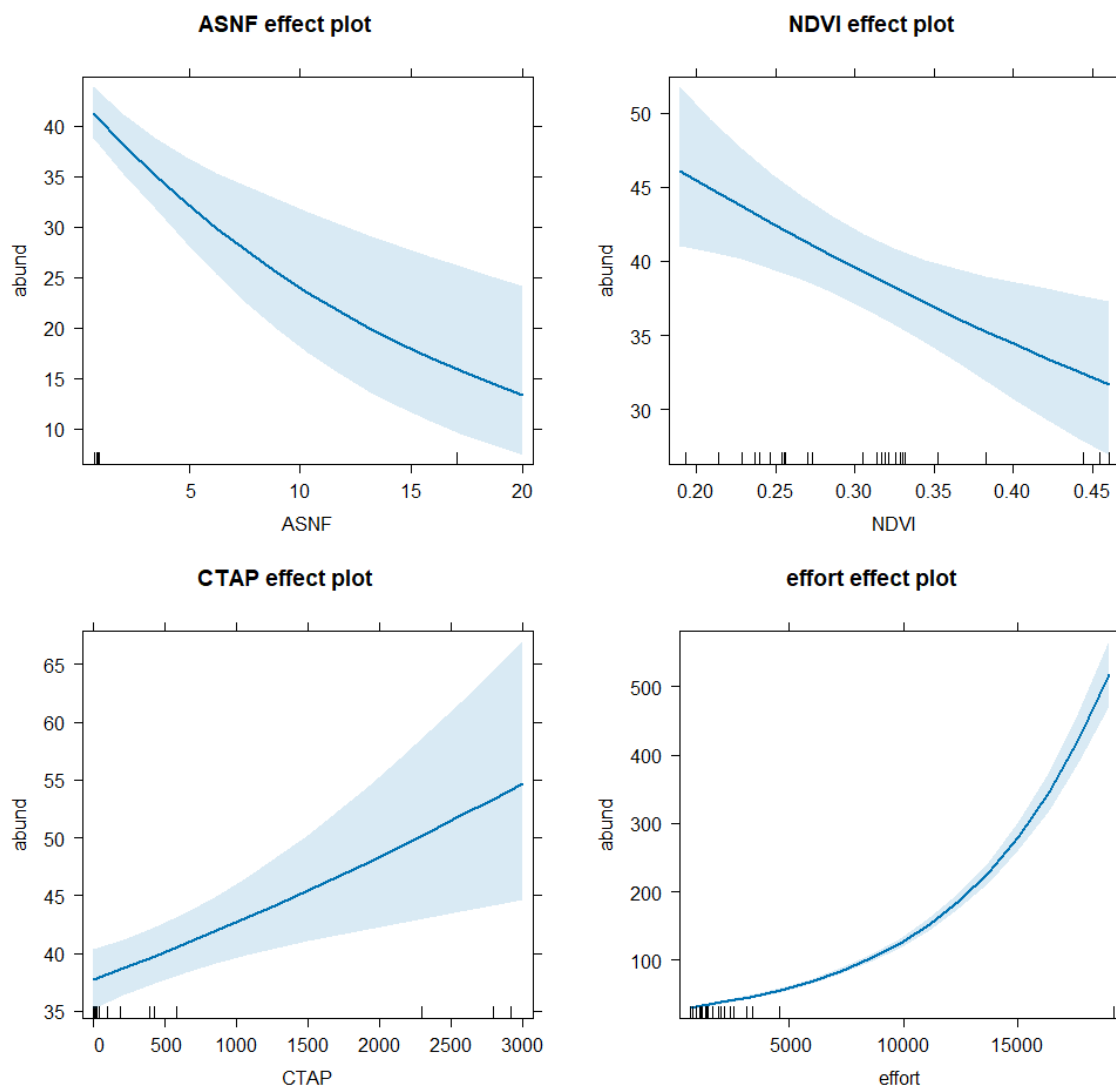


Figura 5. Relação entre a abundância de espécies de pequenos mamíferos de áreas de cerrado sentido restrito do Distrito Federal (abund) e as variáveis de paisagem significativas: adjacências semelhantes de área natural não florestal (ASNF), o valor de NDVI das áreas de cerrado sentido restrito avaliadas (NDVI), o esforço amostral (effort) e a cobertura de terra de áreas de agropecuária (CTAP).

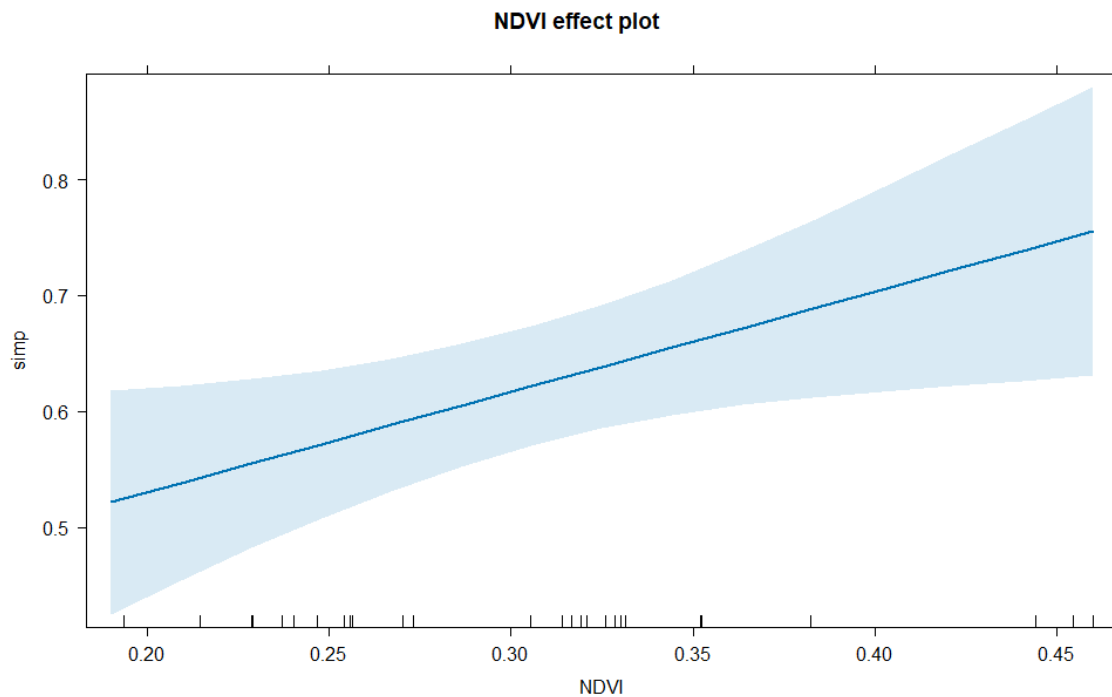


Figura 6. Relação entre o índice de diversidade Simpson da comunidade de pequenos mamíferos de áreas de cerrado sentido restrito do Distrito Federal e o valor do NDVI médio de cada área de cerrado sentido restrito avaliada.

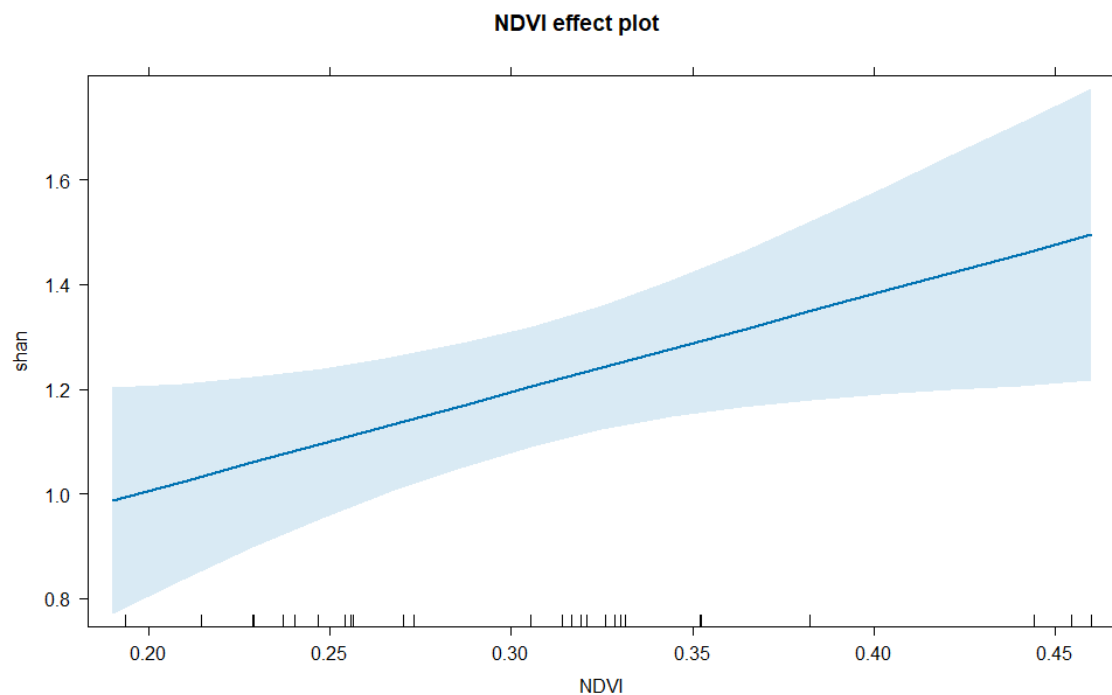


Figura 7. Relação entre o índice de Shannon da comunidade de pequenos mamíferos de áreas de cerrado sentido restrito do Distrito Federal e o valor do NDVI médio de cada área de cerrado sentido restrito avaliada.

Tabela 1. Resultado da seleção de modelos. As variáveis preditoras significativas estão destacadas em negrito.

	df	LogLik	AICc	Δ AICc	Weight
Primeiro eixo NMDS					
NMDS1 ~ EFFORT	3	17,170	-27,3	0,00	0,263
NMDS1 ~ CTNF + EFFORT	4	17,446	-25,2	2,19	0,088
Segundo eixo NMDS					
NMDS2 ~ NDVI + EFFORT	4	26,430	-43,1	0,00	0,129
NMDS2 ~ EFFORT	3	24,512	-42,0	1,10	0,074
NMDS2 ~ CTFL + EFFORT + NDVI	5	27,315	-41,9	1,22	0,070
NMDS2 ~ NDVI	3	24,339	-41,7	1,44	0,063
NMDS2 ~ intercepto	2	22,933	-41,4	1,73	0,054
NMDS2 ~ ASNF + EFFORT + NDVI	5	27,042	-41,4	1,76	0,053
NMDS2 ~ CTAP + EFFORT + NDVI	5	26,601	-40,5	2,65	0,034
Riqueza de espécies					
RIQ ~ intercepto	1	-52,114	106,4	0,00	0,179
RIQ ~ ASNF	2	-51,761	108,0	1,62	0,079
RIQ ~ CTFL	2	-51,985	108,5	2,07	0,063
Abundância de espécies					
ABUND ~ ASNF + CTAP + NDVI + EFFORT	5	-197,266	407,3	0,00	0,634
ABUND ~ ASNF + CTFL + CTAP + NDVI + EFFORT	6	-196,412	408,8	1,56	0,290
Índice de Shannon					

SHA ~ NDVI	3	-4,124	15,2	0,00	0,247
SHA ~ CTFL + NDVI	4	-3,774	17,3	2,04	0,089
<hr/>					
Índice de Simpson					
SIMP ~ NDVI	3	18,453	-29,9	0,00	0,224
SIMP ~ NDVI + EFFORT	4	18,785	-27,8	2,07	0,080
<hr/>					
Diversidade Funcional					
DIVFUN ~ intercept	2	-7,345	19,2	0,00	0,085
DIVFUN ~ CTFL + NDVI	4	-4,880	19,5	0,33	0,072
DIVFUN ~ NDVI	3	-6,272	19,5	0,37	0,070
DIVFUN ~ CTFL	3	-6,810	20,6	1,45	0,041
DIVFUN ~ CBNF + CTFL	4	-5,699	21,1	1,97	0,032
DIVFUN ~ CBNF + NDVI	4	-5,744	21,2	2,06	0,030

Tabela 2. Resultado do modelo linear entre a abundância de espécies e as métricas de paisagem para as comunidades de pequenos mamíferos de áreas de cerrado s. r. do Distrito Federal. CTFL = cobertura da terra de área natural florestal, ASNf = adjacências semelhantes de áreas natural não florestal, NDVI = Índice de Vegetação de Diferença Normalizada, CTAP = cobertura da terra de área de agropecuária, EFFORT = esforço amostral. Os valores significativos estão em negrito.

Coeficientes	Estimado	Erro Padrão	Valor de <i>T</i>	Valor de <i>p</i>
Intercepto	3,795e+00	1,463e-01	25,939	< 2e-16
CTFL	1,668e-04	1,267e-04	1,317	0,187815
ASNf	-5,825e-02	1,591e-02	-3,660	0,000252
NDVI	-1,631e+00	5,080e-01	-3,210	0,001327
CTAP	1,319e-04	3,879e-05	3,401	0,000671
EFFORT	1,561e-04	3,461e-06	45,105	< 2e-16

Tabela 3. Resultado do modelo linear entre o índice de diversidade Shannon e as métricas de paisagem para as comunidades de pequenos mamíferos de áreas de cerrado s. r. do Distrito Federal. CTFL = cobertura da terra de área natural florestal, ASNF = adjacências semelhantes de áreas natural não florestal, NDVI = Índice de Vegetação de Diferença Normalizada, CTAP = cobertura da terra de área de agropecuária, CTNF = cobertura da terra de área natural não florestal, EFFORT = esforço amostral. Os valores significativos estão em negrito.

Coeficientes	Estimado	Erro Padrão	Valor de T	Valor de p
Intercepto	9,314e-01	6,643e-01	1,402	0,175
CTFL	-2,724e-04	2,834e-04	-0,961	0,347
ASNF	-3,547e-03	2,272e-02	-0,156	0,877
NDVI	2,239e+00	9,415e-01	2,378	0,027
CTAP	-1,033e-04	1,997e-04	-0,517	0,610
CTNF	-9,741e-05	1,898e-04	-0,513	0,613
EFFORT	-9,202e-06	1,810e-05	-0,508	0,616

Tabela 4. Resultado do modelo linear entre o índice de diversidade Simpson e as métricas de paisagem para as comunidades de pequenos mamíferos de áreas de cerrado s. r. do Distrito Federal. CTFL = cobertura da terra de área natural florestal, ASNF = adjacências semelhantes de áreas natural não florestal, NDVI = Índice de Vegetação de Diferença Normalizada, CTAP = cobertura da terra de área de agropecuária, CTNF = cobertura da terra de área natural não florestal, EFFORT = esforço amostral. Os valores significativos estão em negrito.

Coeficientes	Estimado	Erro Padrão	Valor de T	Valor de p
Intercepto	5,208e-01	2,915e-01	1,787	0,0885
CTFL	-1,227e-04	1,244e-04	-0,986	0,3352
ASNF	3,415e-03	9,971e-03	0,342	0,7354
NDVI	1,059e+00	4,132e-01	2,562	0,0181
CTAP	-5,277e-05	8,764e-05	-0,602	0,5535
CTNF	-5,724e-05	8,328e-05	-0,687	0,4993
EFFORT	-5,856e-06	7,943e-06	-0,737	0,4691

4. Discussão

Em nosso estudo, mais de 50% das áreas estudadas estão inseridas em paisagens com algum grau de antropização, relacionado a áreas de agropecuária. Podendo ser em grau menor como o caso das áreas “cer59”, “cer127”, “cer171”, “cer203”, “cer326”, “cer342”, “cer345” e “cer348”, ou em maior grau como o caso das áreas “cer01”, “cer02” e “cer03”. Isso demonstra que grande parte das áreas naturais foram convertidas em paisagens antropizadas (Souza et al. 2020), especialmente no Cerrado, o qual já teve mais de 40% de sua área convertida para diferentes usos da terra (Sano et al. 2019) e apenas 3% de todo o território é protegido por legislação ambiental (Françoso et al. 2015). Nós verificamos que o maior valor médio de riqueza de espécies está presente em comunidades de pequenos mamíferos inseridas em áreas de cerrado sentido restrito pertencentes a paisagens naturais. Obtivemos o mesmo resultado para o valor de Shannon, porém obtivemos resultado contrário para o índice de diversidade de Simpson, sendo a maior média pertencente a comunidades inseridas em paisagens antropizadas.

As áreas que foram alteradas por mudanças na paisagem apresentam frequentemente uma diminuição na diversidade de espécies (Murphy e Romanuk 2014). No nordeste da Itália, Gentili e colaboradores (2014) mostraram que a diversidade de espécies de pequenos mamíferos diminui e o número de espécies generalistas aumenta com a intensificação de atividades humanas, como a paisagem em mosaicos agrícolas. Em conformidade com nossos resultados, nesse estudo na Itália, as áreas mais naturalizadas apresentaram valores médios para o índice de Shannon maiores do que as áreas mais antropizadas. Na França, constataram que o índice de Shannon para pequenos mamíferos diminuiu a medida que a intensificação do sistema agrícola aumentou (Michel et al. 2006).

Dessa forma, a intensificação agrícola pode levar a diminuição da diversidade (Robinson e Sutherland 2002) e aumento de espécies generalistas (Heroldová et al. 2007; Hannibal e Caceres 2010; Fischer et al. 2011; Benedek e Sîrbu 2018; Fialho et al. 2019). À medida que o nível de naturalidade de uma paisagem diminui devido à antropização e à modificação de habitats, as comunidades de pequenos mamíferos tendem a empobrecer, resultando em menor diversidade e predominância de espécies generalistas (Gentili et al. 2014). Nossos resultados para o índice de diversidade de Simpson mostram que as comunidades inseridas em paisagens antropizadas são dominadas por poucas espécies e espécies generalistas. Espécies que se beneficiam de recursos disponíveis em áreas antropizadas ou que conseguem se deslocar pela matriz fragmentada tornam-se

competidoras mais eficientes, levando ao aumento de suas abundâncias (Benedek e Sîrbu 2018). Portanto, a menor riqueza observada em paisagens com algum grau de antropização em nosso estudo pode ser explicada pela menor diversidade devido ao aumento na abundância apenas das espécies generalistas. Isso é coerente, uma vez que as áreas localizadas em paisagens antropizadas apresentaram valores mais elevados de diversidade Simpson, o que indica uma baixa diversidade de espécies, com a dominância de um pequeno número delas.

As poucas diferenças encontradas nos traços funcionais das espécies presentes nas comunidades de pequenos mamíferos esclarecem a semelhança entre a diversidade funcional das comunidades no geral. Grande parte das espécies estudadas são generalistas, terrestres, insetívoras e granívoras, exceto algumas espécies como *Didelphis albiventris*, *Gracilinanus agilis* e *Rhipidomys macrurus*, essas duas primeiras são escansoriais e a última é arborícola. Quando colocamos a diversidade funcional na perspectiva de áreas de cerrado sentido restrito inseridas em paisagens naturais ou em paisagens com algum grau de antropização, nossos resultados obtidos não estão de acordo com nossa hipótese inicial. Em nosso estudo, a média para a diversidade funcional apresentou valor maior em paisagens antropizadas do que em paisagens naturais, ainda que na literatura esteja relatado a diminuição da diversidade funcional em ambientes modificados (Flynn et al. 2009; Schütz e Schulze 2015). Entretanto, há algum relato na literatura que apresente maiores valores para a diversidade funcional em paisagens com altos níveis de antropização, como no estudo de González-Maya et al. (2016). Em uma savana no Quênia, estudos forneceram mais evidências para o consenso crescente de que paisagens preservadas são cruciais para manter conjuntos de certas linhagens, como os grandes mamíferos, enquanto os mosaicos de uso de solo perturbados, como áreas agrícolas e pastoris, oferecem habitats importantes para uma ampla diversidade de plantas e pequenos mamíferos (Graham et al. 2019).

A partir dos nossos resultados discutidos anteriormente, fica clara a interpretação da NMDS realizada, na qual há visivelmente a formação de um grupo específico composto por três fragmentos de cerrado sentido restrito (“cer01”, “cer02” e “cer03”). As comunidades desse pequeno grupo são compostas por quatro espécies (*C. expulsus*, *C. tener*, *C. scotti* e *G. agilis*), sendo *C. scotti* a única espécie especialista. As abundâncias nesse grupo têm valores maiores que grande parte das outras comunidades, em especial para o gênero *Calomys*. Além de possuírem as menores proporções de áreas naturais não florestais, esse grupo se destaca por representar 81% de todas as paisagens com algum grau de antropização,

indicadas pelas áreas de agropecuária, e conter as menores frações de adjacências semelhantes na paisagem, salvo a área “cer02” que detem a maior fração. Nossos resultados indicam, como o esperado, a presença desses fragmentos em paisagens altamente antropizadas. Representando a discussão anterior, em que áreas naturais inseridas em paisagens modificadas podem apresentar baixa diversidade, com a presença de somente quatro espécies, porém com abundâncias relativas altas para as espécies generalistas. Por fim, a área que está mais próxima desse grupo é a “cer120”, outra área de cerrado sentido restrito inserida em uma paisagens com algum grau de antropização. No entanto, não observamos uma diferença significativa na composição de espécies entre as comunidades analisadas. Os processos de estruturação das comunidades de pequenos mamíferos podem ser influenciados pela capacidade de dispersão limitada do grupo, fazendo com que a composição do grupo esteja melhor associada aos parâmetros da paisagem (Ribeiro et al. 2020).

Apesar do valor baixo de diferença, encontramos o valor médio para o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) maior em paisagens que abrangiam áreas de agropecuária do que em paisagens naturais. Os valores encontrados ainda estão na faixa de valores esperados para áreas de savana, entre 0,20 e 0,30 (Huang et al. 2021). Hannibal e colaboradores (2018) demonstraram a associação do NDVI com espécies de pequenos mamíferos. O NDVI foi a variável que estruturou a composição da comunidade de pequenos mamíferos, sendo positivamente relacionada a duas espécies especialistas em florestas arbóreas, *R. macrurus* e *O. bicolor*, e negativamente relacionada a espécies generalistas de habitat, como *C. expulsus*, *C. tener*, *C. agricolai* e *G. agilis*. Em nosso estudo, mostramos que o NDVI pode estar relacionado a espécies de paisagens modificadas no Cerrado e relacionadas a diversidade e abundância de espécies.

Encontramos uma forte relação entre os parâmetros das comunidades (abundância e diversidade) e as métricas da paisagem em nosso estudo. A abundância das espécies em comunidades de pequenos mamíferos apresentou uma relação negativa com o NDVI. Uma vez que áreas florestais apresentam maiores valores de NDVI comparado a áreas não florestais, compreende-se a conexão entre a relação negativa existente entre essa métrica de paisagem e as comunidades de pequenos mamíferos de áreas não florestais, compostas predominantemente por espécies generalistas e raramente por especialistas. Pois ao considerar o aumento da cobertura florestal, as espécies florestais adaptadas para esse habitat serão beneficiadas, enquanto que as espécies de áreas savânicas serão desfavorecidas.

Portanto, espécies beneficiadas serão mais abundantes em detrimento das outras espécies, ocorrendo a dominância de espécies florestais e diminuição da abundância de outras, consideradas a grande porção das comunidades. Estudos mostraram, em ambientes florestados, o mesmo padrão para espécies generalistas, essas espécies têm sido abundantes em paisagens com baixa cobertura florestal, como em comunidades de pequenos mamíferos não-voadores na América do Sul (Melo et al. 2017) e pequenos mamíferos voadores no México (Arroyo-Rodríguez et al. 2016)

A abundância das espécies apresentou uma relação negativa com as adjacências semelhantes de áreas naturais não florestais. Logo, a abundância das espécies nessas áreas de cerrado sentido restrito tende a menores valores quando inseridas em paisagens com número alto de manchas. A abundância também apresentou uma relação positiva com áreas de agropecuária. Estudos encontraram, em florestas tropicais, uma relação positiva entre a abundância de espécies generalistas e habitats associados a bordas ou características perturbadas (Pardini et al. 2005, Lambert et al. 2006, Püttker et al. 2008). Além disso, um estudo realizado em Gana mostrou que o aumento na distribuição de pequenos mamíferos em paisagens antropizadas, como em áreas urbanizadas, não representa o aumento na integridade ecológica da área. O crescimento da população de pequenos mamíferos em áreas urbanizadas ocorre devido à ausência de corredores ecológicos de conexão, consequência da fragmentação de paisagens (Osman et al. 2022). O mesmo padrão foi visto no nordeste da Itália, onde paisagens com áreas de agropecuárias tendem a apresentar menor diversidade de pequenos mamíferos, mas esse processo ocorre juntamente com um aumento correspondente na abundância total dessas espécies, principalmente devido a maior abundância das espécies generalistas (Gentili et al. 2014). No mesmo caminho, Jennings e Pocock (2009) observaram que a intensificação das práticas agrícolas resultou em alterações na abundância de espécies de pequenos mamíferos insetívoros e de suas presas. Os autores identificaram que os locais com níveis altos de intensificação tiveram um impacto significativo na abundância de pequenos mamíferos, aumentando o número de espécies generalistas, seja pela alta mobilidade ou reprodução acelerada, enquanto limitavam a sobrevivência de espécies com mobilidade reduzida e reprodução mais devagar.

A diversidade das comunidades de pequenos mamíferos, baseada nos índices de Shannon e Simpson, apresentou relações positivas com o Índice de Vegetação de Diferença Normalizada (NDVI). Isso indica que conforme a densidade da cobertura vegetal aumenta, a diversidade de espécies pouco dominantes também aumenta, porém a diversidade de

espécies dominantes diminuí. Mostrando, assim, que a cobertura vegetal beneficia espécies que antes eram raras em ambientes de cerrado sentido restrito, como espécies especialista em habitats florestados, a medida que a cobertura vegetal desfavorece espécies que antes eram dominantes, como espécies generalistas.

O NDVI é apontado como um importante indicador preditivo para a distribuição de pequenos mamíferos em Gana (Osman et al. 2022). Briani e colaboradores (2004) já mostraram que em ambientes com um longo período sem ocorrência de fogo no Cerrado, portanto com vegetação densa e NDVI alto, a disponibilidade de recursos para granívoros seria limitada, uma vez que as sementes ficariam cobertas pela vegetação devido a extensa camada de serapilheira. Dessa forma, ambientes assim favorecem espécies arborícolas e após a ocorrência de fogo e, conseqüentemente, a diminuição da densidade de cobertura vegetal, a comunidade sofre modificações e espécies menores como *C. tener* tendem a dominar. Isso está de acordo com nossos resultados, visto que foram identificadas duas espécies escansoriais e uma espécie arborícola. O aumento do NDVI pode favorecer essas três espécies em detrimento de outras, explicando o aumento da diversidade Shannon. Além disso, como já discutido anteriormente, a abundância das espécies foi relacionada negativamente ao NDVI. Dessa forma, podemos concluir que, em nosso estudo, o aumento do NDVI diminuí a abundância das espécies, favorecendo a dominância de espécies raras, escansoriais e arborícolas, tornando-se as espécies dominantes.

5. Conclusão

Neste estudo, fornecemos uma compreensão sobre os processos de estruturação das comunidades de pequenos mamíferos em áreas naturais de cerrado sentido restrito no Distrito Federal. Além disso, demonstramos a diferenciação das comunidades considerando a inserção em paisagens naturais e em paisagens com algum grau de antropização, representadas pelas áreas de agropecuária. Observamos que paisagens mais naturais apresentam maior riqueza e diversidade de espécies, enquanto paisagens com algum grau de antropização são dominadas por poucas espécies generalistas.

Reforçamos que a alteração na cobertura e uso da terra pode resultar em uma diminuição da diversidade e complexidade das comunidades de pequenos mamíferos, mas isso não resulta necessariamente em uma redução na abundância total de indivíduos. As comunidades estudadas são influenciadas pelas características da paisagem, especialmente os parâmetros de abundância de espécies e as diversidades Shannon e Simpson. Esses parâmetros foram relacionados com adjacências semelhantes de áreas naturais não florestais, áreas de agropecuária e o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI). A relação entre a diversidade e o NDVI sugere que a densidade da cobertura vegetal pode favorecer espécies raras e escansoriais, enquanto desfavorece espécies generalistas dominantes em paisagens mais abertas. Isso demonstra a importância da heterogeneidade ambiental para a manutenção da diversidade funcional em diferentes paisagens.

Por fim, este estudo demonstra a interação entre a estrutura da paisagem e a composição das comunidades de pequenos mamíferos no Cerrado. A conservação das comunidades de pequenos mamíferos requer, portanto, uma abordagem abrangente fundamentada na ecologia da paisagem, buscando assegurar a continuidade dos serviços ecossistêmicos que essas espécies proporcionam.

6. Referências Bibliográficas

- Adámoli, J., J. Macedo, L. G. Azevedo, and J. M. Netto. 1986. Caracterização da região dos cerrados. Pages 33–74 *Solos dos cerrados: tecnologias e estratégias de manejo*. Planaltina, DF: EMBRAPA-CPAC; São Paulo: Nobel.
- Aggemyr, E., A. G. Auffret, L. Jädergård, and S. A. O. Cousins. 2018. Species richness and composition differ in response to landscape and biogeography. *Landscape Ecology* 33:2273–2284.
- Aguiar, L. M. S., I. D. Bueno-Rocha, G. Oliveira, E. S. Pires, S. Vasconcelos, G. L. Nunes, M. R. Frizzas, and P. H. B. Togni. 2021. Going out for dinner—The consumption of agriculture pests by bats in urban areas. *PLOS ONE* 16:e0258066.
- Allem, A. C., and J. F. M. Valls. 1987. Recursos forrageiros nativos do Pantanal Mato-grossense. Departamento de Difusão de Tecnologia.
- Anderson, M. 2008. *Permanova+ for primer: Guide to software and statistical methods*. Primer-E Limited.
- Arroyo-Rodríguez, V., C. Rojas, R. A. Saldaña-Vázquez, and K. E. Stoner. 2016. Landscape composition is more important than landscape configuration for phyllostomid bat assemblages in a fragmented biodiversity hotspot. *Biological Conservation* 198:84–92.
- Baeten, L., P. Vangansbeke, M. Hermy, G. Peterken, K. Vanhuysse, and K. Verheyen. 2012. Distinguishing between turnover and nestedness in the quantification of biotic homogenization. *Biodiversity and Conservation* 21:1399–1409.
- Balbi, S., A. D. Prado, P. Gallejones, C. P. Geevan, G. Pardo, E. Pérez-Miñana, R. Manrique, C. Hernandez-Santiago, and F. Villa. 2015. Modeling trade-offs among ecosystem services in agricultural production systems. *Environmental Modelling & Software* 72:314–326.
- Balvanera, P., A. B. Pfisterer, N. Buchmann, J.-S. He, T. Nakashizuka, D. Raffaelli, and B. Schmid. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters* 9:1146–1156.
- Balvanera, P., S. Quijas, D. S. Karp, N. Ash, E. M. Bennett, R. Boumans, C. Brown, K. M. A. Chan, R. Chaplin-Kramer, B. S. Halpern, J. Honey-Rosés, C.-K. Kim, W. Cramer, M. J. Martínez-Harms, H. Mooney, T. Mwampamba, J. Nel, S. Polasky, B. Reyers, J. Roman, W. Turner, R. J. Scholes, H. Tallis, K. Thonicke, F. Villa, M. Walpole, and A. Walz. 2017. Ecosystem Services. Pages 39–78 *in* M. Walters and R. J. Scholes, editors. *The GEO Handbook on Biodiversity Observation Networks*. Springer International Publishing, Cham.
- Baselga, A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19:134–143.
- Baselga, A. 2013. Separating the two components of abundance-based dissimilarity: balanced changes in abundance vs. abundance gradients. *Methods in Ecology and Evolution* 4:552–557.

- Baselga, A. 2017. Partitioning abundance-based multiple-site dissimilarity into components: balanced variation in abundance and abundance gradients. *Methods in Ecology and Evolution* 8:799–808.
- Baselga, A., and C. D. L. Orme. 2012. betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution* 3:808–812.
- Beard, J. S. 1953. The savanna vegetation of northern tropical America. *Ecological monographs* 23:149–215.
- Beckmann, M., K. Gerstner, M. Akin-Fajiyé, S. Ceauşu, S. Kambach, N. L. Kinlock, H. R. P. Phillips, W. Verhagen, J. Gurevitch, S. Klotz, T. Newbold, P. H. Verburg, M. Winter, and R. Seppelt. 2019. Conventional land-use intensification reduces species richness and increases production: A global meta-analysis. *Global Change Biology* 25:1941–1956.
- Bélanger, J., and D. Pilling. 2019. The state of the world's biodiversity for food and agriculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- Benedek, A. M., and I. Sîrbu. 2018. Responses of small mammal communities to environment and agriculture in a rural mosaic landscape. *Mammalian Biology* 90:55–65.
- Benton, T. G., J. A. Vickery, and J. D. Wilson. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution* 18:182–188.
- Bergallo, H. G., and W. E. Magnusson. 1999. Effects of Climate and Food Availability on Four Rodent Species in Southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy* 80:472–486.
- Bommarco, R., D. Kleijn, and S. G. Potts. 2013. Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends in Ecology & Evolution* 28:230–238.
- Bonvicino, C. R., and A. M. R. Bezerra. 2003. Use of Regurgitated Pellets of Barn Owl (*Tyto alba*) for Inventorying Small Mammals in the Cerrado of Central Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 38:1–5.
- Bonvicino, C. R., and L. Geise. 2016. *Calomys expulsus*. IUCN Red List of Threatened Species.
- Bonvicino, C. R., S. M. Lindbergh, and L. S. Maroja. 2002. Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic Forest and Cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. *Brazilian journal of biology* 62:765–774.
- Borges-Matos, C., S. Aragón, M. N. F. da Silva, M.-J. Fortin, and W. E. Magnusson. 2016. Importance of the matrix in determining small-mammal assemblages in an Amazonian forest-savanna mosaic. *Biological Conservation* 204:417–425.
- Briani, D. C., A. R. T. Palma, E. M. Vieira, and R. P. B. Henriques. 2004. Post-fire succession of small mammals in the Cerrado of central Brazil. *Biodiversity & Conservation* 13:1023–1037.
- Brown, P. R., N. I. Huth, P. B. Banks, and G. R. Singleton. 2007. Relationship between abundance of rodents and damage to agricultural crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 120:405–415.

- Burel, F., J. Baudry, A. Butet, P. Clergeau, Y. Delettre, D. Le Coeur, F. Dubs, N. Morvan, G. Paillat, S. Petit, C. Thenail, E. Brunel, and J.-C. Lefeuvre. 1998. Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecologica* 19:47–60.
- Bustamante, M. M. C., L. A. Martinelli, D. A. Silva, P. B. Camargo, C. A. Klink, T. F. Domingues, and R. V. Santos. 2004. 15n Natural Abundance in Woody Plants and Soils of Central Brazilian Savannas (cerrado). *Ecological Applications* 14:200–213.
- Byrom, A. E., M. E. Craft, S. M. Durant, A. J. K. Nkwabi, K. Metzger, K. Hampson, S. A. R. Mduma, G. J. Forrester, W. A. Ruscoe, D. N. Reed, J. Bukombe, J. Mchetto, and A. R. E. Sinclair. 2014. Episodic outbreaks of small mammals influence predator community dynamics in an east African savanna ecosystem. *Oikos* 123:1014–1024.
- Camargo, N. F. de, R. M. S. Cruz, J. F. Ribeiro, and E. M. Vieira. 2011. Frugivory and potential seed dispersal by the marsupial *Gracilinanus agilis* (Didelphidae: Didelphimorphia) in areas of Cerrado in central Brazil. *Acta Botanica Brasilica* 25:646–656.
- de Camargo, N. F., H. F. M. de Oliveira, J. F. Ribeiro, A. J. A. de Camargo, and E. M. Vieira. 2019. Availability of food resources and habitat structure shape the individual-resource network of a Neotropical marsupial. *Ecology and Evolution* 9:3946–3957.
- de Camargo, N. F., G. G. dos Reis, A. F. Mendonça, R. A. Laumann, G. B. Nardoto, A. J. A. de Camargo, and E. M. Vieira. 2022. Native marsupial acts as an in situ biological control agent of the main soybean pest (*Euschistus heros*) in the Neotropics. *European Journal of Wildlife Research* 68:1–16.
- Cantera, I., O. Coutant, C. Jézéquel, J.-B. Decotte, T. Dejean, A. Iribar, R. Vigouroux, A. Valentini, J. Muriene, and S. Brosse. 2022. Low level of anthropization linked to harsh vertebrate biodiversity declines in Amazonia. *Nature Communications* 13:3290.
- Cantor, M., L. A. Ferreira, W. R. Silva, and E. Z. F. Setz. 2010. Potential seed dispersal by *Didelphis albiventris* (Marsupialia, Didelphidae) in highly disturbed environment. *Biota Neotropica* 10:45–51.
- Cardinale, B. J., J. E. Duffy, A. Gonzalez, D. U. Hooper, C. Perrings, P. Venail, A. Narwani, G. M. Mace, D. Tilman, D. A. Wardle, A. P. Kinzig, G. C. Daily, M. Loreau, J. B. Grace, A. Larigauderie, D. S. Srivastava, and S. Naeem. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486:59–67.
- Cardoso Da Silva, J. M., and J. M. Bates. 2002. Biogeographic Patterns and Conservation in the South American Cerrado: A Tropical Savanna Hotspot: The Cerrado, which includes both forest and savanna habitats, is the second largest South American biome, and among the most threatened on the continent. *BioScience* 52:225–234.
- Carmignotto, A. P., R. Pardini, and M. de Vivo. 2022. Habitat Heterogeneity and Geographic Location as Major Drivers of Cerrado Small Mammal Diversity Across Multiple Spatial Scales. *Frontiers in Ecology and Evolution* 9.
- Carvalho, F. M. V., P. De Marco, and L. G. Ferreira. 2009. The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biological Conservation* 142:1392–1403.

- Chaplin-Kramer, R., M. E. O'Rourke, E. J. Blitzer, and C. Kremen. 2011. A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity. *Ecology Letters* 14:922–932.
- Cividanes, F. J., and J. R. P. Parra. 1994. Biologia em diferentes temperaturas e exigências térmicas de percevejos pragas da soja. II. *Euschistus heros* (Fabr.) (Heteroptera: Pentatomidae). *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 29:1841–1846.
- Cole, M. M. 1960. The Brazilian Savanna. *Revista Geográfica* 26:5–40.
- CONAB, C. N. de A. 2024. Portal de Informações Agropecuárias. <https://portaldeinformacoes.conab.gov.br>.
- Correa-Ferreira, B. S., and C. B. Hoffmann-Campo. 2009, July 29. Composição e caracterização das populações de percevejos na cultura da soja. <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/471398/1/ID29521.pdf>.
- Correa-Ferreira, B. S., and F. Moscardi. 1995. Seasonal Occurrence and Host Spectrum of Egg Parasitoids Associated with Soybean Stink Bugs. *Biological Control* 5:196–202.
- Correa-Ferreira, B. S., and D. R. Sosa-Gomez. 2017. Percevejos e o sistema de produção soja-milho. Londrina, PR.
- Corvalán, C., S. Hales, A. J. McMichael, Millennium Ecosystem Assessment (Program), and World Health Organization, editors. 2005. *Ecosystems and human well-being: health synthesis*. World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- Costa, L. P., Y. L. R. Leite, S. L. Mendes, and A. D. Ditchfield. 2005. Mammal Conservation in Brazil. *Conservation Biology* 19:672–679.
- Costa, M. L. M., M. Borges, and E. F. Vilela. 1998. Biologia reprodutiva de *Euschistus heros* (F.) (Heteroptera: Pentatomidae). *Anais da Sociedade Entomológica do Brasil* 27:559–568.
- Costamagna, A. C., and D. A. Landis. 2006. Predators Exert Top-down Control of Soybean Aphid Across a Gradient of Agricultural Management Systems. *Ecological Applications* 16:1619–1628.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton, and M. van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253–260.
- Costanza, R., R. de Groot, P. Sutton, S. van der Ploeg, S. J. Anderson, I. Kubiszewski, S. Farber, and R. K. Turner. 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change* 26:152–158.
- Curtis, P. G., C. M. Slay, N. L. Harris, A. Tyukavina, and M. C. Hansen. 2018. Classifying drivers of global forest loss. *Science* 361:1108–1111.
- Daily, G. C. 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press. <https://worldveg.tind.io/record/37996>.
- Dale, V. H., and S. Polasky. 2007. Measures of the effects of agricultural practices on ecosystem services. *Ecological Economics* 64:286–296.

- De Camargo, N. F. D., R. M. S. Cruz, J. F. Ribeiro, and E. M. Vieira. 2011. Frugivoria e potencial dispersão de sementes pelo marsupial *Gracilinanus agilis* (Didelphidae: Didelphimorphia) em áreas de Cerrado no Brasil central. *Acta Botanica Brasilica* 25:646–656.
- De Camargo, N. F., H. F. M. De Oliveira, J. F. Ribeiro, A. J. A. De Camargo, and E. M. Vieira. 2019. Availability of food resources and habitat structure shape the individual-resource network of a Neotropical marsupial. *Ecology and Evolution* 9:3946–3957.
- De Camargo, N. F., J. F. Ribeiro, A. J. A. De Camargo, and E. M. Vieira. 2014. Diet of the gracile mouse opossum *Gracilinanus agilis* (Didelphimorphia: Didelphidae) in a neotropical savanna: intraspecific variation and resource selection. *Acta Theriologica* 59:183–191.
- DeCamargo, N. F., A. J. A. de Camargo, A. F. Mendonça, and E. M. Vieira. 2017. Potencial Serviço Ecosistêmico Prestado pelo Marsupial *Gracilinanus agilis* (Didelphimorphia: Didelphidae) com.
- Delciellos, A. C., M. V. Vieira, C. E. V. Grelle, P. Cobra, and R. Cerqueira. 2016. Habitat quality versus spatial variables as determinants of small mammal assemblages in Atlantic Forest fragments. *Journal of Mammalogy* 97:253–265.
- Delibes-Mateos, M., A. T. Smith, C. N. Slobodchikoff, and J. E. Swenson. 2011. The paradox of keystone species persecuted as pests: A call for the conservation of abundant small mammals in their native range. *Biological Conservation* 144:1335–1346.
- Díaz, S., J. Fargione, F. S. C. Iii, and D. Tilman. 2006. Biodiversity Loss Threatens Human Well-Being. *PLOS Biology* 4:e277.
- Dirzo, R., H. S. Young, M. Galetti, G. Ceballos, N. J. B. Isaac, and B. Collen. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345:401–406.
- Dobson, A., D. Lodge, J. Alder, G. S. Cumming, J. Keymer, J. McGlade, H. Mooney, J. A. Rusak, O. Sala, V. Wolters, D. Wall, R. Winfree, and M. A. Xenopoulos. 2006. Habitat Loss, Trophic Collapse, and the Decline of Ecosystem Services. *Ecology* 87:1915–1924.
- Dunning, J. B., B. J. Danielson, and H. R. Pulliam. 1992. Ecological Processes That Affect Populations in Complex Landscapes. *Oikos* 65:169–175.
- Eduardo, W. I., L. C. Toscano, G. V. Tomquelski, W. I. Maruyama, and R. Morando. 2018. Umbrales de acción para el complejo chinches de la soja, parámetros fitotécnicos y fisiológicos, y parasitismo de huevos. *Revista Colombiana de Entomología* 44:165–171.
- Eisenberg, J. F., and K. H. Redford. 1989. *Mammals of the Neotropics, Volume 3: Ecuador, Bolivia, Brazil*. University of Chicago Press.
- Eiten, G. 1972. The cerrado vegetation of Brazil. *The Botanical Review* 38:201–341.
- Eiten, G. 1993. *Vegetação do Cerrado*. Pages 9–65 in M. N. Pinto, editor. *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas*. UnB/Sematec., Brasília.
- EOSDA, E. D. A. 2022, July 26. NDVI Mapping In Agriculture, Index Formula, And Uses. <https://eos.com/make-an-analysis/ndvi/>.

- Fahrig, L. 2013. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography* 40:1649–1663.
- FAOSTAT. 2022. Food and Agriculture Statistics | FAO | Food and Agriculture Organization of the United Nations. <https://www.fao.org/food-agriculture-statistics/en/>.
- Felfili, J. M., M. C. da Silva Jr, A. V. Rezende, J. W. B. Machado, B. M. T. Walter, P. E. N. da Silva, and J. D. Hay. 1992. Análise comparativa da florística e fitossociologia da vegetação arbórea do cerrado sensu stricto na Chapada Pratinha, DF-Brasil. *Acta botanica brasiliensis* 6:27–46.
- Fermon, H., M. Waltert, R. I. Vane-Wright, and M. Mühlenberg. 2005. Forest use and vertical stratification in fruit-feeding butterflies of Sulawesi, Indonesia: impacts for conservation. *Biodiversity & Conservation* 14:333–350.
- Ferreira, J., R. Pardini, J. P. Metzger, C. R. Fonseca, P. S. Pompeu, G. Sparovek, and J. Louzada. 2012. Towards environmentally sustainable agriculture in Brazil: challenges and opportunities for applied ecological research. *Journal of Applied Ecology* 49:535–541.
- Fialho, M. Y. G., R. A. S. Cerboncini, and M. Passamani. 2019. Linear forest patches and the conservation of small mammals in human-altered landscapes. *Mammalian Biology* 96:87–92.
- Fischer, C., C. Thies, and T. Tschardt. 2011. Small mammals in agricultural landscapes: Opposing responses to farming practices and landscape complexity. *Biological Conservation* 144:1130–1136.
- Flint, M. L., and S. H. Dreistadt. 1998. *Natural Enemies Handbook: The Illustrated Guide to Biological Pest Control*. University of California Press.
- Flynn, D. F. B., M. Gogol-Prokurat, T. Nogueira, N. Molinari, B. T. Richers, B. B. Lin, N. Simpson, M. M. Mayfield, and F. DeClerck. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters* 12:22–33.
- Foley, J. A., R. DeFries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. S. Chapin, M. T. Coe, G. C. Daily, H. K. Gibbs, J. H. Helkowski, T. Holloway, E. A. Howard, C. J. Kucharik, C. Monfreda, J. A. Patz, I. C. Prentice, N. Ramankutty, and P. K. Snyder. 2005a. *Global Consequences of Land Use*. Science.
- Foley, J. A., R. DeFries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. S. Chapin, M. T. Coe, G. C. Daily, H. K. Gibbs, J. H. Helkowski, T. Holloway, E. A. Howard, C. J. Kucharik, C. Monfreda, J. A. Patz, I. C. Prentice, N. Ramankutty, and P. K. Snyder. 2005b. *Global Consequences of Land Use*. *Science* 309:570–574.
- Fontes, E. M. G. 2020. *Controle biológico de pragas da agricultura*. Embrapa.
- Françoso, R. D., R. Brandão, C. C. Nogueira, Y. B. Salmona, R. B. Machado, and G. R. Colli. 2015. Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. *Natureza & conservação* 13:35–40.

- Gagic, V., C. Paull, and N. A. Schellhorn. 2018. Ecosystem service of biological pest control in Australia: the role of non-crop habitats within landscapes. *Austral Entomology* 57:194–206.
- Gallou, A., Y. Baillet, G. F. Ficetola, and L. Després. 2017. Elevational gradient and human effects on butterfly species richness in the French Alps. *Ecology and Evolution* 7:3672–3681.
- Gardiner, M. M., D. A. Landis, C. Gratton, C. D. DiFonzo, M. O’Neal, J. M. Chacon, M. T. Wayo, N. P. Schmidt, E. E. Mueller, and G. E. Heimpel. 2009. Landscape diversity enhances biological control of an introduced crop pest in the north-central USA. *Ecological Applications* 19:143–154.
- GDF, G. do D. F. 2022. Projeto do Polo Agroindustrial do Rio Preto.
- Gentili, S., M. Sigura, and L. Bonesi. 2014. Decreased small mammals species diversity and increased population abundance along a gradient of agricultural intensification.
- Gibson, L., T. M. Lee, L. P. Koh, B. W. Brook, T. A. Gardner, J. Barlow, C. A. Peres, C. J. A. Bradshaw, W. F. Laurance, T. E. Lovejoy, and N. S. Sodhi. 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature* 478:378–381.
- Gliessman, S. R., E. Engles, and R. Krieger. 1998. *Agroecology: Ecological Processes in Sustainable Agriculture*. CRC Press.
- González-Maya, J. F., L. R. Viquez-R, A. Arias-Alzate, J. L. Belant, and G. Ceballos. 2016. Spatial patterns of species richness and functional diversity in Costa Rican terrestrial mammals: implications for conservation. *Diversity and Distributions* 22:43–56.
- Gordon, L. J., C. M. Finlayson, and M. Falkenmark. 2010. Managing water in agriculture for food production and other ecosystem services. *Agricultural Water Management* 97:512–519.
- Graham, S. I., M. F. Kinnaird, T. G. O’Brien, T.-G. Vågen, L. A. Winowiecki, T. P. Young, and H. S. Young. 2019. Effects of land-use change on community diversity and composition are highly variable among functional groups. *Ecological Applications* 29:e01973.
- Green, R. E., S. J. Cornell, J. P. W. Scharlemann, and A. Balmford. 2005. Farming and the Fate of Wild Nature. *Science* 307:550–555.
- Hagenah, N., and N. C. Bennett. 2013. Mole rats act as ecosystem engineers within a biodiversity hotspot, the Cape Fynbos. *Journal of Zoology* 289:19–26.
- Haines-Young, R., and M. Potschin. 2018. *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 Guidance on the Application of the Revised Structure*.
- Hannibal, W., and N. C. Cáceres. 2010. Use of vertical space by small mammals in gallery forest and woodland savannah in south-western Brazil 74:247–255.
- Hannibal, W., N. L. da Cunha, V. V. Figueiredo, R. F. Rossi, N. C. Cáceres, and V. L. Ferreira. 2018. Multi-scale approach to disentangle the small mammal composition in a fragmented landscape in central Brazil. *Journal of Mammalogy* 99:1455–1464.

- Harmange, C., C. C. Santos, F. de Oliveira Roque, F. L. Souza, D. Arvor, M. Bonnet, E. M. Vieira, and O. Pays. 2023. The pivotal role of land cover around forest fragments for small-mammal communities in a Neotropical savanna. *Conservation Science and Practice* 5:e13005.
- Heroldová, M., J. Bryja, J. Zejda, and E. Tkadlec. 2007. Structure and diversity of small mammal communities in agriculture landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 120:206–210.
- Hines, R. 1995. Rodent Damage Control in No-Till Corn and Soybean Production. *Wildlife Damage Management Conference*.
- Huang, S., L. Tang, J. P. Hupy, Y. Wang, and G. Shao. 2021. A commentary review on the use of normalized difference vegetation index (NDVI) in the era of popular remote sensing. *Journal of Forestry Research* 32:1–6.
- Jackson, A. L., R. Inger, A. C. Parnell, and S. Bearhop. 2011. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER – Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. *Journal of Animal Ecology* 80:595–602.
- Jackson, M. C., I. Donohue, A. L. Jackson, J. R. Britton, D. M. Harper, and J. Grey. 2012. Population-Level Metrics of Trophic Structure Based on Stable Isotopes and Their Application to Invasion Ecology. *PLoS ONE* 7:e31757.
- Jennings, N., and M. J. O. Pocock. 2009. Relationships between Sensitivity to Agricultural Intensification and Ecological Traits of Insectivorous Mammals and Arthropods. *Conservation Biology* 23:1195–1203.
- Kajin, M., and C. E. V. Grelle. 2012. Microhabitat selection when detection is imperfect: the case of an endemic Atlantic forest mammal. *Ecological Research* 27:1005–1013.
- Kay, E. H., and H. E. Hoekstra. 2008. Rodents. *Current Biology* 18:R406–R410.
- Klink, C. A., and R. B. Machado. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology* 19:707–713.
- Krebs, C. J., R. Boonstra, S. Gilbert, D. Reid, A. J. Kenney, and E. J. Hofer. 2011. Density estimation for small mammals from livetrapping grids: rodents in northern Canada. *Journal of Mammalogy* 92:974–981.
- Lambert, T. D., J. R. Malcolm, and B. L. Zimmerman. 2006. Amazonian Small Mammal Abundances in Relation to Habitat Structure and Resource Abundance. *Journal of Mammalogy* 87:766–776.
- Lamberto, J., and N. O. Leiner. 2019. Broad-headed spiny rats (*Clyomys laticeps*) as ecosystem engineers in the Brazilian savannah. *Journal of Zoology* 309:60–68.
- Laurance, W. F. 2007. Have we overstated the tropical biodiversity crisis? *Trends in Ecology & Evolution* 22:65–70.
- Laureto, L. M. O., M. V. Cianciaruso, and D. S. M. Samia. 2015. Functional diversity: an overview of its history and applicability. *Natureza & Conservação* 13:112–116.

- Legendre, P. 2014. Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 23:1324–1334.
- Lessa, L. G., and F. N. da Costa. 2010. Diet and seed dispersal by five marsupials (Didelphimorphia: Didelphidae) in a Brazilian cerrado reserve. *Mammalian Biology* 75:10–16.
- Lessa, L. G., and L. Geise. 2014. Food habits and carnivory by a small size opossum, *Gracilinanus agilis* (Didelphimorphia: Didelphidae). *Mastozoología neotropical* 21:139–143.
- Limongi, J. E., R. C. Oliveira, A. Guterres, S. F. C. Neto, J. Fernandes, L. H. B. Vicente, M. G. Coelho, V. N. Ramos, M. S. Ferreira, C. R. Bonvicino, P. S. D’andrea, and E. R. S. Lemos. 2016. Hantavirus pulmonary syndrome and rodent reservoirs in the savanna-like biome of Brazil’s southeastern region. *Epidemiology & Infection* 144:1107–1116.
- Link, D. 1979. Percevejos do gênero *Euschistus* sobre soja no Rio Grande do Sul (Hemiptera: Pentatomidae). *Revista do Centro de Ciências Rurais* 9.
- Lloyd, J., M. I. Bird, L. Vellen, A. C. Miranda, E. M. Veenendaal, G. Djagbletey, H. S. Miranda, G. Cook, and G. D. Farquhar. 2008. Contributions of woody and herbaceous vegetation to tropical savanna ecosystem productivity: a quasi-global estimate†. *Tree Physiology* 28:451–468.
- Lyytimäki, J., and M. Sipilä. 2009. Hopping on one leg – The challenge of ecosystem disservices for urban green management. *Urban Forestry & Urban Greening* 8:309–315.
- Machado, R. B. 2016. Estimativa de perda da área do Cerrado brasileiro.
- Malaguido, A. B., and A. R. Panizzi. 1999. Nymph and Adult Biology of *Euschistus heros* (Hemiptera: Pentatomidae) and its Abundance Related to Planting Date and Phenological Stages of Sunflower. *Annals of the Entomological Society of America* 92:424–429.
- Mapbiomas, P. 2022. Projeto Mapbiomas. Coleção 6 Da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura Da Terra Do Brasil.
- Mapbiomas, P. 2024. Projeto Mapbiomas. Coleção 9 Da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura Da Terra Do Brasil.
- Martins, C., R. Oliveira, L. M. S. Aguiar, and Y. Antonini. 2020. Pollination biology of the endangered columnar cactus *Cipocereus crassisepalus*: a case of close relationship between plant and pollinator. *Acta Botanica Brasilica* 34:177–184.
- Mathieu, J., J. -P. Rossi, P. Mora, P. Lavelle, P. F. D. S. Martins, C. Rouland, and M. Grimaldi. 2005. Recovery of Soil Macrofauna Communities after Forest Clearance in Eastern Amazonia, Brazil. *Conservation Biology* 19:1598–1605.
- Mattos, I. de, B. Zimbres, and J. Marinho-Filho. 2021. Habitat Specificity Modulates the Response of Small Mammals to Habitat Fragmentation, Loss, and Quality in a Neotropical Savanna. *Frontiers in Ecology and Evolution* 9.

- McKinney, M. L., and J. L. Lockwood. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution* 14:450–453.
- MEA, M. E. A. 2005. *Ecosystems and human well-being*. Island Press, Washington, DC.
- Medeiros, L., and G. A. Megier. 2009. Ocorrência e desempenho de *Euschistus heros* (F.) (Heteroptera: Pentatomidae) em plantas hospedeiras alternativas no Rio Grande do Sul. *Neotropical Entomology* 38:459–463.
- Melo, G. L., F. O. Cerezer, J. Sponchiado, and N. C. Cáceres. 2022. The Role of Habitat Amount and Vegetation Density for Explaining Loss of Small-Mammal Diversity in a South American Woodland Savanna. *Frontiers in Ecology and Evolution* 10.
- Melo, G. L., J. Sponchiado, N. C. Cáceres, and L. Fahrig. 2017. Testing the habitat amount hypothesis for South American small mammals. *Biological Conservation* 209:304–314.
- Mendonça, A., A. R. Percequillo, N. F. Camargo, J. F. Ribeiro, A. R. T. Palma, L. C. Oliveira, E. M. V. C. Câmara, and E. M. Vieira. 2018. CERRADO SMALL MAMMALS: abundance and distribution of marsupials, lagomorphs, and rodents in a Neotropical savanna. *Ecology* 99:1900–1900.
- Mendoza, A. C., A. C. P. da Rocha, and J. R. P. Parra. 2016. Lyophilized artificial diet for rearing the Neotropical *Euschistus heros* (Hemiptera: Pentatomidae). *Journal of Insect Science* 16:41.
- Michel, N., F. Burel, and A. Butet. 2006. How does landscape use influence small mammal diversity, abundance and biomass in hedgerow networks of farming landscapes? *Acta Oecologica* 30:11–20.
- Michereff, M. F. F., M. Michereff Filho, M. C. Blassioli-Moraes, R. A. Laumann, I. R. Diniz, and M. Borges. 2015. Effect of resistant and susceptible soybean cultivars on the attraction of egg parasitoids under field conditions. *Journal of Applied Entomology* 139:207–216.
- Mittermeier, R. A., N. Myers, C. G. Mittermeier, and P. Robles Gil. 1999. Hotspots: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. CEMEX, SA, Agrupación Sierra Madre, SC.
- Montoya, J. M. 2005. Ecological network meltdown from habitat loss and fragmentation. *Ecological networks: Linking structure to dynamics in food webs*:305.
- Murphy, G. E. P., and T. N. Romanuk. 2014. A meta-analysis of declines in local species richness from human disturbances. *Ecology and Evolution* 4:91–103.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca, and J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853–858.
- Naylor, R., and P. R. Ehrlich. 1997. Natural pest control services and agriculture. *Nature's Services: societal dependence on natural ecosystems*:151–174.
- Newbold, T., L. N. Hudson, H. R. P. Phillips, S. L. L. Hill, S. Contu, I. Lysenko, A. Blandon, S. H. M. Butchart, H. L. Booth, J. Day, A. De Palma, M. L. K. Harrison, L. Kirkpatrick, E.

- Pynegar, A. Robinson, J. Simpson, G. M. Mace, J. P. W. Scharlemann, and A. Purvis. 2014. A global model of the response of tropical and sub-tropical forest biodiversity to anthropogenic pressures. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 281:20141371.
- Newbold, T., P. Oppenheimer, A. Etard, and J. J. Williams. 2020. Tropical and Mediterranean biodiversity is disproportionately sensitive to land-use and climate change. *Nature Ecology & Evolution* 4:1630–1638.
- Nimer, E. 1989. *Climatologia do Brasil*. 2^a. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro.
- Oakley, J. L., and J. E. Bicknell. 2022. The impacts of tropical agriculture on biodiversity: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 59:3072–3082.
- Olden, J. D., N. L. Poff, M. R. Douglas, M. E. Douglas, and K. D. Fausch. 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology & Evolution* 19:18–24.
- Oliveira, C. M., A. M. Auad, S. M. Mendes, and M. R. Frizzas. 2014. Crop losses and the economic impact of insect pests on Brazilian agriculture. *Crop Protection* 56:50–54.
- de Oliveira Roque, F., J. F. S. Menezes, T. Northfield, J. M. Ochoa-Quintero, M. J. Campbell, and W. F. Laurance. 2018. Warning signals of biodiversity collapse across gradients of tropical forest loss. *Scientific Reports* 8:1622.
- Osman, A., S. Mariwah, D. O. Yawson, and G. Atampugre. 2022. Changing land cover and small mammal habitats: Implications for landscape ecological integrity. *Environmental Challenges* 7:100514.
- Paglia, A. P., G. A. B. da Fonseca, A. B. Rylands, G. Herrmann, L. M. S. Aguiar, A. G. Chiarello, Y. L. R. Leite, L. P. Costa, S. Siciliano, M. C. M. Kierulff, S. L. Mendes, V. da C. Tavares, R. A. Mittermeier, and J. L. Patton. 2012. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. *Occasional papers in conservation biology*.
- Palmeirim, A. F., M. Santos-Filho, and C. A. Peres. 2020. Marked decline in forest-dependent small mammals following habitat loss and fragmentation in an Amazonian deforestation frontier. *PLOS ONE* 15:e0230209.
- Panizzi, A., A. de Freitas Bueno, and F. Silva. 2012. Insects that attack pods and grains of soybean (In Portuguese). Pages 335–420.
- Panizzi, A. R. 1997. WILD HOSTS OF PENTATOMIDS: Ecological Significance and Role in Their Pest Status on Crops. *Annual Review of Entomology* 42:99–122.
- Panizzi, A. R., and C. C. Niva. 1994. Overwintering strategy of the brown stink bug in northern Paraná.
- Panizzi, A. R., and É. D. M. Oliveira. 1998. Performance and seasonal abundance of the neotropical brown stink bug, *Euschistus heros* nymphs and adults on a novel food plant (pigeonpea) and soybean. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 88:169–175.

- Panizzi, A. R., and L. M. Vivian. 1997. Seasonal abundance of the neotropical brown stink bug, *Euschistus heros*, in overwintering sites, and the breaking of dormancy. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 82:213–217.
- Pardini, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity & Conservation* 13:2567–2586.
- Pardini, R., A. de A. Bueno, T. A. Gardner, P. I. Prado, and J. P. Metzger. 2010. Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. *PLOS ONE* 5:e13666.
- Pardini, R., D. Faria, G. M. Accacio, R. R. Laps, E. Mariano-Neto, M. L. B. Paciencia, M. Dixo, and J. Baumgarten. 2009. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation* 142:1178–1190.
- Pardini, R., S. M. de Souza, R. Braga-Neto, and J. P. Metzger. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* 124:253–266.
- Parra, J. R., P. Botelho, B. Corrêa-Ferreira, and J. M. Bento. 2002. Controle Biológico: Terminologia (in portuguese). Pages 1–16.
- Parra, J. R. P. 2019. Controle Biológico na Agricultura Brasileira. *Entomological Communications* 1:ec01002.
- Pendrill, F., T. A. Gardner, P. Meyfroidt, U. M. Persson, J. Adams, T. Azevedo, M. G. Bastos Lima, M. Baumann, P. G. Curtis, V. De Sy, R. Garrett, J. Godar, E. D. Goldman, M. C. Hansen, R. Heilmayr, M. Herold, T. Kuemmerle, M. J. Lathuillière, V. Ribeiro, A. Tyukavina, M. J. Weisse, and C. West. 2022. Disentangling the numbers behind agriculture-driven tropical deforestation. *Science* 377:eabm9267.
- Petchey, O. L., and K. J. Gaston. 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters* 5:402–411.
- Phalan, B., M. Bertzky, S. H. M. Butchart, P. F. Donald, J. P. W. Scharlemann, A. J. Stattersfield, and A. Balmford. 2013. Crop Expansion and Conservation Priorities in Tropical Countries. *PLOS ONE* 8:e51759.
- Pianka, E. R. 1966. Convexity, Desert Lizards, and Spatial Heterogeneity. *Ecology* 47:1055–1059.
- Pickett, S. T. A., and M. L. Cadenasso. 1995. Landscape Ecology: Spatial Heterogeneity in Ecological Systems. *Science* 269:331–334.
- Pimentel, D. 1995. Amounts of pesticides reaching target pests: Environmental impacts and ethics. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 8:17–29.
- Pimentel, D., H. Acquay, M. Biltonen, P. Rice, M. Silva, J. Nelson, V. Lipner, S. Giordano, A. Horowitz, and M. D'Amore. 1992. Environmental and Economic Costs of Pesticide Use. *BioScience* 42:750–760.

- Podani, J., and D. Schmera. 2006. On dendrogram-based measures of functional diversity. *Oikos* 115:179–185.
- Power, A. G. 2010. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365:2959–2971.
- Previtali, M. A., M. Lima, P. L. Meserve, D. A. Kelt, and J. R. Gutiérrez. 2009. Population dynamics of two sympatric rodents in a variable environment: rainfall, resource availability, and predation. *Ecology* 90:1996–2006.
- Püttker, T., R. Pardini, Y. Meyer-Lucht, and S. Sommer. 2008. Responses of five small mammal species to micro-scale variations in vegetation structure in secondary Atlantic Forest remnants, Brazil. *BMC Ecology* 8:9.
- Ramos, D. L., W. L. Cunha, J. Evangelista, L. A. Lira, M. V. C. Rocha, P. A. Gomes, M. R. Frizzas, and P. H. B. Togni. 2020. Ecosystem Services Provided by Insects in Brazil: What Do We Really Know? *Neotropical Entomology* 49:783–794.
- Rausch, L. L., H. K. Gibbs, I. Schelly, A. Brandão Jr, D. C. Morton, A. C. Filho, B. Strassburg, N. Walker, P. Noojipady, P. Barreto, and D. Meyer. 2019. Soy expansion in Brazil's Cerrado. *Conservation Letters* 12:e12671.
- Reis, N. R., A. L. Peracchi, W. A. Pedro, and I. P. Lima. 2006. Mamíferos do Brasil. Pages 437–437 *Mamíferos do Brasil*.
- Ribeiro, J. F. 2011. Avaliação do uso do espaço pelo marsupial *Gracilinanus agilis* em área de cerrado no Brasil Central.
- Ribeiro, J. F., and B. M. T. Walter. 1998. Fitofisionomias do bioma cerrado.
- Ribeiro, R., R. E. Ricklefs, and J. Marinho-Filho. 2020. Partitioning beta diversity to unravel mechanisms underlying the distributions of nonvolant small mammals in Brazil's Cerrado. *Journal of Mammalogy* 101:1438–1450.
- Risso, J. 2018. Análise geoespacial da dinâmica da soja no bioma Cerrado: 2014 a 2017. *Agrosatélite*.
- Robinson, R. A., and W. J. Sutherland. 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology* 39:157–176.
- Roth, R. R. 1976. Spatial Heterogeneity and Bird Species Diversity. *Ecology* 57:773–782.
- Ruhí, A., T. Datry, and J. L. Sabo. 2017. Interpreting beta-diversity components over time to conserve metacommunities in highly dynamic ecosystems. *Conservation Biology* 31:1459–1468.
- Sala, O. E., F. Stuart Chapin, III, J. J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L. F. Huenneke, R. B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D. M. Lodge, H. A. Mooney, M. Oesterheld, N. L. Poff, M. T. Sykes, B. H. Walker, M. Walker, and D. H. Wall. 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* 287:1770–1774.
- Sano, E. E., A. A. Rodrigues, E. S. Martins, G. M. Bettiol, M. M. Bustamante, A. S. Bezerra, A. F. Couto Jr, V. Vasconcelos, J. Schüler, and E. L. Bolfe. 2019. Cerrado ecoregions: A

spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. *Journal of environmental management* 232:818–828.

Sano, N. Y., and E. M. Vieira. 2017. Efeito da suplementação alimentar no uso do espaço pelo marsupial *Gracilinanus agilis* em fragmentos de Cerradão no Brasil Central.

Schmeller, D. S., J.-B. Mihoub, A. Bowser, C. Arvanitidis, M. J. Costello, M. Fernandez, G. N. Geller, D. Hobern, W. D. Kissling, E. Regan, H. Saarenmaa, E. Turak, and N. J. B. Isaac. 2017. An operational definition of essential biodiversity variables. *Biodiversity and Conservation* 26:2967–2972.

Schütz, C., and C. H. Schulze. 2015. Functional diversity of urban bird communities: effects of landscape composition, green space area and vegetation cover. *Ecology and Evolution* 5:5230–5239.

Serafini, V. N., J. W. Priotto, and M. D. Gomez. 2019. Effects of agroecosystem landscape complexity on small mammals: a multi-species approach at different spatial scales. *Landscape Ecology* 34:1117–1129.

Sikes, R. S., W. L. Gannon, and the Animal Care and Use Committee of the American Society of Mammalogists. 2011. Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. *Journal of Mammalogy* 92:235–253.

da Silva, F. R., T. Gonçalves-Souza, G. B. Paterno, D. B. Provete, and M. H. Vancine. 2022. *Análises Ecológicas no R. Nupeea* : Recife, PE, Canal 6 : São Paulo.

Soininen, J., J. Heino, and J. Wang. 2018. A meta-analysis of nestedness and turnover components of beta diversity across organisms and ecosystems. *Global Ecology and Biogeography* 27:96–109.

Sosa-Gómez, D. R., B. S. Corrêa-Ferreira, C. Beatriz, I. C. Corso, and L. J. Oliveira. 2014. *Manual de identificação de insetos e outros invertebrados da cultura da soja*.

Souza, C. M., J. Z. Shimbo, M. R. Rosa, L. L. Parente, A. A. Alencar, B. F. T. Rudorff, H. Hasenack, M. Matsumoto, L. G. Ferreira, P. W. M. Souza-Filho, S. W. de Oliveira, W. F. Rocha, A. V. Fonseca, C. B. Marques, C. G. Diniz, D. Costa, D. Monteiro, E. R. Rosa, E. Vélez-Martin, E. J. Weber, F. E. B. Lenti, F. F. Paternost, F. G. C. Pareyn, J. V. Siqueira, J. L. Viera, L. C. F. Neto, M. M. Saraiva, M. H. Sales, M. P. G. Salgado, R. Vasconcelos, S. Galano, V. V. Mesquita, and T. Azevedo. 2020. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sensing* 12:2735.

Souza, L. A., J. C. Barbosa, J. F. J. Grigolli, D. F. Fraga, W. Maldonado, and A. C. Busoli. 2013. Spatial Distribution of *Euschistus heros* (F.) (Hemiptera: Pentatomidae) in Soybean. *Neotropical Entomology* 42:412–418.

Steele, K. W., P. M. Bonish, R. M. Daniel, and G. W. O'Hara. 1983. Effect of Rhizobial Strain and Host Plant on Nitrogen Isotopic Fractionation in Legumes. *Plant Physiology* 72:1001–1004.

- Strassburg, B. B. N., T. Brooks, R. Feltran-Barbieri, A. Iribarrem, R. Crouzeilles, R. Loyola, A. E. Latawiec, F. J. B. Oliveira Filho, C. A. de M. Scaramuzza, F. R. Scarano, B. Soares-Filho, and A. Balmford. 2017. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution* 1:1–3.
- Szpak, P., F. J. Longstaffe, J.-F. Millaire, and C. D. White. 2014. Large variation in nitrogen isotopic composition of a fertilized legume. *Journal of Archaeological Science* 45:72–79.
- Tang, J., Y. Li, S. Cui, L. Xu, S. Ding, and W. Nie. 2020. Linking land-use change, landscape patterns, and ecosystem services in a coastal watershed of southeastern China. *Global Ecology and Conservation* 23:e01177.
- Temán, S. J., N. Stevens, A. Monadjem, R. J. Fletcher, J. D. Austin, and R. McCleery. 2021. Savanna Rodents' Selective Removal of an Encroaching Plant's Seeds Increased With Grass Biomass. *Frontiers in Ecology and Evolution* 9.
- Thomas, M. B. 1999. Ecological approaches and the development of “truly integrated” pest management. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 96:5944–5951.
- Thurman, J. H., D. W. Crowder, and T. D. Northfield. 2017. Biological control agents in the Anthropocene: current risks and future options. *Current Opinion in Insect Science* 23:59–64.
- Tonucci, R. G., V. D. Nair, P. K. Ramachandran Nair, and R. Garcia. 2017. Grass vs. tree origin of soil organic carbon under different land-use systems in the Brazilian Cerrado. *Plant and Soil* 419:281–292.
- USDA, F. A. S. 2024, October 4. Soybeans. <https://fas.usda.gov/data/commodities/soybeans>.
- Valencia-Aguilar, A., A. M. Cortés-Gómez, and C. A. Ruiz-Agudelo. 2013. Ecosystem services provided by amphibians and reptiles in Neotropical ecosystems. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*.
- Varzinczak, L. H., M. O. Moura, C. S. Lima, and F. C. Passos. 2019. How do bat, rodent, and marsupial communities respond to spatial and environmental gradients? Insights from a deconstruction of mammal beta diversity from the Atlantic Forest of South America. *Oecologia* 189:851–861.
- Venzon, M., J. A. M. Ferreira, and J. G. Ripposati. 1999. Parasitism of stink bug eggs (Hemiptera: Pentatomidae) of soybean fields in the Triângulo Mineiro, Minas Gerais, Brazil. *Revista de Biología Tropical* 47:1007–1013.
- Villas Bôas, G., and A. R. Panizzi. 1980. Biologia de *Euschistus heros* (Fabricius, 1798) em soja (*Glycine max* (L.) Merrill). *Anais da Sociedade Entomológica do Brasil* 9:105–113.
- Vivan, L. M., and P. E. Degrande. 2011. Pragmas da soja. *Fundação MT Boletim de Pesquisa de Soja* 11:239–297.
- Viveiros de Castro, E. B., and F. A. S. Fernandez. 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 119:73–80.

- Weibull, A.-C., and Ö. Östman. 2003. Species composition in agroecosystems: The effect of landscape, habitat, and farm management. *Basic and Applied Ecology* 4:349–361.
- Whelan, C. J., D. G. Wenny, and R. J. Marquis. 2008. Ecosystem Services Provided by Birds. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1134:25–60.
- Whittaker, R. H. 1972. Evolution and Measurement of Species Diversity. *TAXON* 21:213–251.
- Williams, S. E., H. Marsh, and J. Winter. 2002. Spatial Scale, Species Diversity, and Habitat Structure: Small Mammals in Australian Tropical Rain Forest. *Ecology* 83:1317–1329.
- Willig, M. R., S. J. Presley, C. P. Bloch, C. L. Hice, S. P. Yanoviak, M. M. Díaz, L. A. Chauca, V. Pacheco, and S. C. Weaver. 2007. Phyllostomid Bats of Lowland Amazonia: Effects of Habitat Alteration on Abundance. *Biotropica* 39:737–746.
- Wilman, H., J. Belmaker, J. Simpson, C. de la Rosa, M. M. Rivadeneira, and W. Jetz. 2014. EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecology* 95:2027–2027.
- Wurm, P. a. S. 1998. A surplus of seeds: High rates of post-dispersal seed predation in a flooded grassland in monsoonal Australia. *Australian Journal of Ecology* 23:385–392.
- Zhang, W., T. H. Ricketts, C. Kremen, K. Carney, and S. M. Swinton. 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics* 64:253–260.

7. Material Suplementar

Tabela Suplementar S1. Relação das áreas selecionadas (25) a partir do trabalho de Mendonça et al. (2018) e as três áreas amostradas neste estudo, o ano, as localizações das amostragens (local de estudo e estado) e as referencias compiladas por Mendonça et al (2018).

Área	Ano	Referência	Estado	Local de estudo
cer13	1981	Alho C. J. R. 1981. Small mammal population of Brazilian Cerrado: the dependence of abundance and diversity on habitat complexity. <i>Revista Brasileira de Biologia</i> 41:223–230.	DF	Fazenda Água Limpa
cer35	1997	Anciães M. M. M. Guimarães A. Guimarães M. L. Reis and J. S. Marinho-Filho. 1997. Diversidade e parâmetros populacionais de pequenos mamíferos do Brasil central. Pages 153–156 in L. L. Leite and C. H. Saito editors. <i>Contribuição ao conhecimento ecológico do Cerrado</i> . Departamento de Ecologia/UnB Brasília.	DF	Estação Ecológica Águas Emendadas
cer49	1985	Alho C. J. R. and L. A. Pereira. 1985. Population ecology of a Cerrado rodent community in central Brazil. <i>Revista Brasileira de Biologia</i> 45:597–607.	DF	Parque Nacional de Brasília
cer59	1993	Oliveira P. S. 1993. Estudos de duas comunidades de pequenos mamíferos do Cerrado na Reserva Ecológica do IBGE (RECOR) Brasília - DF. Universidade de Brasília.	DF	Reserva Ecológica do IBGE

- cer84 1999 Vieira E. M. 1999. Small mammal communities and fire in the Brazilian Cerrado. *Journal of Zoology* 249:75–81. DF Jardim Botânico de Brasília
- cer85 1999 Vieira E. M. 1999. Small mammal communities and fire in the Brazilian Cerrado. *Journal of Zoology* 249:75–81. DF Reserva Ecológica do IBGE
- cer120 1998 Reis M. L. and J. S. Marinho-Filho. 1998. Estudo das comunidades de pequenos mamíferos na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESEC-AE)/DF. Pages 171–197 *Anais do seminário de pesquisa em unidades de conservação*. DF Estação Ecológica Águas Emendadas
- cer127 2004 Carmignotto A. P. 2004. Pequenos mamíferos terrestres do bioma Cerrado: padrões faunísticos locais e regionais. Universidade de São Paulo. DF Centro de Instrução e Adestramento de Brasília
- cer171 1983 Borchert M. and R. L. Hansen. 1983. Effects of flooding and wildlife on valley side wet campo rodents in central Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* 43:229–240. DF Parque Nacional de Brasília
- cer195 2015 Ribeiro J. F. 2015. Uso do hábitat em diferentes escalas distribuição da diversidade e nicho isotópico de comunidades de pequenos mamíferos do Cerrado central. Universidade de Brasília. DF Parque Nacional de Brasília
- cer199
- cer203
- cer205
- cer206
- cer222 2005 Vieira E. M. G. Iob D. C. Briani and A. R. T. Palma. 2005. Microhabitat selection and daily movements of two rodents (*Necromys* DF Reserva Ecológica do IBGE

lasiurus and *Oryzomys scotti*) in Brazilian Cerrado as revealed by a spool-and-line device. *Mammalian Biology* 70:359–365.

- | | | | | |
|--------|------|---|----|---|
| cer245 | 2002 | Palma A. R. T. 2002. Estrutura de comunidades de pequenos mamíferos no Cerrado. Universidade de Brasília. | DF | Parque Nacional de Brasília |
| cer286 | 2014 | Cardoso R. M. 2014. Detecção molecular de espécies de <i>Leishmania</i> em mamíferos de unidades de conservação e entorno do Distrito Federal Brasil. Universidade de Brasília. | DF | Reserva Biológica Contagem |
| cer326 | 2013 | Silva A. P. 2013. Diversidade de comunidades de pequenos mamíferos de três fitofisionomias do Cerrado no Brasil central: partição de diversidade regional em componentes alfa e beta. Universidade de Brasília. | DF | Área de Proteção Manancial da Caesb, Jardim Botânico de Brasília e Fazenda Água Limpa |
| cer340 | 2001 | Briani D. C. 2001. Efeito de curto prazo do fogo em comunidades de pequenos mamíferos de Cerrado do Brasil central: abundância das espécies e hábitos alimentares. Universidade Estadual de São Paulo. | DF | Reserva Ecológica do IBGE |
| cer342 | | | | |
| cer343 | | | | |
| cer345 | | | | |
| cer346 | | | | |
| cer348 | | | | |
| cer356 | 2014 | Bonvicino C. R. A. Lazar M. M. O. Corrêa M. Weksler A. da C. Paula and A. M. R. Bezerra. 2014. Conservation units in the core area of the Cerrado domain: an overview on | DF | Reserva Ecológica do IBGE |

the small nonvolant mammals (Rodentia and Didelphimorphia). *Heringeriana* 8:202–221.

cer01	2023	Local amostrado	DF	Núcleo Rural Rio Preto
cer02	2023	Local amostrado	DF	Núcleo Rural Rio Preto
cer03	2023	Local amostrado	DF	Núcleo Rural Rio Preto

Tabela Suplementar S2. Coordenadas das áreas selecionadas (25) a partir do trabalho de Mendonça et al. (2018) e as três áreas amostradas neste estudo. As áreas marcadas com “*” indicam que as coordenadas não são precisas.

Áreas	Coordenadas	
cer01	15°46'45.97" S	47°25'22.62" W
cer02	15°49'40.19" S	47°27'52.48" W
cer03	15°50'21.76" S	47°26'32.49" W
cer13*	15°56'60.00" S	47°55'0.00" W
cer35*	15°33'0.00" S	47°34'60.00" W
cer49*	15°40'0.00" S	48°0'0.00" W
cer59	15°56'2.00" S	47°53'3.00" W
cer84	15°55'24.00" S	47°52'7.00" W
cer85	15°56'7.00" S	47°52'2.00" W
cer120*	15°35'2.00" S	47°40'14.00" W
cer127*	16°0'0.00" S	47°57'0.00" W
cer171	15°44'4.00" S	48°0'45.00" W
cer195	15°42'14.79" S	48°0'2.44" W
cer199	15°42'25.84" S	48°0'50.36" W
cer203	15°41'52.95" S	48°1'48.48" W
cer205	15°42'29.70" S	47°59'31.84" W
cer206	15°43'0.77" S	47°59'53.71" W

cer222	15°56'37.27" S	47°51'36.04" W
cer245	15°36'9.00" S	48°1'32.00" W
cer286	15°40'31.00" S	47°51'58.00" W
cer326*	15°52'60.00" S	47°49'29.00" W
cer340	15°55'54.66" S	47°52'4.02" W
cer342	15°56'11.86" S	47°52'31.78" W
cer343	15°55'59.37" S	47°52'0.39" W
cer345	15°56'20.85" S	47°52'23.74" W
cer346	15°56'15.15" S	47°51'49.99" W
cer348	15°56'41.04" S	47°52'8.07" W
cer356*	15°56'10.40" S	47°51'53.48" W

Tabela Suplementar S3. Todos os valores de diversidade das comunidades de pequenos mamíferos em fragmentos de cerrado sentido restrito no Distrito Federal: riqueza de espécies, índice de diversidade Shannon, índice de diversidade Simpson e diversidade funcional.

Áreas	Riqueza	Índice de Shannon	Índice de diversidade Simpson	Diversidade funcional
cer120	8	1,67	0,24	1,50
cer127	3	1,30	0,26	0,91
cer13	3	1,20	0,32	0,42
cer171	3	0,95	0,46	0,69
cer195	6	1,57	0,24	1,16
cer199	5	1,62	0,19	1,08
cer203	5	1,61	0,20	1,08
cer205	4	1,33	0,29	0,50
cer206	4	1,55	0,20	0,50
cer222	2	0,91	0,41	0,33
cer245	5	1,45	0,25	0,86
cer286	5	1,14	0,42	1,25
cer326	5	1,45	0,27	1,62

cer340	4	1,17	0,35	1,00
cer342	5	1,45	0,27	1,76
cer343	3	1,07	0,41	0,42
cer345	6	1,46	0,27	1,16
cer346	4	0,80	0,59	0,50
cer348	6	1,70	0,20	1,30
cer35	5	1,59	0,22	0,86
cer356	5	1,61	0,20	1,08
cer49	5	1,13	0,45	0,58
cer59	5	0,75	0,65	1,80
cer84	5	1,40	0,33	0,58
cer85	7	1,70	0,20	1,71
cer01	4	1,46	0,25	0,91
cer02	4	1,11	0,39	0,91
cer03	5	1,28	0,34	1,01

Tabela Suplementar S4. Matriz de atributos funcionais de pequenos mamíferos de comunidades de áreas de cerrado sentido no Distrito Federal. Dinv = dieta composta por invertebrados, Dver = dieta composta por vertebrados endotérmicos, Dcar = dieta baseada em carcaças, Dfru = dieta composta por frutas, Dnec = dieta composta por néctar, Dsem = dieta composta por sementes, Dpla = dieta composta por plantas, EV = uso animal de estratos verticais, T = terrestre, S = escansorial e Ar = arborícola, MC = massa corporal média (g).

	Dinv	Dver	Dcar	Dfru	Dnec	Dsem	Dpla	EV	Noturna	Crepuscular	MC
<i>Akodon lindberghi</i>	1	0	0	1	0	1	1	T	1	0	18
<i>Calomys expulsus</i>	1	0	0	1	0	1	1	T	1	0	28,2
<i>Calomys tener</i>	1	0	0	1	0	1	1	T	1	0	14,5
<i>Cerradomys scotti</i>	1	0	0	1	0	1	1	T	1	0	50
<i>Clyomys laticeps</i>	0	0	0	0	0	1	1	T	1	0	172,3

<i>Didelphis albiventris</i>	1	1	1	1	1	1	0	S	1	0	904
<i>Gracilinanus agilis</i>	1	0	0	1	1	0	0	S	1	0	22
<i>Hylaeamys megacephalus</i>	1	0	0	1	0	1	1	T	1	0	57
<i>Monodelphis americana</i>	1	0	0	1	0	0	0	T	1	0	19,5
<i>Necomys lasiurus</i>	1	0	0	1	0	1	1	T	1	1	39,93
<i>Oecomys bicolor</i>	1	0	0	1	0	1	1	T	1	0	34
<i>Oligoryzomys fornesi</i>	1	0	0	1	0	1	1	T	1	0	23,96
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	1	0	0	1	0	1	1	T	1	0	20,5
<i>Oxymycterus delator</i>	1	0	0	0	0	0	1	T	1	0	81,5
<i>Thalpomys cerradensis</i>	1	0	0	1	0	1	1	T	1	0	24
<i>Thalpomys lasiotis</i>	1	0	0	1	0	1	1	T	1	0	24
<i>Rhipidomys macrurus</i>	1	0	0	1	0	1	1	Ar	1	0	79,72
<i>Cryptonanus agricolae</i>	1	0	0	1	1	0	0	T	1	0	18
<i>Oligoryzomys mattogrossae</i>	1	0	0	1	0	1	1	T	1	0	14
<i>Thylamys velutinus</i>	1	1	0	1	1	0	0	T	1	0	28

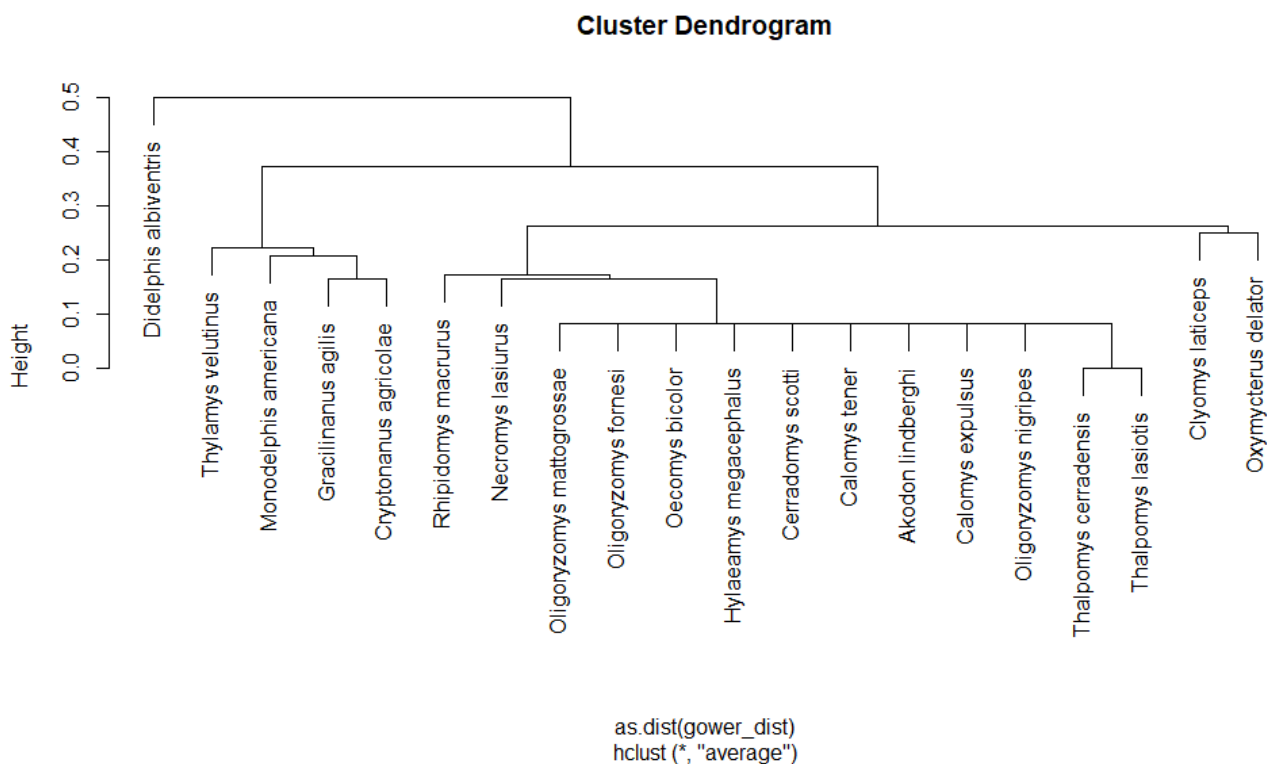


Figura Suplementar S1. Dendrograma funcional da comunidade de pequenos mamíferos de áreas de cerrado sentido restrito do Distrito Federal. Altura = distância de Gower, UPGMA = método de agrupamento, coeficiente de correlação cofenética = 0,93.

Tabela Suplementar S5. Esforço amostral (armadilhas*noite) de captura de pequenos mamíferos em 28 fragmentos de cerrado sentido restrito no Distrito Federal.

Área	Esforço amostral	Área	Esforço amostral
cer120	1156	cer342	1080
cer127	805	cer343	1080
cer13	2000	cer345	2160
cer171	912	cer346	1080
cer195	1376	cer348	2160
cer199	1376	cer35	1920
cer203	1376	cer356	1200
cer205	1376	cer49	19200
cer206	1376	cer59	3152
cer222	1120	cer84	3422
cer245	689	cer85	3420

cer286	1680	cer01	2430
cer326	4608	cer02	2592
cer340	1080	cer03	1458

Capítulo 2

Potencial controle biológico do percevejo marrom (*Euschistus heros*) em áreas de cerrado sentido restrito próximas a plantações de soja no Brasil Central

Resumo

Ecossistemas naturais foram, em sua grande maioria, convertidos em áreas destinadas a agropecuária, sendo a agricultura a principal atividade antrópica, contudo é dependente do uso intensivo de agrotóxicos. O bioma brasileiro Cerrado sofre com a alta taxa de conversão de vegetação nativa para a agropecuária, sua principal atividade agrícola é o plantio de soja. Neste contexto, há a necessidade de uma alternativa ao uso de pesticidas. Espécies nativas podem desempenhar o serviço ecossistêmico de controle biológico de pragas, reduzindo o custo de uso de defensivos para o produtor e gerar benefícios a saúde. Neste trabalho, verificamos o potencial serviço ecossistêmico de controle biológico do percevejo marrom (*Euschistus heros*), principal praga da soja, prestado por comunidades de pequenos mamíferos em três áreas de cerrado sentido restrito adjacentes a plantações de soja no Distrito Federal. Para isso, realizamos a amostragem nessas três áreas por meio da captura, identificação e marcação das espécies, além da coleta das fezes dos indivíduos capturados. Analisamos as amostras fecais em busca de fragmentos de *E. heros* e identificamos a procedência dos percevejos consumidos por meio da análise de isótopos estáveis. Além disso, quantificamos o serviço prestado por meio da valoração do serviço. Encontramos que as espécies *Calomys expulsus*, *Calomys tener*, *Gracilinanus agilis* e *Cerradomys scotti* são consumidoras do *E. heros*. Os fragmentos encontrados nas amostras fecais não eram provenientes de áreas de cultivo, portanto, as espécies identificadas como predadoras do *E. heros* exercem potencialmente o serviço ecossistêmico indireto ao consumir percevejos fêmeas e reduzir a abundância desse inseto em futuras safras. Diante disto, evidenciamos a importância da conservação de áreas naturais próximas a plantações de soja e, consequentemente, a manutenção e conservação de espécies de pequenos mamíferos e a prestação deste serviço ecossistêmico prestado por essas espécies.

PALAVRAS-CHAVE: Rodentia, Didelphidae, Cerrado, controle biológico, serviços ecossistêmicos

Abstract

Most natural ecosystems have been converted into agricultural areas, with agriculture being the main anthropogenic activity, but is dependent on the intensive use of pesticides. Brazil's Cerrado biome suffers from a high rate of conversion of native vegetation to agriculture, and its main agricultural activity is planting soybeans. In this context, there is a need for an alternative to the use of pesticides. Native species can perform the ecosystem service of biological pest control, reducing the cost of pesticide use for producers and generating health benefits. In this study, we verified the potential ecosystem service of biological control of the brown stink bug (*Euschistus heros*), the main pest of soybeans, provided by communities of small mammals in three typical savanna areas adjacent to soybean plantations in the Federal District. To do this, we sampled these three areas by capturing, identifying and marking the species, as well as collecting the feces of the individuals captured. We analyzed the fecal samples for fragments of *E. heros* and identified the origin of the bedbugs consumed using stable isotope analysis. We also quantified the service provided by valuing the service. We found that the species *Calomys expulsus*, *Calomys tener*, *Gracilinanus agilis* and *Cerradomys scotti* are consumers of *E. heros*. The fragments found in the fecal samples did not come from cultivated areas, so the species identified as predators of *E. heros* potentially provide an indirect ecosystem service by consuming female bedbugs and reducing the abundance of this insect in future crops. This highlights the importance of conserving natural areas near soybean plantations and, consequently, the maintenance and conservation of small mammal species and the provision of this ecosystem service by these species.

KEYWORDS: Rodentia, Didelphidae, Cerrado, biological control, ecosystem services

1. Introdução

Os serviços ecossistêmicos são os benefícios que os seres humanos obtêm dos ecossistemas por meio de seus componentes e processos, esses benefícios podem ser gerados através da produção de alimentos, de combustíveis, da regulação do clima, polinização e controle de pragas, além de aspectos indispensáveis à cultura humana (Daily 1997, Costanza et al. 1997, Corvalán et al. 2005). Entretanto, a crescente degradação dos ambientes naturais tem reduzido a disponibilidade e qualidade destes serviços, o que significa a perda dos benefícios (social, ambiental e economicamente) relacionados a eles (Foley et al. 2005b, Dobson et al. 2006, Costanza et al. 2014, Schmeller et al. 2017).

Os serviços ecossistêmicos abrangem uma grande diversidade de serviços, estes são classificados em provisão, regulação e cultural (Haines-Young e Potschin 2018), sendo que classificações anteriores incluíam os serviços de suporte (Corvalán et al. 2005, MEA 2005). Os serviços de regulação são descritos como todas as formas pelas quais os seres vivos podem mediar ou moderar o ambiente, possibilitando efeitos sobre a saúde, segurança ou conforto humano. Portanto, este serviço engloba a regulação e a manutenção do meio ambiente para o homem (Haines-Young e Potschin 2018).

Um dos serviços de regulação é o controle biológico, considerado um dos principais serviços ecossistêmicos providos pelos ecossistemas naturais aos sistemas agrícolas. Esse serviço é definido, geralmente, como a ação dos predadores naturais na estabilização ou diminuição da densidade de pragas em áreas agrícolas, contribuindo, assim, para a produção de alimentos ou biocombustíveis e para o valor de mercado da cultura (Gliessman et al. 1998, Balvanera et al. 2017). Quando a presença dos inimigos naturais não é suficiente para a manutenção de baixos níveis populacionais das pragas, o controle biológico pode ser feito com intervenção humana por meio de três tipos de manejo. O primeiro tipo de manejo é o Controle Biológico Clássico, o qual consiste na liberação e o estabelecimento de espécies exóticas inimigas das pragas agrícolas. O segundo tipo é o Controle Biológico Aumentativo, neste ocorre o aumento das espécies inimigas naturais existentes nas áreas. O terceiro tipo de manejo é o Controle Biológico Conservativo, este tipo de controle está relacionado a estratégias para manutenção e preservação de espécies inimigas naturais, nativas ou exóticas (Flint e Dreistadt 1998; Parra et al. 2002; Parra 2019; Fontes 2020).

A identificação dos predadores naturais de pragas agrícolas e o aumento do conhecimento acerca de sua biologia representa (Thurman et al. 2017), potencialmente, uma alternativa mais viável em termos ambientais, econômicos e de saúde pública quando

comparada à utilização de pesticidas sintéticos (Pimentel 1995, Oliveira et al. 2014). Estima-se que 99% das pragas agrícolas podem ser reguladas pelo controle biológico (Daily 1997), aumentando a qualidade dos produtos, diminuindo o custo das produções e os riscos à saúde dos produtores e consumidores (Pimentel et al. 1992, Fontes 2020). Além disso, atua na manutenção e na estabilidade dos sistemas agrícolas (Pimentel et al. 1992, Daily 1997, Zhang et al. 2007, Oliveira et al. 2014). Dessa maneira, a utilização de inimigos naturais como controle biológico pode ser uma alternativa sustentável econômica e ambientalmente (Pimentel et al. 1992).

Ecossistemas naturais foram, em sua grande maioria, convertidos em áreas destinadas a agricultura e pastagem (Foley et al. 2005b). A agricultura é considerada a principal atividade antrópica, ocupando cerca de 40% da superfície dos continentes (Foley et al. 2005b, FAOSTAT 2022). Entretanto, o desenvolvimento desta gera desserviços ecossistêmicos. Esses desserviços são os efeitos negativos da degradação do ecossistema causada direta ou indiretamente por atividades humanas (Lyytimäki e Sipilä 2009). Os desserviços mais importantes são: a perda da biodiversidade (Gordon et al. 2010) e degradação ou perda da estrutura ou das funções dos ecossistemas naturais (Dale e Polasky 2007; Zhang et al. 2007; Bommarco et al. 2013). Os serviços e desserviços ecossistêmicos são noções antropogênicas, com as necessidades, valores e atitudes humanas sendo o foco central na gestão da biodiversidade (Lyytimäki e Sipilä 2009).

A partir de um conjunto de métodos, a valoração de serviços ecossistêmicos visa apresentar um valor monetário que demonstre a importância do serviço ou a falta dele. Entretanto, identificar, quantificar e valorar os serviços e desserviços ecossistêmicos é muito complexo devido à variedade de serviços e desserviços envolvidos no processo de produção, transporte e comercialização dos produtos agropecuários (Gordon et al. 2010, Power 2010, Balbi et al. 2015). As respostas apresentadas pela valoração são úteis para o desenvolvimento de políticas e ações para a conservação e proteção dos ecossistemas naturais e seu uso de maneira sustentável (Costanza et al. 1997, 2014).

A maior parte da área plantada no mundo é de plantio de grãos, entre os quais a soja (*Glycine max*) é cultivada em cerca de 138 milhões de hectares e produzido 395 milhões de toneladas no mundo (USDA 2024). Em um levantamento em 2024, o Brasil produziu 147 milhões de toneladas de soja, sendo 45 milhões de hectares de área cultivada, considerado altamente agropecuário e um importante exportador de itens alimentícios (FAOSTAT 2022, CONAB 2024). Conseqüentemente, há a utilização de grandes quantidades de pesticidas, em

2022 o Brasil foi o maior utilizador de pesticida no mundo (FAOSTAT 2022). Assim, a produção de soja da soja representa uma parte significativa da economia do Brasil, país que apresenta uma intensa expansão agrícola, com a redução de vegetação nativa alcançando 71 milhões de hectares (Ferreira et al. 2012, Souza et al. 2013).

O Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro e considerado a mais diversa e mais ameaçada savana tropical do mundo (Strassburg et al. 2017). Isso devido a alta taxa de conversão de vegetação nativa para áreas agropecuárias, com essas atividades antrópicas ocupando cerca de 47% de sua área (Mapbiomas 2022). A principal atividade agrícola é o plantio de soja ocupando uma área de 15,6 milhões de ha, que representa 90% da agricultura anual; aproximadamente, 52% de toda a soja do Brasil está nesse bioma (Risso 2018). A produção de soja no Cerrado tem gerado uma intensa degradação ambiental, podendo causar a perda da biodiversidade e das funções ecossistêmicas (Zhang et al. 2007, Gordon et al. 2010, Power 2010, Ferreira et al. 2012).

Um dos principais custos de produção, ambiental e sanitário nos plantios de soja no Brasil é o controle do percevejo marrom (*Euschistus heros*, Hymenoptera, Pentatomidae), a principal praga da soja devido à sua abundância nas plantações, podendo causar danos de até 30% na produção (Vivan e Degrande 2011). O percevejo marrom pode ser encontrado no Brasil do estado do Paraná ao Brasil Central, ocorrendo naturalmente em áreas de Cerrado (Panizzi et al. 2012). De acordo com Camargo e colaboradores (de Camargo et al. 2022), essa praga agrícola foi consumida intensamente por uma espécie de pequeno mamífero, o marsupial *Gracilinanus agilis* (Didelphimorphia, Didelphidae), realizando seu controle biológico. Essa espécie de marsupial estava presente em fragmentos naturais de cerradão e mata de galeria, fitofisionomias do Cerrado, próximos à uma área de plantio de soja. O serviço prestado por essa espécie resulta em uma diminuição significativa dos custos de aplicação de agrotóxicos, sendo ainda mais significativa quando consideramos o controle biológico indireto, ou seja, o consumo de fêmeas. O consumo da praga pelo marsupial foi, principalmente, durante a estação seca, época em que os percevejos migram das áreas de soja para outras áreas durante o período de entressafra (DeCamargo et al. 2017, de Camargo et al. 2022).

A paisagem do Cerrado apresenta diversas formações que são dependentes da composição e densidade dos estratos arbóreos e herbáceos, entre elas estão as formações savânicas, campestres e florestais. O cerrado sentido restrito é uma fitofisionomia de formação savânica e considerada a mais abundante no bioma (Ribeiro e Walter 1998; Felfili

et al. 1992). Entretanto, nessa fitofisionomia, é desconhecido se as espécies de pequenos mamíferos presentes são predadores naturais do *E. heros* e realizam seu controle biológico. A identificação desse serviço em diferentes paisagens do Cerrado e por diferentes espécies de pequenos mamíferos pode promover a conservação de áreas naturais em mosaicos agrícolas. Desta forma, pode fundamentar em alternativas ambientalmente e economicamente viáveis para a redução do uso de defensivos agrícolas e a manutenção de ecossistemas naturais.

Perante o exposto e considerando que os ambientes naturais próximos às plantações podem promover o serviço de regulação de pragas por predadores naturais e, assim, diminuir os custos de produção (Gardiner et al. 2009, Chaplin-Kramer et al. 2011). Esse estudo pretende identificar, quantificar e valorar o serviço de controle biológico da principal praga da soja (*E. heros*) prestados pelos pequenos mamíferos não-voadores em fragmentos de cerrado sentido restrito adjacentes a plantações de soja na região leste do Distrito Federal. Para isso, amostramos as comunidades para identificar e quantificar as espécies presentes, com a estimativa das densidades populacional. Em relação às espécies capturadas, identificamos e quantificamos, através da análise das fezes dos indivíduos capturados, quais espécies são predadoras do *E. heros* e a procedência desses pentatomídeos predados através da análise isotópica dos fragmentos encontrados nas fezes. Por fim, valoramos o serviço de regulação prestado pelos pequenos mamíferos no controle populacional da principal praga da soja (*E. heros*) para as áreas amostradas. Esperamos que (1) as espécies de pequenos mamíferos capturadas e identificadas são predadoras do *E. heros*, (2) a procedência dos percevejos predados são das áreas de cultivo e (3) essas espécies exercem o serviço ecossistêmico direto e, também, indireto.

2. Material e métodos

2.1 Espécies alvo

2.1.1 Pequenos mamíferos não-voadores

Os pequenos mamíferos não-voadores neotropicais representam 341 espécies no Brasil (Reis et al. 2006, Paglia et al. 2012), esse grupo compreende os marsupiais e roedores com o peso inferior à 3 kg (Paglia et al. 2012). Esses organismos apresentam uma grande variedade de formas e comportamentos, podendo habitats diferentes ecossistemas (Kay e Hoekstra 2008). As espécies contempladas nesse grupos podem ser herbívoros, onívoros,

insetívoros e carnívoros, apresentando uma alta variedade de dieta e hábitos alimentares (Bonvicino e Bezerra 2003; Reis et al. 2006; Cantor et al. 2010; De Camargo et al. 2014; Lessa e Geise 2014). No Cerrado foram registradas 118 espécies de pequenos mamíferos, sendo 29 de marsupiais e 87 de roedores (Mendonça et al. 2018). Dessas espécies, 57 foram registradas no cerrado sentido restrito (Mendonça et al. 2018), demonstrando uma diversa comunidade de pequenos mamíferos. Essas espécies desempenham importantes funções nos ecossistemas como presas, predadores e dispersores de sementes (Eisenberg e Redford 1989, Bonvicino e Bezerra 2003, De Camargo et al. 2014, 2019, 2022).

2.1.2 Percevejo marrom da soja (*Euschistus heros*, Fabrícus, 1798)

O percevejo marrom, *Euschistus heros* (Hemiptera: Pentatomidae), é nativo da região neotropical, presente desde a Argentina até o Panamá (Panizzi 1997). A principal fonte de alimentação do percevejo marrom são as leguminosas de diferentes famílias, principalmente a soja (*Glycine max*), podendo migrar de cultura de acordo com a disponibilidade de recurso, dificultando seu controle populacional (Panizzi 1997). Essa espécie de percevejo é considerada a principal praga de soja devido à sua abundância significativa nas plantações, os danos causados podem chegar até 30% na produção de soja (Vivan e Degrande 2011).

O ciclo biológico desse percevejo é mais curto em regiões mais quentes, levando aproximadamente 34 dias para completar o ciclo (Villas Bôas e Panizzi 1980; Cividanes e Parra 1994; Panizzi e Oliveira 1998). No estágio adulto, os indivíduos dessa espécie poderão se reproduzir em aproximadamente 11 dias (Costa et al. 1998). A longevidade média do indivíduo adulto dessa espécie é de 116 dias (Panizzi et al. 2012). Em recursos mais abundantes e nutritivos, como a soja (Villas Bôas e Panizzi 1980), essa espécie pode produzir três gerações por ciclo (Panizzi 1997). Os ovos são depositados principalmente nas folhas ou nas vagens da soja (Sosa-Gómez et al. 2014).

No Brasil, essa espécie ocorre, principalmente, nas regiões mais quentes, do estado do Paraná ao Brasil Central (Panizzi et al. 2012). Nessas regiões, *E. heros* é encontrado em plantações de soja nos períodos entre maio e novembro, durante a safra. Na entressafra o *E. heros* entra em diapausa, uma estratégia que permite ao inseto atravessar o período desfavorável. Durante este período, o *E. heros* está menos sujeito ao parasitismo e à predação, resultando em maior sobrevivência e favorecendo a sua abundância (Panizzi 1997).

2.2 Área de estudo

A amostragem foi feita em uma campanha durante a estação seca (abril a setembro – período de entressafra) em fragmentos de cerrados s. r. inseridos em uma paisagem agrícola e adjacentes a plantações de soja, localizadas na região administrativa de Planaltina (RA VI), porção leste do Distrito Federal, Brasil

A região de estudo está situada na bacia do Rio Preto e é caracterizada pelo intenso uso agrícola. As propriedades rurais dessa região são principalmente de médio e grande porte, voltadas para o cultivo de grãos, compondo grande parte da plantação de soja no DF (GDF 2022). A escolha das áreas de amostragem foi definida após conversas com os proprietários rurais, as cooperativas e associações de produtores da região. Os fragmentos amostrados, cer01 (31,25ha), cer02 (4,83ha) e cer03 (13,60ha), estavam dispostos a uma distância mínima de dois quilômetros em propriedades rurais distintas para garantir a independência das amostras.

2.3 Captura dos pequenos mamíferos

Instalamos em cada um dos fragmentos amostrado um gradeado de 120 m x 120 m (1,44 ha) composto por 81 estações de captura ao total, cada uma disposta a 15 m de distância e distribuídas em nove linhas paralelas, sendo cada linha com nove estações de captura. Em cada uma das estações de captura posicionamos duas armadilhas do tipo *Sherman* (23 x 9 x 8 cm) exclusivamente no solo, devido as maiores probabilidade de captura de pequenos roedores de hábitos terrestres (Paglia et al. 2012) e iscadas com uma mistura de sardinha em lata, fubá, essência de baunilha e pasta de amendoim. A amostragem em cada fragmento durou por no mínimo seis noites consecutivas e prolongamos até que fosse atingido o número mínimo de 20 indivíduos das espécies mais abundantes. Dessa forma, o esforço foi de 14 noites no cer01, 15 noites no cer02 e oito noites para cer03, totalizando um esforço de amostragem de 5.994 armadilhas*noite.

Para cada um dos indivíduos capturados foram registrados: data, local, estação de captura, espécie, captura ou recaptura, número do brinco, sexo, peso, medidas corporais (comprimento do corpo, da cauda e da pata posterior direita), condição reprodutiva e idade (jovem ou adulto). Os indivíduos capturados pela primeira vez foram marcados com dois brincos numerados do modelo 1005-1 (National Band andTags Co., Newport, KY, USA) e liberados no mesmo local de captura. Os indivíduos que eventualmente vieram a óbito durante a campanha foram coletados, taxidermizados e depositados na Coleção de

Mamíferos da Universidade de Brasília (CMUNB). Seguimos as diretrizes da Sociedade Americana de Mastozoologistas (Sikes et al. 2011), sendo autorizados pelo Comitê de Ética em Experimentação Animal da Universidade de Brasília e a autorização pelo SISBio-ICMBio (87029-1).

2.4 Captura dos pervejos marrons (*E. heros*)

Os indivíduos de *E. heros* foram coletados de forma ativa e manual na estação chuvosa (outubro a março – período de safra) nas áreas de plantio de soja adjacentes às áreas naturais amostradas. Os indivíduos foram armazenados em potes plásticos e levados ao freezer do Laboratório de Ecologia e Conservação Animal (LECA) a uma temperatura entre -18° a -20° C para a preservação das amostras e posterior análise isotópica. Essas coletas foram realizadas para servirem como linha de base para comparações das assinaturas isotópicas com percevejos obtidos a partir das fezes dos pequenos mamíferos.

2.5 Coleta e identificação das amostras fecais

Para cada captura, as fezes presentes nas armadilhas foram coletadas diretamente das armadilhas e/ou no momento de manipulação de cada indivíduo capturado. As fezes eram armazenadas em potes plásticos devidamente identificados e posteriormente armazenados em freezer para triagens futuras de análise, identificação e quantificação da presença de fragmentos do *E. heros*. Após cada captura, as armadilhas foram limpas ou substituídas por uma nova armadilha limpa, a fim de evitar a contaminação das amostras de fezes subsequentes por outros indivíduos capturados na mesma estação de captura.

As amostras fecais passaram por um processo de triagem, na qual foram lavadas com água em laboratório com malha de peneira granulométricas (0,1 mm) e depositados os conteúdos fecais obtidos a partir desse processo em placas de petri. Posteriormente, com o auxílio de um microscópio estereoscópico binocular, buscamos restos de *E. heros* com o uso de uma pinça de relojoeiro. Separamos, limpamos e armazenamos os fragmentos encontrados (fragmentos do exoesqueleto, asas, cabeças, espinhos do pronoto e partes das pernas) em eppendorfs, os quais foram secos em estufa a 60°C por 72h e posteriormente encaminhados para análise de isótopos. O processo de triagem e identificação dos fragmentos de *E. heros* foram baseados em materiais fornecidos por Camargo e colaboradores (2022; comunicação pessoal). Todas as amostras, provenientes de capturas e recapturas, foram analisadas.

2.5 Análise isotópica

A identificação da procedência dos percevejos consumidos pelos pequenos mamíferos nas áreas amostradas, se eram provenientes das áreas de cultivo ou de áreas naturais, foi avaliada usando análise de isótopos estáveis e baseada no trabalho de Camargo e colaboradores (de Camargo et al. 2022). Investigamos as assinaturas isotópicas ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) de fragmentos de *E. heros* encontrados nas amostras fecais dos pequenos mamíferos capturados nas áreas de cerrado s.r.. Como base para comparação das assinaturas isotópicas, realizamos também a análise dos percevejos coletados ativamente em cada uma das áreas de plantio de soja amostradas durante a safra.

Os dois grupos de amostras (restos encontrados em fezes e percevejos coletados na cultura da soja) foram lavados em água destilada, secos em estufa a 60°C por 72 h, moídos em um pó homogêneo e pesados em cápsulas de estanho em uma balança analítica (precisão de 0,0001 g). As amostras de restos fecais tiveram o peso mínimo de 0,5 mg e as amostras de percevejos coletados na cultura tiveram o peso mínimo de 0,6 mg. Portanto, para atingir o peso mínimo algumas amostras precisaram ser agrupadas. Priorizamos agrupar amostras de indivíduos da mesma área, mesma espécie e mesmo sexo, houveram exceções em que amostras de indivíduos de espécies e sexos diferentes foram agrupados para atingir o peso mínimo. Porém, não houve agrupamento de amostras pertencentes a áreas diferentes. As amostras contendo os percevejos (percevejo marrom e percevejo-barriga-verde) coletados na soja não precisaram de agrupamentos, todas as amostras continham no mínimo 0,6 mg

Para determinar as razões isotópicas de *E. heros*, as amostras foram enviadas para o Laboratório de Ecologia de Isótopos do Centro de Energia e Agricultura Nuclear (CENA, em português) na Universidade de São Paulo, Piracicaba, São Paulo, Brasil.

2.6 Análise estatística

Para a análise estatística, as áreas de amostragem foram consideradas réplicas independentes. Com isso, comparamos a similaridade das assinaturas $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de *E. heros* obtidas nas amostras fecais durante a entressafra da soja com as assinaturas de percevejos coletados na cultura durante a safra (considerados como linha de base). Para realizar esta comparação, primeiro calculamos a área de elipse padrão corrigida para tamanho de amostra pequeno (SEAc) para cada grupo e calculamos a sobreposição entre essas elipses expressa em proporção, o que é considerada uma medida quantitativa de similaridade alimentar entre populações (Jackson et al. 2012). Para a comparação da

sobreposição entre as elipses, geramos estimativas posteriores empregando o método *Markov Chain Monte Carlo* (MCMC) com 10.000 permutações para gerar intervalos Bayesianos de 50, 75 e 95%. Uma sobreposição comparativamente maior entre pares de elipses indicaria uma alta similaridade de assinaturas isotópicas entre os grupos e, portanto, um uso similar de recursos alimentares por *E. heros*. Portanto, no caso de uma maior sobreposição de elipse entre as assinaturas isotópicas de percevejos consumidos por cada espécie de pequeno mamífero em ambientes naturais e os percevejos coletados na soja, indicaria que a fonte de *E. heros* é o entorno da cultura da soja. Essas análises foram realizadas no software R versão 3.5.1 utilizando o pacote SIBER (Jackson et al. 2011).

Em relação à assimilação de ^{15}N , os valores de $\delta^{15}\text{N}$ de *E. heros* foram avaliados como uma abordagem complementar para determinar a origem dos percevejos consumidos pelos pequenos mamíferos (provenientes das áreas naturais ou dispersos da safra de soja). Para isso, a dispersão intragrupo dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ foi comparada entre dois grupos de *E. heros*: (1) aqueles encontrados nas amostras fecais dos pequenos mamíferos nas áreas de cerrado s.r. durante a entressafra de soja (estação seca) e (2) valores de $\delta^{15}\text{N}$ para os percevejos coletados na cultura da soja durante a safra. Para esta comparação, utilizamos um teste permutacional para a hipótese nula de homogeneidade de dispersão (PERMDISP) utilizando a distância euclidiana como medida de dissimilaridade (Anderson 2008). Nossas análises estatísticas foram baseadas no trabalho de Camargo e colaboradores (de Camargo et al. 2022).

2.7 Valoração do serviço ecossistêmico

2.7.1 Potencial de predação

A valoração do serviço ecossistêmico de controle biológico por pequenos mamíferos foi calculada para todas as espécies identificadas como predadoras de *E. heros*. Os dados de potencial de predação foram retirados do trabalho de Camargo et al. (2022). Neste trabalho, os autores elaboraram um protocolo experimental de oferta de percevejos a uma espécie de marsupial, *G. agilis*, em cativeiro com a finalidade de determinar o número máximo possível que um indivíduo dessa espécie pode consumir de percevejos marrons, *E. heros*, em uma única noite.

Os autores verificaram que o marsupial *G. agilis* consome uma média de 101,64 percevejos marrons por noite. Além disso, consideraram a proporção de *E. heros* em relação aos outros artrópodes consumidos por *G. agilis*. Dessa forma, estimaram que, em ambientes

naturais, um indivíduo de *G. agilis* consome em média 22,85 percevejos por noite ($Cons_{percv}$). Consideramos, então, esse valor de consumo para todas as espécies de pequenos mamíferos identificadas como predadoras de *E. heros*.

2.7.2 Densidade populacional

Para a estimativa do efeito potencial que as populações de pequenos mamíferos podem exercer sobre a regulação populacional de *E. heros* nos fragmentos de cerrado s.r., calculei as suas densidades populacionais nas áreas de cerrado s.r.. Uma vez que os indivíduos não estão limitados a área do gradeado da amostragem, estabeleci uma faixa de contorno hipoteticamente circular de 0,2 ha e raio de 25,2 m que pode ser utilizada pelos indivíduos (Krebs et al. 2011; Ribeiro 2011; Sano e Vieira 2017). Após esse cálculo, dividi o número de indivíduos capturados (abundância mínima conhecida) pela nova área efetiva da grade (de Camargo et al. 2022).

2.7.3 Valoração do serviço prestado pelos pequenos mamíferos

Para valorar o serviço direto potencialmente prestado pelas espécies de pequenos mamíferos na predação do percevejo marrom ($Dserv_{sp}$), utilizamos a seguinte fórmula (de Camargo et al. 2022):

$$Dserv_{sp} = Custo_{percv} \times Dens_{sp} \times Cons_{percv} \times Tempo$$

Onde: $Custo_{percv}$ é o custo de controle do *E. heros* para o fazendeiro no Distrito Federal, considerando a aplicação mecânica e o preço de compra do inseticida. Esse valor é dado pela razão entre o valor total gasto pelos agricultores em inseticida por hectare e a densidade populacional mínima de *E. heros* (em indivíduos por hectare) necessária para aplicação de inseticida. Além disso, $Dens_{sp}$ é a densidade da espécie de pequeno mamífero; $Cons_{percv}$ é o número médio de *E. heros* potencialmente consumidos por noite pelos pequenos mamíferos em ambientes naturais; e Tempo é o período em que a proteção sanitária das lavouras de soja ocorre anualmente (de julho a setembro, totalizando 90 dias).

Além disso, o serviço indireto potencialmente prestado pelos pequenos mamíferos na predação do percevejo marrom consiste na predação de fêmeas reprodutivas de percevejos em ambientes naturais. Esse serviço pode reduzir a abundância populacional de percevejos nas lavouras nos meses seguintes. Para a valoração do controle do percevejo marrom, apenas calculamos a valoração do serviço indireto prestado pelas espécies de pequenos mamíferos, uma vez que nossos resultados não corroboraram com nossa hipótese

de que os percevejos consumidos pelos pequenos mamíferos em áreas naturais durante a entressafra seriam provenientes de áreas de plantio de soja. Para valorar este serviço de regulação indireta ($R_{ser_{sp}}$), utilizei a seguinte fórmula (de Camargo et al. 2022):

$$R_{ser_{sp}} = \text{Custo}_{\text{percv}} \times \text{Cons}_{\text{femsp}} \times N_{\text{rep}} \times N_{\text{ovo}} \times \text{Sbrv}_{\text{ovo}} \times \text{Dens}_{\text{sp}} \times \text{Tempo}.$$

Para isto, consideramos que o custo do percevejo marrom para o agricultor ($\text{Custo}_{\text{percv}}$) é de US\$ 0,0008 (de Camargo et al. 2022). O número de fêmeas consumidas por noite ($\text{Cons}_{\text{femsp}}$) foi calculado dividindo o número de percevejos consumidos por noite por dois, uma vez que o percevejo apresenta uma razão sexual de 1:1 (Mendoza et al. 2016). Dessa forma, o número de fêmeas consumidas por noite ($\text{Cons}_{\text{femsp}}$) é de 11,42. A proporção média de fêmeas na população capaz de produzir ovos (N_{rep}) é de 0,862 (Cividanes e Parra 1994; Panizzi e Oliveira 1998; Malaguido e Panizzi 1999). O número médio de ovos postos por fêmea (N_{ovo}) é 204,03 (Villas Bôas e Panizzi 1980; Panizzi e Oliveira 1998; Malaguido e Panizzi 1999). A taxa média de sobrevivência de *E. heros* sob os efeitos do parasitismo de ovos na cultura da soja (Sbrv_{ovo}) é de 45,90% (Correa-Ferreira e Moscardi 1995; Venzon et al. 1999; Michereff et al. 2015; Eduardo et al. 2018). O período em que ocorre anualmente a ruptura sanitária das lavouras de soja (tempo) é de 90 dias e Dens_{sp} é a densidade das espécies em ambientes naturais.

Posteriormente, somamos a valoração do serviço indireto prestado por todas as espécies de pequenos mamíferos por área, assim obtivemos o valor monetário por hectare em cada fragmento de cerrado s.r. que amostramos. Para obter o valor monetário total de cada área amostrada, multiplicamos esse valor pela área de cada fragmento.

3. Resultados

3.1 Captura dos pequenos mamíferos e percevejos

Capturamos um total de 148 indivíduos pertencentes a cinco espécies, quatro espécies de roedores (*Calomys expulsus*, *Calomys tener*, *Cerradomys scotti* e *Rhipidomys macrurus*) e uma espécie de marsupial (*Gracilinanus agilis*; Tabela 1). No cer01 capturamos 51 indivíduos pertencentes a quatro espécies: *Calomys expulsus* (18 indivíduos), *Calomys tener* (nove), *Cerradomys scotti* (seis) e *Gracilinanus agilis* (18). No cer02 foram 49 indivíduos pertencentes a quatro espécies, *C. expulsus* (30 indivíduos), *C. tener* (15), *C. scotti* (1) e *G. agilis* (3). No cer03 foram capturados 40 indivíduos pertencentes a quatro espécies: *C. expulsus* (28 indivíduos), 16 de *C. tener* (16), *Rhipidomys macrurus* (2) e *G.*

agilis (2). A espécie mais abundante foi *C. expulsus*, com 76 indivíduos capturados (51% do total).

Tabela 1. Riqueza de espécies e abundância dos pequenos mamíferos capturados em fragmentos de cerrado sentido restrito (cer01, cer02 e cer03) em uma paisagem agrícola no núcleo rural Rio Preto (DF).

<i>Espécie</i>	<i>Abundância</i>		
	cer01	cer02	cer03
Família Cricetidae			
<i>Calomys expulsus</i>	18	30	28
<i>Calomys tener</i>	9	15	16
<i>Cerradomys scotti</i>	6	1	
<i>Rhipidomys macrurus</i>			2
Família Didelphiidae			
<i>Gracilinanus agilis</i>	18	3	2
<i>Total</i>	<i>51</i>	<i>49</i>	<i>48</i>

Além dos pequenos mamíferos, foram coletados indivíduos de *Euschistus heros*. Na área cer01 foram coletados oito indivíduos do percevejo marrom e na área cer02 foram capturados quatro indivíduos do percevejo. Para a área cer03 não foram coletados percevejos devido a colheita da soja antecipada, quando fui realizar a coleta os produtores da área já tinham realizado a colheita da soja. Além disso, na área de plantio de soja da cer01 também foram encontrados seis indivíduos de *Diceraeus sp* (percevejo-barriga-verde; Hemiptera: Pentatomidae). Esse percevejo se destaca por atacar culturas de milho, sendo pragas iniciais consideradas importantes nesse tipo de cultura. Entretanto, também podem estar presentes na cultura da soja. Dessa forma, essa espécie de percevejo também causa danos significativos aos sistemas de produção agrícola (Correa-Ferreira e Sosa-Gomez 2017). Portanto, os indivíduos do percevejo-barriga-verde foram coletados para, também, servirem como base para comparação com os fragmentos de percevejos encontrados nas fezes coletadas dos pequenos mamíferos.

3.2 Coleta e identificação das amostras fecais

Foram coletadas 279 amostras fecais dos pequenos mamíferos capturados nas três áreas, sendo 94 amostras pertencentes a área cer01 (33% do total), 101 amostras pertencentes a área cer02 (36% do total) e 84 amostras pertencentes a área cer03 (30% do total; Tabela 2). No total de amostras inclui as amostras de fezes coletadas nas capturas e recapturas dos pequenos mamíferos. A espécie com maior quantidade de amostras fecais foi *C. expulsus*, com 147 amostras (52% do total).

Tabela 2. Amostras fecais dos pequenos mamíferos capturados em fragmentos de cerrado sentido restrito (cer01, cer02 e cer03) em uma paisagem agrícola no núcleo rural Rio Preto (DF).

<i>Espécie</i>	<i>Amostras fecais (n°)</i>		
	cer01	cer02	cer03
Família Cricetidae			
<i>Calomys expulsus</i>	35	63	49
<i>Calomys tener</i>	20	27	27
<i>Cerradomys scotti</i>	12	4	
<i>Rhipidomys macrurus</i>			2
Família Didelfíidae			
<i>Gracilinanus agilis</i>	27	7	6
<i>Total</i>	<i>94</i>	<i>101</i>	<i>84</i>

As espécies identificadas como consumidoras de *E. heros*, após o processo de busca por fragmentos de *E. heros* nas fezes dos pequenos mamíferos em laboratório (conforme abordado em “Coleta e identificação das amostras fecais”), foram quatro: *Calomys expulsus*, *Calomys tener*, *Cerradomys scotti* e *Gracilinanus agilis*. Na área cer01, foram identificados fragmentos do percevejo em fezes de 17 indivíduos de *G. agilis*, representando cerca de 94% dos indivíduos capturados dessa espécie; dois indivíduos de *C. tener*, representando cerca de 22% dos indivíduos capturados; três indivíduos de *C. scotti*, representando exatamente 50% dos indivíduos capturados; e dois indivíduos de *C. expulsus*, representando aproximadamente 11% dos indivíduos capturados. Sendo assim, o total de indivíduos que

possuíam em suas fezes fragmentos do percevejo marrom foi de 24 indivíduos, totalizando aproximadamente 47% de todos os indivíduos capturados na área cer01.

Na área cer02, foram identificados fragmentos de *E. heros* em fezes de três indivíduos de *G. agilis* (100% dos indivíduos capturados dessa espécie), quatro indivíduos de *C. expulsus* (13%) e um indivíduo de *C. tener* (cerca de 6%). Dessa forma, totalizando oito indivíduos de pequenos mamíferos capturados na cer02 que possuíam fragmentos de *E. heros* em suas fezes, representando 16% de todos os indivíduos capturados nessa área. Na área cer03, as taxas de presença de *E. heros* em fezes de pequenos mamíferos foi ainda menor: três indivíduos de *C. expulsus* (cerca de 10%), um indivíduo de *C. tener* (cerca de 6%) e dois indivíduos de *G. agilis* (100%). Portanto, o total de seis indivíduos de pequenos mamíferos que representa apenas 12% de todos os indivíduos capturados nessa área.

Sendo assim, do total de 38 amostras considerando todas as três áreas (cer01, cer02 e cer03), finalizamos esse processo com 20 amostras após os agrupamentos necessários, sendo 16 amostras da cer01, três amostras da cer02 e uma amostra da cer03 (Tabela Suplementar S1).

3.3 Análise isotópica

Para a análise isotópica, foram considerados apenas os valores isotópicos das amostras de percevejos coletados na soja e os percevejos coletados e encontrados nas fezes de pequenos mamíferos em áreas nativas no período de entressafra da área cer01. Os valores isotópicos das amostras de percevejos marrons coletados e encontrados nas fezes de pequenos mamíferos das áreas cer02 e cer03 foram desconsiderados devido ao baixo N amostral. Portanto, as análises estatísticas foram realizadas utilizando somente os dados referentes a área cer01.

A análise Bayesiana indicou uma maior amplitude de nicho (Figura 1) para os percevejos marrons encontrados e coletados nas fezes dos pequenos mamíferos durante a entressafra. Nesse período, os valores de $\delta^{15}\text{N}$ variaram entre -0,09 a 3,61. Os percevejos-barriga-verde (*Diceraeus sp*) coletados na soja no período de safra tiveram a segunda maior amplitude de nicho, com valores de $\delta^{15}\text{N}$ variando entre 0,21 a 2,09. Já para os percevejos marrons coletados na soja no período de safra, os valores de $\delta^{15}\text{N}$ tiveram uma variação de 0,03 a 1,62. Em relação aos valores de $\delta^{13}\text{C}$, a maior amplitude de nicho foi dos percevejos-barriga-verde, com valores entre -26,64 e -14,00. Para os percevejos encontrados e coletados nas amostras fecais dos pequenos mamíferos, a variação de $\delta^{13}\text{C}$ foi de -26,31 e -16,61. A

menor amplitude de nicho registrada foi para os percevejos marrons coletados na soja durante a safra, com valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre -27,66 e -25,61. Diante disso, a menor área de elipse foi do percevejo marrom coletado na soja durante a safra e a maior área de elipse foi do percevejo-barriga-verde (Figura 2).

Além disso, ao comparar os percevejos marrons coletados na soja durante a safra com os percevejos-barriga-verde coletados na soja, a porcentagem de sobreposição das elipses que consideraram as razões isotópicas ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) foi de 0,05. Na comparação entre percevejo-barriga-verde coletados na soja e percevejos marrons coletados e encontrados nas fezes de pequenos mamíferos em áreas nativas no período de entressafra, a porcentagem de sobreposição das elipses que consideraram as razões isotópicas ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) também foi de 0,05. Por fim, tivemos o mesmo resultado na comparação entre percevejos marrons coletados na soja e percevejos marrons coletados e encontrados nas fezes de pequenos mamíferos em áreas nativas no período de entressafra (Figura 3).

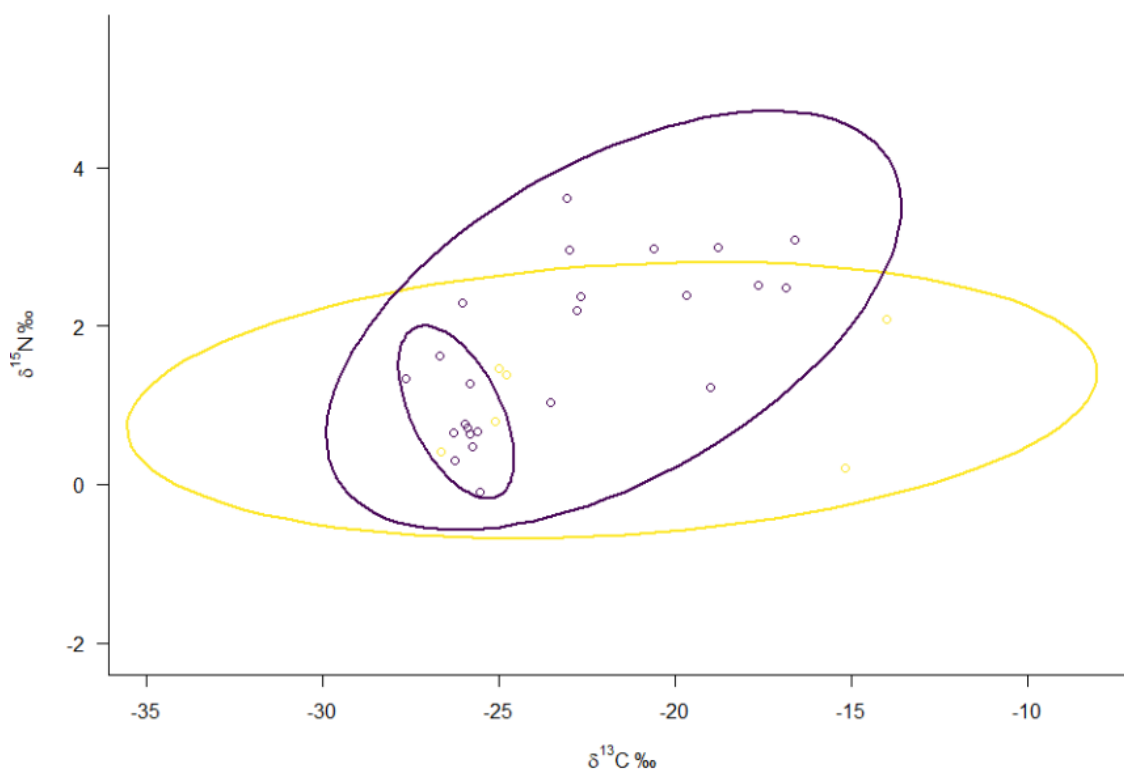


Figura 1. Nicho isotópico dos percevejos marrons (*E. heros*) e do percevejo-barriga-verde (*Diceraeus sp*) coletados em uma paisagem agrícola no núcleo rural Rio Preto (DF). As elipses foram geradas com um intervalo de confiança de 95%. Grupos: *Diceraeus sp* coletados na soja (elipse amarela), *E. heros* coletados na soja (elipse azul menor) e *E. heros*

coletados e encontrados nas fezes de pequenos mamíferos em áreas nativas no período de entressafra (elipse azul maior).

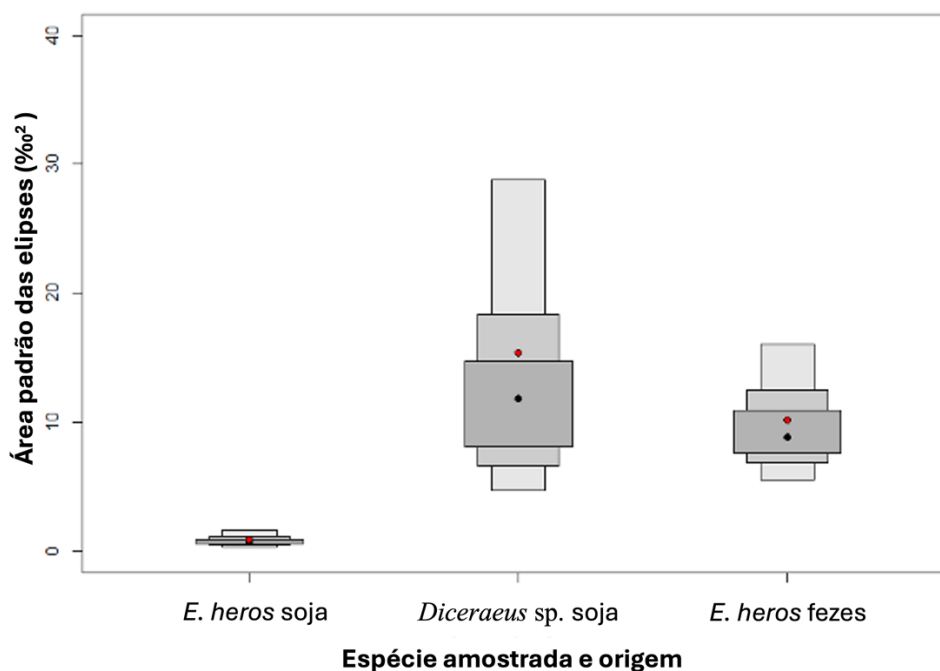


Figura 2. Áreas padrões das elipses dos percevejos marrons (*E. heros*) de diferentes origens e do percevejo-barriga-verde (*Diceraeus* sp) coletados em uma paisagem agrícola no núcleo rural Rio Preto (DF).

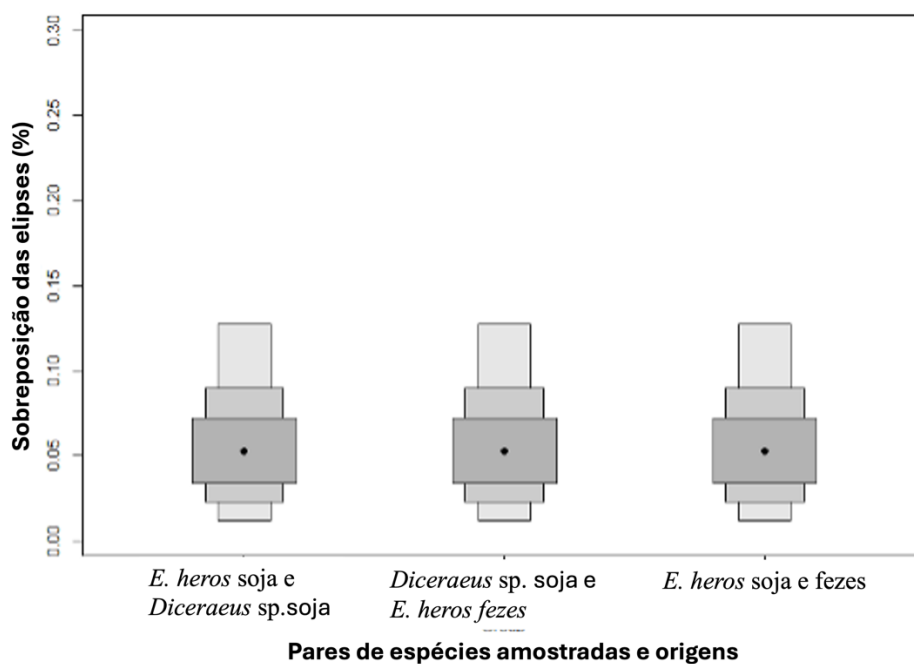


Figura 3. Porcentagem de sobreposição das elipses dos percevejos marrons (*E. heros*) do percevejo-barriga-verde (*Diceraeus* sp) de diferentes origens coletados em uma paisagem

agrícola no núcleo rural Rio Preto (DF). Grupos: sobreposição entre *E. heros* coletados na soja e *Diceraeus sp* coletados na soja, sobreposição entre *Diceraeus sp* coletados na soja e *E. heros* coletados e encontrados nas fezes de pequenos mamíferos em áreas nativas no período de entressafra e sobreposição entre *E. heros* coletados na soja e *E. heros* coletados e encontrados nas fezes de pequenos mamíferos em áreas nativas no período de entressafra.

3.4 Valoração do controle biológico do *E. heros*

Em nossos dados de capturas obtidas em campo na primeira área amostrada de cerrado s.r. (cer01), a maior densidade populacional foi de *G. agilis* com uma densidade média de 11 indivíduos/ha, seguido de *C. expulsus* (10,98 indivíduos/ha), *C. tener* (5,49 indivíduos/ha) e *C. scotti* (3,66 indivíduos/ha). Na área cer02, a maior densidade populacional foi de *C. expulsus* com uma densidade média de 18,29 indivíduos/ha, seguido de *C. tener* (9,15 indivíduos/ha), *G. agilis* (1,83 indivíduos/ha) e *C. scotti* (0,61 indivíduos/ha). Na terceira área de amostragem (cer03), a maior densidade populacional foi de *C. expulsus* com uma densidade média de 17,07 indivíduos/ha, seguido de *C. tener* (9,76 indivíduos/ha) e, por fim, *G. agilis* com uma densidade média de 1,22 indivíduos/ha (Tabela 3).

Portanto, o valor do serviço ecossistêmico indireto prestado por todas as espécies de pequenos mamíferos na predação de *E. heros* ($R_{ser,sp}$) na primeira área amostrada (cer01) é de US\$ 64.571,63 ao ano, na segunda área amostrada (cer02) é de US\$ 9.579,44 ao ano e, por fim, na terceira área amostrada é de US\$ 25.321,20 ao ano. A média para as três áreas é de US\$ 33.157,42, com desvio padrão de US\$ 23.124,15 (Tabela 3 e 4). A primeira área amostrada se destaca por ter a maior valoração, a qual pode ser explicada pela alta densidade populacional das espécies nesse fragmento e pode-se considerar, também, o tamanho do fragmento, sendo o maior entre as três áreas amostradas. Além disso, nessa área capturamos e coletamos as fezes da espécie *C. scotti*, considerada predadora dos percevejos em nossos resultados. Entretanto, essa espécie não foi capturada no fragmento cer03 e somente um indivíduo foi capturado no fragmento cer02. Esses fatores podem ter contribuído, assim, para o aumento da valoração no fragmento cer01.

Tabela 3. Potencial valoração do serviço indireto prestado por cada espécie de pequenos mamíferos identificadas como predadoras da principal praga da soja, *Euschistus heros*, em fragmentos de cerrado sentido restrito no Núcleo Rural Rio Preto, Distrito Federal.

Espécie	Área	Densidade populacional (Dens _{sp})	Valoração indireta (US\$/ha)
<i>Calomys expulsus</i>	cer01	10,98	728,811
	cer02	18,29	1.214,021
	cer03	17,07	1.133,042
<i>Calomys tener</i>	cer01	5,49	364,4055
	cer02	9,15	607,3425
	cer03	9,76	647,832
<i>Cerradomys scotti</i>	cer01	3,66	242,937
	cer02	0,61	40,4895
<i>Gracilinanus agilis</i>	cer01	11	730,1385
	cer02	1,83	121,4685
	cer03	1,22	80,979

Tabela 4. Potencial valoração do serviço indireto prestado por pequenos mamíferos em fragmentos de cerrado sentido restrito no Núcleo Rural Rio Preto, Distrito Federal.

Área	Valoração (US\$/ha)	Área do fragmento (ha)	Valoração indireta total (US\$)
cer01	2.066,29	31,25	64.571,63
cer02	1.983,32	4,83	9.579,44
cer03	1.861,85	13,6	25.321,20

4. Discussão

Com base na análise das fezes, encontramos que quatro espécies de pequenos mamíferos realizam o consumo do percevejo, sendo três espécies de roedores (*Calomys expulsus*, *Calomys tener* e *Cerradomys scotti*) e uma espécie de marsupial (*Gracilinanus agilis*). A espécie *C. expulsus* foi a mais abundante em nossa amostragem, esse fator pode ser explicado por ser uma espécie comum e facilmente coletada (Bonvicino e Geise 2016; Mendonça et al. 2018). A espécie *G. agilis* foi a maior consumidora de percevejo em nossas análises, uma espécie com hábito alimentar insetívoro e onívoro (Paglia et al. 2012).

Os resultados das análises isotópicas indicaram que os indivíduos de *E. heros* predados pelo marsupial e pelos roedores em ambiente natural provavelmente não são provenientes das áreas de plantio de soja adjacentes, uma vez que houve uma baixa sobreposição das razões isotópicas de $\delta^{15}\text{N}$ desses percevejos com aqueles coletados na plantação de soja. Isso indica que esses insetos se alimentaram de diferentes plantas e, por isso, apresentaram uma maior amplitude de elipse, com maior variação nos valores de $\delta^{15}\text{N}$, uma vez que os valores de $\delta^{15}\text{N}$ das plantas do Cerrado apresentam um amplo intervalo (Bustamante et al. 2004). Em contrapartida, devido a relação simbiótica com bactérias fixadoras de nitrogênio, a soja apresenta um valor de $\delta^{15}\text{N}$ próximo a zero, característica de muitas leguminosas (Steele et al. 1983, Szpak et al. 2014). Esse dado está de acordo com os valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos percevejos coletados na soja, que se alimentaram estritamente ou principalmente de soja e apresentaram pouca variação. Para a assimilação de $\delta^{13}\text{C}$, os percevejos das amostras fecais também apresentaram maior variação que os percevejos coletados na soja, visto que a soja é fotossintetizadora de C3 e a vegetação do cerrado sentido restrito possui plantas fotossintetizadoras C3 e C4 (Lloyd et al. 2008, Tonucci et al. 2017). Considerando que os percevejos predados encontrados nas amostras fecais dos pequenos mamíferos não são provenientes das áreas de plantio de soja, temos duas potenciais explicações para esse resultado.

Já é conhecido que o percevejo marrom, na região sul do Brasil, possui uma sincronização com o cultivo de soja e se dispersa para sítios adequados de diapausa no período de entressafra (Panizzi e Vivan 1997). Além disso, também é conhecido que os percevejos, no bioma Cerrado na região central do Brasil, migram para áreas de cerradão e mata de galeria durante o período de entressafra (de Camargo et al. 2022), porém ainda é desconhecido se migram para outras fitofisionomias do Cerrado. Em nossa primeira potencial explicação, os percevejos podem não ter migrado para as áreas de cerrado sentido restrito durante o período de entressafra visto que esses insetos precisariam de áreas alternativas de nutrição e reprodução nesse período e são poucas espécies conhecidas na literatura que podem ser adequadas (Link 1979; Panizzi e Oliveira 1998; Malaguido e Panizzi 1999; Medeiros e Megier 2009). Isso sugere que as áreas de cerrado sentido restrito podem não ser propícias para os percevejos nesse período. Entretanto, para sobreviver ao período desfavorável de entressafra, no qual não há seu recurso mais abundante, os *E. heros* entraram em um processo de diapausa e não se reproduziram (Panizzi e Niva 1994), dispersando para outro sítio mais favorável ao período.

Dado que nossa amostragem teve início no fim de julho, quase quatro meses após a colheita da soja em abril de 2023, nossa segunda potencial explicação considera que houve a migração do percevejo marrom para as áreas naturais de cerrado sentido restrito durante o período de entressafra. Entretanto, esses insetos provenientes da soja não entraram em diapausa, como é apresentado na literatura (Panizzi e Niva 1994; Panizzi e Vivan 1997), e se reproduziram em áreas naturais, resultando em uma nova geração de percevejos. Uma vez que a amostragem começou tardia, houve tempo para o percevejo, após migrar da soja para o cerrado sentido restrito, completar o seu ciclo biológico de 34 dias (Villas Bôas e Panizzi 1980; Cividanes e Parra 1994; Panizzi e Oliveira 1998) e, após atingir o estágio adulto, ocorrer a reprodução em aproximadamente 11 dias (Costa et al. 1998). Diante disto, os fragmentos de percevejo marrom encontrados nas amostras fecais dos pequenos mamíferos podem ser uma nova geração de percevejos provenientes das áreas naturais.

A predação de pragas antes do cultivo da soja torna possível a prevenção do aumento significativo dessas populações, reduzindo os danos causados e o custo de produção nas plantações posteriores (Costamagna e Landis 2006; Gardiner et al. 2009), apesar dos percevejos não serem diretamente provenientes da área de plantio. Em vista disso, o percevejo marrom, além de ter uma longevidade média do indivíduo adulto de 116 dias (Panizzi et al. 2012), cada fêmea dessa espécie pode resultar em uma média de 287,2 ovos por evento reprodutivo considerando recursos abundantes e nutritivos (Villas Bôas e Panizzi 1980). O consumo desses percevejos, mesmo que provenientes de áreas naturais, pode evitar eventos reprodutivos futuros e novas proles, além de reduzir uma possível colonização da próxima safra por novos percevejos (Correa-Ferreira e Hoffmann-Campo 2009). Isso sugere que é possível que haja o controle biológico indireto dessa praga da soja, posto que, devido a predação, há a redução do potencial de migração para a soja e, principalmente, a redução de futuras proles com a predação de indivíduos fêmeas. Esse estudo traz uma nova perspectiva sobre a atuação de pequenos mamíferos, principalmente aqueles pertencentes a Ordem Rodentia, em mosaicos agrícolas. Isso se torna importante considerando que, ocasionalmente, as espécies desse grupo são consideradas pragas em áreas agrícolas, devido a utilização de recursos disponíveis nas plantações (Hines 1995, Brown et al. 2007, Delibes-Mateos et al. 2011).

Calculamos somente a potencial valoração para o serviço ecossistêmico indireto, uma vez que nossos resultados da análise de isótopos mostraram que os *E. heros* encontrados e coletados nas fezes dos pequenos mamíferos não apresentam valores semelhantes aos

valores dos percevejos coletados diretamente da plantação de soja. Dessa forma, a média do valor econômico que calculamos para a predação de pequenos mamíferos sobre percevejos fêmeas nas três áreas amostradas foi de US\$ 33.157,42 ao ano durante a entressafra da soja. Esse valor que calculamos é apenas uma estimativa, porém pode ser ainda maior, uma vez que os pequenos mamíferos podem potencialmente reduzir a migração de percevejos para as áreas de plantio de soja. Ademais, o serviço indireto pode ocorrer em outras áreas naturais distantes das áreas de plantio, visto que Camargo e colaboradores (2022) verificaram a dispersão de percevejos da soja para áreas naturais do Cerrado e seus resultados sugeriram que a migração desses insetos para áreas de mata de galeria e cerradão pode ocorrer até uma distância de cinco quilômetros entre as áreas. Entretanto, mostraram que a migração diminui com o aumento da distância e, portanto, o consumo desses percevejos por pequenos mamíferos diminui com o aumento da distância.

A redução indireta de *E. heros* e outros insetos pentatomídeos considerados pragas secundárias da soja nas plantações seguintes pode acarretar em outros inúmeros benefícios, como a potencial redução do uso de pesticidas, dado que o Brasil utiliza mais de 83.000 toneladas de pesticidas só no cultivo de soja (Oliveira et al. 2014). O valor monetário desse serviço representa um benefício econômico ao produtor, visto que um percevejo custa US\$ 0,0008 para o fazendeiro e, para a aplicação de inseticidas, precisa-se de uma densidade populacional mínima de 50.000 percevejos marrons por hectare (de Camargo et al. 2022). Os benefícios econômicos podem chegar na casa dos milhões, considerando a extensão de áreas naturais presentes no Cerrado que estão inseridos em propriedades privadas de cultivo de soja. Camargo e colaboradores (2022) estimaram a valoração direta do serviço prestado por *G. agilis* de aproximadamente US\$ 3,9 milhões para áreas de savana e US\$ 14,2 milhões para matas de galeria, considerando a extensão dessas áreas no bioma. Para o serviço indireto prestado pela espécie, estimaram um valor de aproximadamente US\$ 158,8 milhões para áreas savânicas e US\$ 571,3 milhões para matas de galeria. Nessas estimativas, os autores consideraram que as áreas naturais estariam distantes até 6 km das áreas de plantio.

Além dos ganhos econômicos, o uso reduzido de pesticidas pode ocasionar a redução da entrada de substâncias tóxicas nos ecossistemas naturais e a saúde dos produtores e consumidores será menos afetada devido a redução do contato direto e indireto com os pesticidas (Naylor e Ehrlich 1997; Thomas 1999). Contudo, os ganhos com o controle biológico indireto prestado por pequenos mamíferos podem ir muito além, promovendo a manutenção de áreas naturais inseridas em um mosaico agrícola. Esses ganhos representam

uma potencial manutenção de um bioma altamente degradado pelo sistema agropecuário, apresentando uma alta taxa de conversão de vegetação nativa em áreas agropecuárias, com essas atividades antrópicas ocupando cerca de 44% de sua área (Sano et al. 2019, Mapbiomas 2022) e apenas 3% de todo o território é protegido por lei (Françoso et al. 2015). A fitofisionomia cerrado sentido restrito abrange aproximadamente 60% da área do Cerrado (Eiten 1972), com a prestação de serviços ecossistêmicos pelos pequenos mamíferos, pode-se contribuir com a conservação dessas áreas naturais.

Essa pesquisa faz parte de um projeto maior e meus resultados indicaram duas potenciais explicações. O próximo passo desse projeto, o qual meu estudo está inserido, é realizar uma amostragem na entressafra logo após a colheita da soja para averiguar qual das duas potenciais explicações é a verdadeira, não repetindo a amostragem tardia desse presente estudo. Realizando, assim, amostragens nas mesmas áreas de cerrado sentido restrito adjacentes a plantios de soja que amostrai (cer01, cer02 e cer03). A potencial explicação que está relacionada a possível reprodução de *E. heros* em áreas naturais, divergindo da literatura que aborda a diapausa dos percevejos, permitiu uma nova frente de avaliação se existe reprodução de *E. heros* em área natural. Além disso, esse estudo mostra que ainda há lacunas sobre a valoração de serviços ecossistêmicos prestados por pequenos mamíferos. Nós utilizamos os dados de potencial de predação disponível por Camargo e colaboradores (2022), porém esses autores realizaram essa metodologia para uma única espécie de marsupial, *Gracilinanus agilis*. Além do mais, há a necessidade de realizar a quantificação e valoração do serviço de controle biológico não apenas para a principal praga da soja, *E. heros*, como para outras pragas, assim como o percevejo barriga-verde e outros insetos pentatomídeos.

5. Conclusão

Os resultados desse estudo evidenciam a importância dos pequenos mamíferos no controle biológico de uma praga agrícola em áreas naturais adjacentes a plantações de soja. A identificação de quatro espécies que predam percevejos, três roedores e um marsupial, ressalta a contribuição, mesmo que indireta, para a diminuição da pressão de pragas agrícolas sobre as lavouras. Esse resultado também corrobora nossa hipótese inicial que as espécies identificadas seriam predadoras do *E. heros*. O marsupial *G. agilis*, em particular, demonstrou ser o maior consumidor de percevejos, reforçando sua relevância ecológica.

Embora os resultados da análise isotópica indiquem que os percevejos consumidos pelos pequenos mamíferos não provenham diretamente das áreas de cultivo de soja, refutando nossa hipótese inicial, a predação em áreas naturais pode impactar indiretamente as populações da praga nas safras de soja adjacentes. Uma vez que, em nossa potencial explicação, durante a entressafra, os percevejos podem migrar para essas áreas, mas sem entrar em diapausa, permitindo sua reprodução e, conseqüentemente, a predação da prole por pequenos mamíferos. Isso fornece novas perspectivas sobre a biologia dos percevejos e seus movimentos entre áreas cultivadas e naturais.

Além disso, essa predação pode prevenir o aumento de suas populações nas plantações seguintes, pois a predação de fêmeas tem o potencial de reduzir a reprodução desses insetos, resultando em benefícios econômicos para os produtores, como a diminuição da necessidade de uso de pesticidas. Isso representa uma importante contribuição para o sistema agrícola, promovendo também a conservação das áreas naturais do Cerrado. Por fim, calculamos apenas a valoração indireta, visto que a valoração direta seria realizada se os percevejos fossem identificados como provenientes da cultura de soja.

6. Referências Bibliográficas

- ANDERSON, M. 2008. Permanova+ for primer: Guide to software and statistical methods. Primer-E Limited.
- BALBI, S. ET AL. 2015. Modeling trade-offs among ecosystem services in agricultural production systems. *Environmental Modelling & Software* 72:314–326.
- BALVANERA, P. ET AL. 2017. Ecosystem Services. Pp. 39–78 in *The GEO Handbook on Biodiversity Observation Networks* (M. Walters & R. J. Scholes, eds.). Springer International Publishing, Cham.
- BOMMARCO, R., D. KLEIJN, AND S. G. POTTS. 2013. Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends in Ecology & Evolution* 28:230–238.
- BONVICINO, C. R., AND A. M. R. BEZERRA. 2003. Use of Regurgitated Pellets of Barn Owl (*Tyto alba*) for Inventorying Small Mammals in the Cerrado of Central Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 38:1–5.
- BONVICINO, C. R., AND L. GEISE. 2016. *Calomys expulsus*. IUCN Red List of Threatened Species.
- BROWN, P. R., N. I. HUTH, P. B. BANKS, AND G. R. SINGLETON. 2007. Relationship between abundance of rodents and damage to agricultural crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 120:405–415.
- BUSTAMANTE, M. M. C. ET AL. 2004. 15n Natural Abundance in Woody Plants and Soils of Central Brazilian Savannas (cerrado). *Ecological Applications* 14:200–213.
- DE CAMARGO, N. F. ET AL. 2022. Native marsupial acts as an in situ biological control agent of the main soybean pest (*Euschistus heros*) in the Neotropics. *European Journal of Wildlife Research* 68:1–16.
- CANTOR, M., L. A. FERREIRA, W. R. SILVA, AND E. Z. F. SETZ. 2010. Potential seed dispersal by *Didelphis albiventris* (Marsupialia, Didelphidae) in highly disturbed environment. *Biota Neotropica* 10:45–51.
- CHAPLIN-KRAMER, R., M. E. O’ROURKE, E. J. BLITZER, AND C. KREMEN. 2011. A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity. *Ecology Letters* 14:922–932.
- CIVIDANES, F. J., AND J. R. P. PARRA. 1994. Biologia em diferentes temperaturas e exigências térmicas de percevejos pragas da soja. II. *Euschistus heros* (Fabr.) (Heteroptera: Pentatomidae). *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 29:1841–1846.
- CONAB, C. N. DE A. 2024. Portal de Informações Agropecuárias. <<https://portaldeinformacoes.conab.gov.br>>.
- CORREA-FERREIRA, B. S., AND C. B. HOFFMANN-CAMPO. 2009. Composição e caracterização das populações de percevejos na cultura da soja. In: *Congresso Brasileiro de Soja, 5; MERCOSOJA*. <<https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/471398/1/ID29521.pdf>>.

- CORREA-FERREIRA, B. S., AND F. MOSCARDI. 1995. Seasonal Occurrence and Host Spectrum of Egg Parasitoids Associated with Soybean Stink Bugs. *Biological Control* 5:196–202.
- CORREA-FERREIRA, B. S., AND D. R. SOSA-GOMEZ. 2017. Percevejos e o sistema de produção soja-milho. Londrina, PR.
- CORVALÁN, C., S. HALES, A. J. MCMICHAEL, MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (PROGRAM), AND WORLD HEALTH ORGANIZATION (EDS.). 2005. Ecosystems and human well-being: health synthesis. World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- COSTA, M. L. M., M. BORGES, AND E. F. VILELA. 1998. Biologia reprodutiva de *Euschistus heros* (F.) (Heteroptera: Pentatomidae). *Anais da Sociedade Entomológica do Brasil* 27:559–568.
- COSTAMAGNA, A. C., AND D. A. LANDIS. 2006. Predators Exert Top-down Control of Soybean Aphid Across a Gradient of Agricultural Management Systems. *Ecological Applications* 16:1619–1628.
- COSTANZA, R. ET AL. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253–260.
- COSTANZA, R. ET AL. 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change* 26:152–158.
- DAILY, G. C. 1997. Nature's services: societal dependence on natural ecosystems. Island Press. *World Vegetable Center*. <<https://worldveg.tind.io/record/37996>> (6 December 2023).
- DALE, V. H., AND S. POLASKY. 2007. Measures of the effects of agricultural practices on ecosystem services. *Ecological Economics* 64:286–296.
- DE CAMARGO, N. F., H. F. M. DE OLIVEIRA, J. F. RIBEIRO, A. J. A. DE CAMARGO, AND E. M. VIEIRA. 2019. Availability of food resources and habitat structure shape the individual-resource network of a Neotropical marsupial. *Ecology and Evolution* 9:3946–3957.
- DE CAMARGO, N. F., J. F. RIBEIRO, A. J. A. DE CAMARGO, AND E. M. VIEIRA. 2014. Diet of the gracile mouse opossum *Gracilinanus agilis* (Didelphimorphia: Didelphidae) in a neotropical savanna: intraspecific variation and resource selection. *Acta Theriologica* 59:183–191.
- DECAMARGO, N. F., A. J. A. DE CAMARGO, A. F. MENDONÇA, AND E. M. VIEIRA. 2017. Potencial Serviço Ecosistêmico Prestado pelo Marsupial *Gracilinanus agilis* (Didelphimorphia: Didelphidae) com.
- DELIBES-MATEOS, M., A. T. SMITH, C. N. SLOBODCHIKOFF, AND J. E. SWENSON. 2011. The paradox of keystone species persecuted as pests: A call for the conservation of abundant small mammals in their native range. *Biological Conservation* 144:1335–1346.
- DOBSON, A. ET AL. 2006. Habitat Loss, Trophic Collapse, and the Decline of Ecosystem Services. *Ecology* 87:1915–1924.

- EDUARDO, W. I., L. C. TOSCANO, G. V. TOMQUELSKI, W. I. MARUYAMA, AND R. MORANDO. 2018. Umbrales de acción para el complejo chinches de la soja, parámetros fitotécnicos y fisiológicos, y parasitismo de huevos. *Revista Colombiana de Entomología* 44:165–171.
- EISENBERG, J. F., AND K. H. REDFORD. 1989. *Mammals of the Neotropics, Volume 3: Ecuador, Bolivia, Brazil*. University of Chicago Press.
- EITEN, G. 1972. The cerrado vegetation of Brazil. *The Botanical Review* 38:201–341.
- FAOSTAT. 2022. Food and Agriculture Statistics | FAO | Food and Agriculture Organization of the United Nations. <<https://www.fao.org/food-agriculture-statistics/en/>> (6 December 2023).
- FELFILI, J. M. ET AL. 1992. Análise comparativa da florística e fitossociologia da vegetação arbórea do cerrado sensu stricto na Chapada Pratinha, DF-Brasil. *Acta botanica brasílica* 6:27–46.
- FERREIRA, J. ET AL. 2012. Towards environmentally sustainable agriculture in Brazil: challenges and opportunities for applied ecological research. *Journal of Applied Ecology* 49:535–541.
- FLINT, M. L., AND S. H. DREISTADT. 1998. *Natural Enemies Handbook: The Illustrated Guide to Biological Pest Control*. University of California Press.
- FOLEY, J. A. ET AL. 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* 309:570–574.
- FONTES, E. M. G. 2020. *Controle biológico de pragas da agricultura*. Embrapa.
- FRANÇOSO, R. D., R. BRANDÃO, C. C. NOGUEIRA, Y. B. SALMONA, R. B. MACHADO, AND G. R. COLLI. 2015. Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. *Natureza & conservação* 13:35–40.
- GARDINER, M. M. ET AL. 2009. Landscape diversity enhances biological control of an introduced crop pest in the north-central USA. *Ecological Applications* 19:143–154.
- GDF, G. DO D. F. 2022. *Projeto do Polo Agroindustrial do Rio Preto*.
- GLIESSMAN, S. R., E. ENGLÉS, AND R. KRIEGER. 1998. *Agroecology: Ecological Processes in Sustainable Agriculture*. CRC Press.
- GORDON, L. J., C. M. FINLAYSON, AND M. FALKENMARK. 2010. Managing water in agriculture for food production and other ecosystem services. *Agricultural Water Management* 97:512–519.
- HAINES-YOUNG, R., AND M. POTSCHEIN. 2018. *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 Guidance on the Application of the Revised Structure*.
- HANNIBAL, W., AND N. C. CACERES. 2010. Use of vertical space by small mammals in gallery forest and woodland savannah in south-western Brazil 74:247–255.
- HINES, R. 1995. *Rodent Damage Control in No-Till Corn and Soybean Production*. Wildlife Damage Management Conference.

- JACKSON, A. L., R. INGER, A. C. PARNELL, AND S. BEARHOP. 2011. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER – Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. *Journal of Animal Ecology* 80:595–602.
- JACKSON, M. C., I. DONOHUE, A. L. JACKSON, J. R. BRITTON, D. M. HARPER, AND J. GREY. 2012. Population-Level Metrics of Trophic Structure Based on Stable Isotopes and Their Application to Invasion Ecology. *PLoS ONE* 7:e31757.
- KAY, E. H., AND H. E. HOEKSTRA. 2008. Rodents. *Current Biology* 18:R406–R410.
- KREBS, C. J., R. BOONSTRA, S. GILBERT, D. REID, A. J. KENNEY, AND E. J. HOFER. 2011. Density estimation for small mammals from livetrapping grids: rodents in northern Canada. *Journal of Mammalogy* 92:974–981.
- LESSA, L. G., AND L. GEISE. 2014. Food habits and carnivory by a small size opossum, *Gracilinanus agilis* (Didelphimorphia: Didelphidae). *Mastozoología neotropical* 21:139–143.
- LINK, D. 1979. Percevejos do gênero *Euschistus* sobre soja no Rio Grande do Sul (Hemiptera: Pentatomidae). *Revista do Centro de Ciências Rurais* 9.
- LLOYD, J. ET AL. 2008. Contributions of woody and herbaceous vegetation to tropical savanna ecosystem productivity: a quasi-global estimate†. *Tree Physiology* 28:451–468.
- LYYTIMÄKI, J., AND M. SIPILÄ. 2009. Hopping on one leg – The challenge of ecosystem disservices for urban green management. *Urban Forestry & Urban Greening* 8:309–315.
- MALAGUIDO, A. B., AND A. R. PANIZZI. 1999. Nymph and Adult Biology of *Euschistus heros* (Hemiptera: Pentatomidae) and its Abundance Related to Planting Date and Phenological Stages of Sunflower. *Annals of the Entomological Society of America* 92:424–429.
- MAPBIOMAS, P. 2022. Projeto Mapbiomas. Coleção 6 Da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura Da Terra Do Brasil.
- MEA, M. E. A. 2005. *Ecosystems and human well-being*. Island Press, Washington, DC.
- MEDEIROS, L., AND G. A. MEGIER. 2009. Ocorrência e desempenho de *Euschistus heros* (F.) (Heteroptera: Pentatomidae) em plantas hospedeiras alternativas no Rio Grande do Sul. *Neotropical Entomology* 38:459–463.
- MENDONÇA, A. ET AL. 2018. CERRADO SMALL MAMMALS: abundance and distribution of marsupials, lagomorphs, and rodents in a Neotropical savanna. *Ecology* 99:1900–1900.
- MENDOZA, A. C., A. C. P. DA ROCHA, AND J. R. P. PARRA. 2016. Lyophilized artificial diet for rearing the Neotropical *Euschistus heros* (Hemiptera: Pentatomidae). *Journal of Insect Science* 16:41.
- MICHEREFF, M. F. F., M. MICHEREFF FILHO, M. C. BLASSIOLI-MORAES, R. A. LAUMANN, I. R. DINIZ, AND M. BORGES. 2015. Effect of resistant and susceptible soybean cultivars on the attraction of egg parasitoids under field conditions. *Journal of Applied Entomology* 139:207–216.

- NAYLOR, R., AND P. R. EHRLICH. 1997. Natural pest control services and agriculture. *Nature's Services: societal dependence on natural ecosystems*:151–174.
- OLIVEIRA, C. M., A. M. AUAD, S. M. MENDES, AND M. R. FRIZZAS. 2014. Crop losses and the economic impact of insect pests on Brazilian agriculture. *Crop Protection* 56:50–54.
- PAGLIA, A. P. ET AL. 2012. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. *Occasional papers in conservation biology*.
- PANIZZI, A., A. DE FREITAS BUENO, AND F. SILVA. 2012. Insects that attack pods and grains of soybean (In Portuguese). Pp. 335–420 in.
- PANIZZI, A. R. 1997. WILD HOSTS OF PENTATOMIDS: Ecological Significance and Role in Their Pest Status on Crops. *Annual Review of Entomology* 42:99–122.
- PANIZZI, A. R., AND C. C. NIVA. 1994. Overwintering strategy of the brown stink bug in northern Paraná.
- PANIZZI, A. R., AND É. D. M. OLIVEIRA. 1998. Performance and seasonal abundance of the neotropical brown stink bug, *Euschistus heros* nymphs and adults on a novel food plant (pigeonpea) and soybean. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 88:169–175.
- PANIZZI, A. R., AND L. M. VIVAN. 1997. Seasonal abundance of the neotropical brown stink bug, *Euschistus heros*, in overwintering sites, and the breaking of dormancy. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 82:213–217.
- PARRA, J. R., P. BOTELHO, B. CORRÊA-FERREIRA, AND J. M. BENTO. 2002. Controle Biológico: Terminologia (in portuguese). Pp. 1–16 in.
- PARRA, J. R. P. 2019. Controle Biológico na Agricultura Brasileira. *Entomological Communications* 1:ec01002.
- PIMENTEL, D. ET AL. 1992. Environmental and Economic Costs of Pesticide Use. *BioScience* 42:750–760.
- PIMENTEL, D. 1995. Amounts of pesticides reaching target pests: Environmental impacts and ethics. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 8:17–29.
- POWER, A. G. 2010. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365:2959–2971.
- REIS, N. R., A. L. PERACCHI, W. A. PEDRO, AND I. P. LIMA. 2006. Mamíferos do Brasil. Pp. 437–437 in *Mamíferos do Brasil*.
- RIBEIRO, J. F. 2011. Avaliação do uso do espaço pelo marsupial *Gracilinanus agilis* em área de cerrado no Brasil Central.
- RIBEIRO, J. F., AND B. M. T. WALTER. 1998. Fitofisionomias do bioma cerrado.
- RISSE, J. 2018. Análise geoespacial da dinâmica da soja no bioma Cerrado: 2014 a 2017. *Agrosatélite*.

- SANO, E. E. ET AL. 2019. Cerrado ecoregions: A spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. *Journal of environmental management* 232:818–828.
- SANO, N. Y., AND E. M. VIEIRA. 2017. Efeito da suplementação alimentar no uso do espaço pelo marsupial *Gracilinanus agilis* em fragmentos de Cerradão no Brasil Central.
- SCHMELLER, D. S. ET AL. 2017. An operational definition of essential biodiversity variables. *Biodiversity and Conservation* 26:2967–2972.
- SIKES, R. S., W. L. GANNON, AND THE ANIMAL CARE AND USE COMMITTEE OF THE AMERICAN SOCIETY OF MAMMALOGISTS. 2011. Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. *Journal of Mammalogy* 92:235–253.
- SOSA-GÓMEZ, D. R., B. S. CORRÊA-FERREIRA, C. BEATRIZ, I. C. CORSO, AND L. J. OLIVEIRA. 2014. Manual de identificação de insetos e outros invertebrados da cultura da soja.
- SOUZA, L. A., J. C. BARBOSA, J. F. J. GRIGOLLI, D. F. FRAGA, W. MALDONADO, AND A. C. BUSOLI. 2013. Spatial Distribution of *Euschistus heros* (F.) (Hemiptera: Pentatomidae) in Soybean. *Neotropical Entomology* 42:412–418.
- STEELE, K. W., P. M. BONISH, R. M. DANIEL, AND G. W. O’HARA. 1983. Effect of Rhizobial Strain and Host Plant on Nitrogen Isotopic Fractionation in Legumes. *Plant Physiology* 72:1001–1004.
- STRASSBURG, B. B. N. ET AL. 2017. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution* 1:1–3.
- SZPAK, P., F. J. LONGSTAFFE, J.-F. MILLAIRE, AND C. D. WHITE. 2014. Large variation in nitrogen isotopic composition of a fertilized legume. *Journal of Archaeological Science* 45:72–79.
- THOMAS, M. B. 1999. Ecological approaches and the development of “truly integrated” pest management. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 96:5944–5951.
- THURMAN, J. H., D. W. CROWDER, AND T. D. NORTHFIELD. 2017. Biological control agents in the Anthropocene: current risks and future options. *Current Opinion in Insect Science* 23:59–64.
- TONUCCI, R. G., V. D. NAIR, P. K. RAMACHANDRAN NAIR, AND R. GARCIA. 2017. Grass vs. tree origin of soil organic carbon under different land-use systems in the Brazilian Cerrado. *Plant and Soil* 419:281–292.
- USDA, F. A. S. 2024. Soybeans. <<https://fas.usda.gov/data/commodities/soybeans>> (6 October 2024).
- VENZON, M., J. A. M. FERREIRA, AND J. G. RIPPOSATI. 1999. Parasitism of stink bug eggs (Hemiptera: Pentatomidae) of soybean fields in the Triângulo Mineiro, Minas Gerais, Brazil. *Revista de Biología Tropical* 47:1007–1013.
- VILLAS BÔAS, G., AND A. R. PANIZZI. 1980. Biologia de *Euschistus heros* (Fabricius, 1798) em soja (*Glycine max* (L.) Merrill). *Anais da Sociedade Entomológica do Brasil* 9:105–113.

VIVAN, L. M., AND P. E. DEGRANDE. 2011. Pragas da soja. Fundação MT Boletim de Pesquisa de Soja 11:239–297.

ZHANG, W., T. H. RICKETTS, C. KREMEN, K. CARNEY, AND S. M. SWINTON. 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics* 64:253–260.

7. Material Suplementar

Tabela Suplementar S1. Relação das amostras por área, espécie, quantidade de indivíduos por amostra e peso (mg) da amostra enviadas para análise de isótopos no Laboratório de Ecologia de Isótopos do Centro de Energia e Agricultura Nuclear (CENA).

Área	Espécie	Nº indivíduos	Peso (mg)
cer 01	<i>Gracilinanus agilis</i>	1	0,556
		1	0,568
		3	0,513
		1	0,659
		1	0,688
		1	0,641
		1	0,652
		1	0,687
		1	0,655
		1	0,709
		1	0,650
		1	0,715
		1	0,673
		1	0,667
			<i>Calomys tener</i>
	<i>Cerradomys scotti</i>	3	
	<i>Calomys expulsus</i>	2	0,702
cer02	<i>Gracilinanus agilis</i>	1	
	<i>Calomys expulsus</i>	2	0,675
	<i>Gracilinanus agilis</i>	1	
	<i>Gracilinanus agilis</i>	1	0,643
	<i>Calomys expulsus</i>	2	0,709
	<i>Calomys tener</i>	1	
cer03	<i>Gracilinanus agilis</i>	1	
	<i>Calomys expulsus</i>	3	0,699
	<i>Calomys tener</i>	1	
	<i>Gracilinanus agilis</i>	2	

CONCLUSÃO GERAL

A estrutura e composição da paisagem influenciam a composição das comunidades e, conseqüentemente, a prestação de serviços ecossistêmicos. Valores altos de NDVI, portanto maior densidade da cobertura vegetal de uma área natural, beneficiam a ocorrência de espécies como *G. agilis*, uma espécie escansorial, como já visto por Briani et al (2004). Enquanto que em paisagens com menores valores de NDVI podem beneficiar espécies generalistas de habitat e frequentemente encontradas em áreas abertas, como *C. tener*.

Paisagens antropizadas podem ter sua riqueza de espécies reduzida, principalmente a redução de espécies identificadas como predadoras da principal praga da soja (*G. agilis*, *C. scotti*) e maior abundância de espécies generalistas (*C. tener*). Áreas naturais próximas a áreas produtivas aparentemente mantem parte da composição das comunidades e podem ser importantes no controle de *E. heros*, a principal praga da soja.