

ANILDO FERREIRA MACHADO

**RESPOSTA DA COMUNIDADE DE SCARABAEINAE (COLEOPTERA:
SCARABAEIDAE) EM PLANTAÇÃO DE SOJA (Glycine max L.): EFEITOS DE
VARIÁVEIS DE PAISAGEM E DE HISTÓRICO DE USO DO SOLO**

TANGARÁ DA SERRA/MT - BRASIL

2022

ANILDO FERREIRA MACHADO

**RESPOSTA DA COMUNIDADE DE SCARABAEINAE (COLEOPTERA:
SCARABAEIDAE) EM PLANTAÇÃO DE SOJA (*Glycine max* L.): EFEITOS DE
VARIÁVEIS DE PAISAGEM E DE HISTÓRICO DE USO DO SOLO**

Dissertação apresentada à Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação *Stricto Sensu* em Ambiente e Sistemas de Produção Agrícola para obtenção do título de Mestre.

Orientador: Dr. Dionei José da Silva

TANGARÁ DA SERRA/MT - BRASIL

2022

Dados Internacionais de Catalogação na Fonte

M149r Machado, Anildo Ferreira.

Resposta da Comunidade de Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae)
Em Plantação de Soja (*Glycine max* L.): Efeitos de Variáveis de Paisagem e
De Histórico De Uso Do Solo. Anildo Ferreira Machado. Tangará da
Serra: Unemat, 2022.
112 f.

Orientador: Dr. Dionei José da Silva.

Programa de Pós-graduação *Stricto Sensu* em Ambiente e Sistemas de
Produção Agrícola para obtenção do título de Mestre. Universidade do
Estado de Mato Grosso – UNEMAT – Campus de Tangará da Serra/MT,
2022.

1. Paisagens Agrícolas. 2. Estrutura de Comunidade. 3. Padrões de
Diversidade. I. Título. II. Mestrado.

CDU 631/63/41(817.2)

Bibliotecária: Suzette Matos Bolito – CRB1/1945.

ANILDO FERREIRA MACHADO

**“RESPOSTA DA COMUNIDADE DE SCARABAEINAE (COLEOPTERA:
SCARABAEIDAE) EM PLANTAÇÃO DE SOJA (Glycine max L.): EFEITOS DE
VARIÁVEIS DE PAISAGEM E DE HISTÓRICO DE USO DO SOLO”**

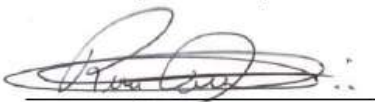
Dissertação apresentada à Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação *Stricto Sensu* em Ambiente e Sistemas de Produção Agrícola para obtenção do título de Mestre.

Aprovada em 24 de fevereiro de 2022.

Banca Examinadora

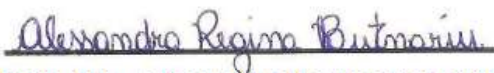


Prof. Dr. Dionei José da Silva
Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT
(Presidente)



Prof. Dr. Rivanildo Dallacort
Coordenador do Mestrado em Ambiente e Sistema de Produção Agrícola/Unemat

Atesta a participação de:
Prof. Dr. Renato Portela Salomão - INPA
(Membro Externo – Participação por Videoconferência)



Profa. Dra. Alessandra Regina Butnariu
Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT
(Membro Interno)

TANGARÁ DA SERRA/MT - BRASIL

2022

DEDICATÓRIA

Ao pai e a mãe, Arlindo e Evaneide,
por uma vida de preocupação,
carinho e incentivo.

AGRADECIMENTOS

Ao Deus que me protege a cada dia.

A minha família pelo apoio e por sempre acreditarem em mim.

A Leandra, minha amiga e namorada, pelo apoio, conversas e, especialmente, pela paciência.

Ao meu orientador Dr. Dionei José da Silva pela oportunidade e paciência durante o mestrado.

A Dra. Danielle Storck-Tonon e Dr. Ricardo José da Silva pelo conhecimento transmitido, consideração e respeito ao meu ritmo e limitações.

Ao Dr. Fernando Zagury Vaz-de-Mello (UFMT) pela identificação das espécies coletadas.

Ao Robson pela ajuda no QGIS e obtenção das informações quanto o histórico de uso do solo.

Ao Projeto Rede de Biotecnologia Aplicada aos Serviços e Desserviços da Biodiversidade à Agricultura no Cerrado e na Amazônia. E, toda sua equipe que tornaram esse trabalho viável.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Sistemas de Produção Agrícola e seus professores por todo o aprendizado que tive durante o mestrado.

A secretária, Liane Barth, pelo carisma e ajuda no que precisássemos.

A UNEMAT por sua política de qualificação de servidores. E, aos seus alunos, técnicos e professores.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	9
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	11
Assembleia de besouros rola-bostas (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) em lavouras de soja e remanescentes de vegetação nativa na região de transição Amazônia-Cerrado	17
Resumo.....	17
Introdução	19
Material e Métodos	22
Área de estudo.....	22
Amostragem de rola-bostas	22
Variáveis de paisagem e de histórico de uso do solo	24
Análise estatística	24
Resultados	26
Discussão	29
Referências.....	34
Material Suplementar	57
Diversidade de rola-bostas (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) em paisagens agrícolas na Amazônia, Cerrado e transição Amazônia-Cerrado no Centro-Oeste do Brasil.....	75
Resumo.....	75
Abstract.....	76
Introdução	76
Material e Métodos.....	79
Coleta dos besouros	79
Variáveis de paisagem e histórico de uso do solo	79
Análise dos dados.....	80
Resultados	81
Discussão.....	83
Referências.....	86
Material Suplementar	100
CONSIDERAÇÕES FINAIS	111

RESUMO

Os processos e mecanismos relacionados à persistência de comunidades biológicas em paisagens agrícolas ainda são pouco compreendidos. Assim, a previsão de como essas comunidades respondem pode ser a base para o planejamento de conservação. Entre os insetos, besouros da subfamília Scarabaeinae “rola-bostas” (Coleoptera: Scarabaeidae) são bons indicadores de mudanças no ecossistema, pois, são sensíveis a alterações físicas e ecológicas no habitat. Numa das maiores e mais importantes regiões produtoras de grãos de soja (*Glycine max* L.) do Brasil e do mundo, usamos rola-bostas para (1) avaliar a riqueza, abundância, biomassa e composição de espécies em cultivos de soja em resposta a variáveis de paisagem (quantidade de habitat nativo e quantidade de pastagem) e do histórico de uso do solo (tempo de uso do solo como cultivo de soja e tempo desde a última pastagem) na Amazônia, Cerrado e Transição (transição Amazônia-Cerrado) e (2) avaliar como a composição entre categorias de habitats (Nativo vs. Cultivo, Nativo vs. Borda e Borda vs. Cultivo) é influenciada por variáveis de paisagem, do histórico do uso do solo e riqueza local de espécies dos remanescentes. Primeiro, os resultados mostraram menor riqueza, abundância e biomassa em monocultura, bem como uma composição de espécies diferente da encontrada nos remanescentes; e o tempo desde a última pastagem é a variável que mais afeta a riqueza e similaridade da composição de espécies em monocultura, enquanto nenhuma das variáveis de paisagem e de histórico de uso do solo têm influência no número de indivíduos. Segundo, nossos resultados indicaram que quando os remanescentes são mais ricos em espécies de rola-bostas ocorre aumento da similaridade entre lavouras de soja e ambientes nativos e de borda (Nativo vs. Cultivo e Borda vs. Cultivo), enquanto campos de pastagem na paisagem (quantidade de pastagem e tempo desde a última pastagem) são agentes de homogeneização da composição de espécies. A comunidade de rola-bostas em cultivos de soja possui espécies capazes de persistir nessas áreas intensamente manejadas e, provavelmente, estão acompanhando o avanço da fronteira agrícola no país. Por outro lado, a relação positiva e significativa para a similaridade e riqueza local de espécies, ressalta a importância da manutenção de áreas de remanescentes de vegetação nativas próxima.

Palavras-chave: Paisagens agrícolas, Estrutura de comunidade, Padrões de diversidade.

ABSTRACT

Agricultural landscapes are increasingly common, however, in these areas the processes and mechanisms related to the persistence of biological communities are still poorly understood. Thus, the prediction of how these communities respond to certain factors can be the basis for conservation planning. Among insects, beetles of the subfamily Scarabaeinae “dung beetles” (Coleoptera: Scarabaeidae) are indicators of changes in animal and plant communities and in ecosystem functioning, as they are sensitive to physical and ecological changes in the habitat. In one of the largest and most important soybean producing regions (*Glycine max* L.) in Brazil and in the world, we used dung beetles to (1) evaluate the richness, abundance, biomass and species composition of soybean crops in response to landscape variables (amount of native habitat and amount of pasture) and land use history (time of land use as soybean cultivation and time since last grazing) in Amazon, Cerrado and Transition (Amazon-Cerrado transition) and (2) to assess how the similarity of composition between habitat categories (Native vs. Soybean, Native vs. Edge and Edge vs. Soybean) responds to landscape variables, land use history and local species richness of the remnants. First, our results showed lower richness, number of individuals and biomass in monoculture areas, as well as a different species composition from that found in the remnants; and the time since the last pasture is the variable that most affects species richness and similarity of species composition in monoculture, while none of the variables of landscape and land use history have an influence on the number of individuals. Second, our results indicated that when the remnants of native vegetation are richer in species, there is an increase in the similarity between soybean crops and native and edge environments (Native vs. Soybean and Edge vs. Soybean), while pasture fields in the landscape (amount of pasture and time since the last pasture) are agents of homogenization of the species composition. The dung beetle community in soybean crops has species capable of persisting in these intensively managed areas and are probably following the advance of the agricultural frontier in the country. On the other hand, the positive and significant relationship for the similarity and local richness of species highlights the importance of maintaining areas of remnants of native vegetation nearby.

Key words: Agricultural landscapes, Community structure, Diversity patterns.

INTRODUÇÃO GERAL

Atender a demanda de alimentos e recursos naturais é uma das mais valiosas contribuições da agricultura para a espécie humana (ELLIS et al., 2021). Isso considerando apenas os dois últimos séculos, onde a população humana experimentou um crescimento exponencial (ROSER; RITCHIE; ORTIZ-OSPINA, 2013). No entanto, o avanço da agricultura também significou, entre outras coisas, a diminuição da extensão de matas nativas (perda e fragmentação de habitat), tornando-se um dos maiores desafios para a preservação da biodiversidade (CURTIS et al., 2018; KEHOE et al., 2017; NEWBOLD et al., 2015). Além disso, cerca de 40% da superfície terrestre já são destinadas para atividades agrícolas (FAO, 2020), enquanto a demanda global de alimentos e recursos deve aumentar significativamente nos próximos anos (TILMAN et al., 2011). Dessa maneira, a conversão de matas nativas em áreas agrícolas ameaça a existência de muitas espécies e o funcionamento dos ecossistemas (CURTIS et al., 2018; KEHOE et al., 2017; NEWBOLD et al., 2015, 2020).

O Brasil é conhecido como um país megadiverso e por abrigar a maior extensão de floresta tropical do mundo (CARDOSO et al., 2017; STEEGE et al., 2016). Por outro lado, também possui uma das maiores áreas agrícolas do mundo na qual sua fronteira continua avançado sobre as matas nativas (LEVY et al., 2018). Sua principal commodity são grãos de soja (*Glycine max* L.) (IBGE, 2021). No Centro-Oeste do Brasil está o Mato Grosso, um dos maiores produtores e exportadores de produtos agrícolas no país e do mundo (IBGE, 2020). Embora a pecuária tenha tipo um importante papel na mudança do uso do solo com a conversão de matas nativas em campos de pastagem, nos últimos 50 anos matas nativas têm sido substituídas principalmente para a introdução de cultivos de soja. O estado tem produção estimada em 35,947 milhões de toneladas de grãos de soja (26,5% da produção nacional), numa área plantada de 10,294 milhões de hectares (26% da área plantada no país) (EMBRAPA, 2021).

O Mato Grosso contempla três, dos seis, biomas brasileiros: Amazônia, Cerrado e Pantanal. A Amazônia compreende 50% do território ocupada a região norte do estado e o Cerrado ocupa a região centro-sul distribuindo-se por mais de 40% do território, enquanto o Pantanal compreende menos 10% do território e está localizado ao sul do estado. Entre a Amazônia e Cerrado tem uma extensa zona de transição (MARQUES et al., 2019). Porém, essa região de Transição é de difícil

delimitação, o que limita seu estudo e conversão, bem como a compreensão dos padrões de biodiversidade.

O Cerrado concentra a maior área agrícola do país, enquanto a fronteira agrícola continua avançando sobre as áreas de mata nativa na Amazônia. A Amazônia é a maior floresta tropical do mundo e abriga 10% das espécies conhecidas, abrigando uma grande quantidade de espécies endêmicas (BROWN, 2014). O clima predominante é o tropical de monções no qual a estação chuvosa se concentra entre novembro a maio e a estação seca entre junho a outubro, médias anuais de 26 °C a 2200 mm (ALVARES et al., 2013). Já o Cerrado é composto de várias fitofisionomias que podem ser divididas em formações vegetais campestres, savânicas e florestais (OLIVEIRA; MARQUIS, 2002). Seu clima é tropical com inverno seco, com duas estações do ano bem definidas, uma chuvosa (ocorrendo de outubro a março) e outra seca (abril a setembro), médias anuais de 24 °C e 1800 mm (ALVARES et al., 2013). É considerado um dos 25 *hotspots* prioritários para a conservação da biodiversidade mundial e a savana mais rica em espécies do mundo (BRANDON et al., 2005; MAYERS et al., 2000), além de desempenhar um papel importante na manutenção da biodiversidade, serviços ecossistêmicos e oferta de água doce do Brasil (OLIVEIRA; MARQUIS, 2002).

Frequentemente, comunidades biológicas respondem negativamente à conversão de paisagens naturais em campos agrícolas, por exemplo, como perda acentuada de espécies e mudanças na distribuição da abundância (NEWBOLD et al., 2015). No entanto, as espécies podem não responder da mesma maneira a essa mudança no uso do solo, existindo uma gama de animais associados a áreas agrícolas e que em diferentes níveis aparentam se beneficiar da conversão de matas nativas, como diversos casos relatados para insetos (MÉNDEZ-ROJAS; CULTID-MEDINA; ESCOBAR, 2021), répteis (DOHERTY et al., 2020), aves (BENNETT et al., 2021) e mamíferos como primatas (GALÁN-ACEDO et al., 2019) e ungulados (COSTA; BENCHIMOL; PERES, 2021). Portanto, os padrões de biodiversidade em paisagens agrícolas não são completamente compreendidos. Assim, é importante melhorar o conhecimento sobre quem são as espécies que persistem e quais são os fatores de influenciam as comunidades.

Os besouros da subfamília Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) são conhecidos como “rola-bostas” e considerados um grupo focal ideal para explorar as consequências das ações humanas sobre a biodiversidade e como isso influencia no

funcionamento dos ecossistemas terrestres (NICHOLS et al., 2007; NICHOLS; GARDNER, 2011; SPECTOR, 2006). Estes insetos se destacam pela sensibilidade a perturbação ambiental (GARDNER et al., 2008b), estão diretamente associados a táxons que participam de importantes processos ecossistêmicos (principalmente mamíferos de médio e grande porte) e que também são sensíveis a perturbação ambiental (BOGONI; SILVA; PERES, 2019), apresentam boa resolução taxonômica (TARASOV; GÉNIER, 2015) e permitem amostragem com métodos padronizados e de baixo custo de implantação para estudos em larga escala (GARDNER et al., 2008a; LARSEN; FORSYTH, 2005).

Os rola-bostas participam da manutenção de importantes funções ecológicas e serviços ecossistêmicos por meio do comportamento de realocação de excrementos no solo (NICHOLS et al., 2008), como a ciclagem de nutrientes (MALDONADO et al., 2019; STANBROOK et al., 2021), aeração e infiltração de água no solo (MANNING et al., 2015), pós-dispersão de sementes (ANDRESEN, 2001; BRAGA et al., 2017) e controle de pragas (NICHOLS; GÓMEZ, 2013). Além disso, na pecuária a remoção de fezes da superfície das pastagens é um serviço particularmente importante no que compreende o acúmulo de fezes e no aumento da taxa de decomposição da matéria orgânica (EVANS et al., 2019).

Diante disso, o objetivo deste trabalho foi avaliar a resposta da comunidade de rola-bostas em cultivos de soja na Amazônia, Cerrado e Transição (transição Amazônia-Cerrado) no Mato Grosso, Brasil. Para isso, comparamos a riqueza, abundância e composição de espécies nas amostras coletadas em áreas de cultivos de soja em relação as amostras coletadas no interior dos remanescentes de vegetação nativa e na borda desses remanescentes. Nós investigamos efeitos de variáveis de paisagem (quantidade de habitat nativo e quantidade de pastagem) e de histórico de uso do solo (tempo de uso do solo como cultivo e tempo desde a última pastagem) como fator de mudanças na comunidade de rola-bostas. Além disso, identificamos quais espécies são, potencialmente, capazes de persistir nesses ambientes intensamente modificados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; DE MORAES GONÇALVES, J. L.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische**

Zeitschrift, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.

ANDRESEN, E. Effects of dung presence, dung amount and secondary dispersal by dung beetles on the fate of *Micropholis guyanensis* (Sapotaceae) seeds in Central Amazonia. **Journal of Tropical Ecology**, v. 17, p. 61–78, 2001.

BENNETT, R. E.; SILLETT, T. S.; RICE, R. A.; MARRA, P. P. Impact of cocoa agricultural intensification on bird diversity and community composition. , , n. December 2020, p. 1–10, 2021.

BOGONI, J. A.; SILVA, P. G. DA; PERES, C. A. Co-declining mammal–dung beetle faunas throughout the Atlantic Forest biome of South America. **Ecography**, v. 42, p. 1803–1818, 2019.

BRAGA, R. F.; CARVALHO, R.; ANDRESEN, E.; et al. Quantification of four different post-dispersal seed deposition patterns after dung beetle activity. **Journal of Tropical Ecology**, v. 33, n. 6, p. 407–410, 2017.

BRANDON, K.; DA FONSECA, G. A. B.; RYLANDS, A. B.; DA SILVA, J. M. C. Brazilian conservation: Challenges and opportunities. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 595–600, 2005.

BROWN, J. H. Why are there so many species in the tropics? **Journal of Biogeography**, v. 41, n. 1, p. 8–22, 2014.

CARDOSO, D.; SÄRKINEN, T.; ALEXANDER, S.; et al. Amazon plant diversity revealed by a taxonomically verified species list. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 114, n. 40, p. 10695–10700, 2017.

COSTA, H. C. M.; BENCHIMOL, M.; PERES, C. A. Wild ungulate responses to anthropogenic land use: a comparative Pantropical analysis. **Mammal Review**, p. 1–12, 2021.

CURTIS, P. G.; SLAY, C. M.; HARRIS, N. L.; TYUKAVINA, A.; HANSEN, M. C. Classifying drivers of global forest loss. **Forest ecology**, v. 361, p. 1108–1111, 2018.

DOHERTY, T. S.; BALOUCH, S.; BELL, K.; et al. Reptile responses to anthropogenic

habitat modification : A global meta-analysis. , , n. June 2019, p. 1–15, 2020.

ELLIS, E. C.; GAUTHIER, N.; GOLDEWIJK, K. K.; et al. People have shaped most of terrestrial nature for at least 12,000 years. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 118, n. 17, p. 1–8, 2021.

EMBRAPA, E. B. DE P. A. Soja em números (safra 2020/21). Disponível em: <<https://www.embrapa.br/soja/cultivos/soja1/dados-economicos>>. .

EVANS, K. S.; MAMO, M.; WINGEYER, A.; et al. Soil Fauna Accelerate Dung Pat Decomposition and Nutrient Cycling into Grassland Soil. **Rangeland Ecology and Management**, v. 72, n. 4, p. 667–677, 2019. Elsevier Inc. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.rama.2019.01.008>>. .

FAO. Land use in agriculture by the numbers. Disponível em: <<https://www.fao.org/sustainability/news/detail/en/c/1274219/>>. .

GALÁN-ACEDO, C.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; ANDRESEN, E.; et al. The conservation value of human-modified landscapes for the world's primates. **Nature Communications**, v. 10, n. 1, p. 1–8, 2019.

GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; ARAUJO, I. S.; et al. The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. **Ecology Letters**, v. 11, p. 139–150, 2008.

GARDNER, T. A.; HERNÁNDEZ, M. I. M.; BARLOW, J.; PERES, C. A. Understanding the biodiversity consequences of habitat change: The value of secondary and plantation forests for neotropical dung beetles. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, n. 3, p. 883–893, 2008.

IBGE. **Produção Agrícola Municipal 2019**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2020.

IBGE. **Produção Agrícola Municipal 2020**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, p. 1–8, 2021. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/>>.

KEHOE, L.; ROMERO-MUÑOZ, A.; POLAINA, E.; et al. Biodiversity at risk under future cropland expansion and intensification. **Ecologia e evolução da natureza**, v. 1, p. 1129–1135, 2017.

LARSEN, T. H.; FORSYTH, A. Trap spacing and transect design for dung beetle biodiversity studies. **Biotropica**, v. 37, n. 2, p. 322–325, 2005.

LEVY, M. C.; LOPES, A. V.; COHN, A.; LARSEN, L. G.; THOMPSON, S. E. Land Use Change Increases Streamflow Across the Arc of Deforestation in Brazil. **Geophysical Research Letters**, v. 45, n. 8, p. 3520–3530, 2018.

MALDONADO, M. B.; ARANIBAR, J. N.; SERRANO, A. M.; CHACOFF, N. P.; VÁZQUEZ, D. P. Dung beetles and nutrient cycling in a dryland environment. **Catena**, v. 179, n. March, p. 66–73, 2019. Elsevier. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.03.035>>. .

MANNING, P.; SLADE, E. M.; BEYNON, S. A.; LEWIS, O. T. Functionally rich dung beetle assemblages are required to provide multiple ecosystem services. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 218, p. 87–94, 2015. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.11.007>>. .

MARQUES, E. Q.; JUNIOR-MARIMON, B. H.; MARIMON, B. S.; et al. Redefining the Cerrado – Amazonia transition : implications for conservation. **Biodiversity and Conservation**, , n. 0123456789, 2019. Springer Netherlands. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10531-019-01720-z>>. .

MAYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B. DA; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853–858, 2000.

MÉNDEZ-ROJAS, D. M.; CULTID-MEDINA, C.; ESCOBAR, F. Influence of land use change on rove beetle diversity : A systematic review and global meta-analysis of a mega-diverse insect group. , v. 122, 2021.

NEWBOLD, T.; BENTLEY, L. F.; HILL, S. L. L.; et al. Global effects of land use on biodiversity differ among functional groups. **Functional Ecology**, v. 34, n. 3, p. 684–693, 2020.

NEWBOLD, T.; HUDSON, L. N.; HILL, S. L. L.; et al. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, p. 45–50, 2015.

NICHOLS, E.; GARDNER, T. A. Dung Beetles as a Candidate Study Taxon in Applied Biodiversity Conservation Research. **Ecology and Evolution of Dung Beetles**, v. 1, p. 267–291, 2011.

NICHOLS, E.; GÓMEZ, A. Dung beetles and fecal helminth transmission: patterns, mechanisms and questions. **Parasitology**, , n. December 2013, p. 1–10, 2013. Disponível em: <<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/24476794/>>.

NICHOLS, E.; LARSEN, T.; SPECTOR, S.; et al. Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: A quantitative literature review and meta-analysis. **Biological Conservation**, v. 137, p. 1–19, 2007.

NICHOLS, E.; SPECTOR, S.; LOUZADA, J.; et al. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. **Biological Conservation**, v. 141, n. 6, p. 1461–1474, 2008.

OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, RO. J. **The Cerrado of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna**. 2002.

ROSER, M.; RITCHIE, H.; ORTIZ-OSPINA, E. Crescimento da População Mundial. Disponível em: <<https://ourworldindata.org/world-population-growth>>. .

SPECTOR, S. Scarabaeine Dung Beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae): An Invertebrate Focal Taxon for Biodiversity Research and Conservation. **The Coleopterists Bulletin**, v. 60, n. sp5, p. 71–83, 2006.

STANBROOK, R.; HARRIS, E.; JONES, M.; WHEATER, C. P. The Effect of Dung Beetle Size on Soil Nutrient Mobilization in an Afrotropical Forest. **Insects**, v. 12, n. 2, p. 1–9, 2021.

STEEGE, H. TER; VAESSEN, R. W.; CÁRDENAS-LÓPEZ, D.; et al. The discovery of the Amazonian tree flora with an updated checklist of all known tree taxa. **Scientific Reports**, v. 6, n. July, 2016.

TARASOV, S.; GÉNIER, F. Innovative bayesian and parsimony phylogeny of dung beetles (coleoptera, scarabaeidae, scarabaeinae) enhanced by ontology-based partitioning of morphological characters. **PLoS ONE**, v. 10, n. 3, 2015.

TILMAN, D.; BALZER, C.; HILL, J.; BEFORT, B. L. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 108, n. 50, p. 20260–20264, 2011.

Capítulo 1:

Assembleia de besouros rola-bostas (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) em lavouras de soja e remanescentes de vegetação nativa na região de transição Amazônia-Cerrado

[Agriculture, Ecosystems & Environment]

Resumo

A conversão da vegetação nativa em áreas agrícolas têm causado um declínio na biodiversidade em todo o mundo. Em uma das maiores e mais importantes regiões produtoras de soja (*Glycine max* L.) no Brasil e no mundo, avaliamos as respostas de assembleias de besouros rola-bostas (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) aos efeitos da conversão da vegetação nativa em monoculturas de soja em diferentes paisagens (Amazônia, Cerrado e Transição), bem como os efeitos das variáveis da paisagem (quantidade de habitat nativo e quantidade de pastagem) e história de uso da terra (tempo de uso da terra como cultivo de soja e tempo desde a última pastagem). Amostramos besouros rola-bostas em 100 paisagens no estado de Mato Grosso, Brasil, dentro de uma região que abrange florestas tropicais amazônicas, as savanas mais secas do Cerrado e vegetação de transição entre esses biomas. No total, registramos 71.043 indivíduos de 165 espécies, sendo 39.090 indivíduos de 155 espécies coletados em áreas de vegetação nativa e 31.953 indivíduos de 75 espécies em monoculturas de soja, das quais 30 espécies são capazes de persistir nessas monoculturas. Encontramos menor riqueza, número de indivíduos e biomassa nas áreas de monocultura, bem como uma composição de espécies diferente. O tempo desde a última pastagem é o principal determinante da riqueza de espécies e similaridade da composição de espécies em monoculturas, enquanto nenhuma das variáveis de paisagem e história de uso da terra tem influência sobre o número de indivíduos. Nossos resultados fornecem evidências de que a conversão de áreas de vegetação nativa em monoculturas de soja afeta

negativamente as assembleias de rola-bostas. Além disso, as monoculturas de soja abrigam um conjunto de rola-bostas, com espécies tipicamente de habitats abertos, como florestas secas e pastagens, que são capazes de persistir nessas áreas fortemente manejadas e provavelmente estão acompanhando o avanço da fronteira agrícola sobre os sistemas naturais. No entanto, espécies tipicamente de ambientes florestais são mais afetadas e, provavelmente, não podem estender suas atividades em monoculturas.

Palavras-chave: Paisagem antrópica, Agroecossistema, Homogeneização biótica, Diversidade de espécies.

Abstract

The conversion of native vegetation into agricultural areas has caused a decline in biodiversity around the world. In one of the largest and most important regions that produce soybeans (*Glycine max* L.) in Brazil and around the world, we assess the responses of dung beetle assemblages (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) to the effects of native vegetation conversion in soybean monocultures in different landscapes (Amazon, Cerrado and Transition), as well as the effects of landscape variables (amount of native habitat and amount of pasture) and land use history (time of land use such as soybean cultivation and time since last pasture). We sampled dung beetles at 100 landscapes in the state of Mato Grosso, Brazil, within a region encompassing Amazonian rainforests, the drier Cerrado savannahs, and transitional vegetation between these biomes. In total, we recorded 71,043 individuals of 165 species, with 39,090 individuals of 155 species collected in areas of native vegetation and 31,953 individuals of 75 species in soybean monocultures, of which 30 species are able to persist in these monocultures. We found lower richness, number of individuals and biomass in monoculture areas, as well as a different species composition. The time since the last pasture is the main determinant of species richness and similarity of species composition in monocultures, while none of the variables of landscape and land use history have an influence on the number of individuals. Our results provide evidence that the conversion of native vegetation areas into soybean monocultures negatively affects dung beetle assemblages.

Furthermore, monocultures harbor an assemblage of dung beetles, with species typically from open habitats such as dry forests and pasturelands, which are able to persist in these heavily managed areas and are likely to be following the advance of the agricultural frontier over natural systems. However, species typically from forest environments are more affected and cannot extend their activities in monocultures.

Keywords: Anthropic landscape; Agroecosystem; Biotic homogenization; Species diversity

Introdução

A biodiversidade tem sido direcionada a habitar paisagens profundamente modificadas pela ação humana, nas quais a perda e fragmentação de habitat estão sendo impulsionadas pela expansão urbana e agrícola (Haddad et al. 2015; Curtis et al. 2018). A conversão dos sistemas naturais para a expansão agrícola, já modificou 40% (~5 bilhões de hectares) da superfície terrestre (FAO 2020), causando a homogeneização da paisagem e ameaças a preservação das espécies. Esse desequilíbrio leva à degradação dos ecossistemas e expõe as comunidades biológicas a novos desafios, devido às mudanças em condições bióticas e abióticas, que influenciam padrões na distribuição das espécies e, conseqüentemente, nas funções dos ecossistemas (p. ex. regulação de processos ecológicos ligados a ciclagem de nutrientes) (Newbold et al. 2015, 2020; Kehoe et al. 2017). Portanto, identificar e compreender como a biodiversidade de espécies responde a essa ação humana pode ser a base para o desenvolvimento de estratégias de manejo e conservação mais eficientes (Gardner et al. 2009; Margules e Pressey 2000), aliada a produção de alimentos de forma mais sustentável.

Embora as comunidades biológicas possam ser fortemente influenciadas pelo tipo de cobertura antrópica que circundam os remanescentes nativos (Prevedello e Vieira 2010; Pacheco et al. 2013), ainda é necessário entender como elas respondem às diferentes formas de agricultura (ver Galloway et al. 2021). Por exemplo, culturas anuais são apontadas como um dos ambientes mais severos para a sobrevivência das espécies devido ao contraste na estrutura da vegetação em relação as áreas nativas remanescentes e pelo manejo intensivo do solo com uso de fertilizantes, agroquímicos e rotação de culturas numa mesma estação (Didham et al. 2015;

Newbold et al. 2015). Por outro lado, enquanto algumas espécies são prejudicadas outras são favorecidas, existindo uma gama de animais associados a essas áreas agrícolas, como insetos, répteis, aves e mamíferos (p. ex. primatas e ungulados) (Galán-Acedo et al. 2019; Doherty et al. 2020; Bennett et al. 2021; Costa et al. 2021; Méndez-Rojas et al. 2021). Portanto, a capacidade das espécies de usar áreas agrícolas pode se tornar um fator determinante para sua persistência em paisagens altamente antropizadas (Gardner et al. 2009), uma vez que o padrão global é que parte da biodiversidade seja direcionada ainda mais a habitar manchas de habitats profundamente influenciadas pela ação humana.

Neste cenário, destaca-se o Brasil, país que possui a maior extensão de floresta tropical do mundo e, ao mesmo tempo, está em pleno desenvolvimento de suas atividades agrícolas. Este país se destaca como um dos maiores produtores e exportadores agrícolas, tendo grãos de soja (*Glycine max* L.) como sua principal *commodity* (IBGE 2021). Na região Centro-Oeste do Brasil, especialmente no estado de Mato Grosso, lavouras de soja ocupam uma grande parte das áreas abertas nas últimas duas décadas e dos antigos campos de pastagem (Kastens et al, 2017; Macedo et al. 2012). Na região, áreas de lavouras estão se consolidando na Amazônia e Cerrado desde a década de 1970 (Domingues et al. 2014). Um importante mecanismo para conciliar a produção agrícola e a conservação florestal foi o estabelecimento de quantidade fixa de vegetação nativa dentro das propriedades rurais. Sob a Lei nº 12.651/2012 da legislação ambiental brasileira, o qual determina que os proprietários devem manter áreas de reserva de 80% na Amazônia e 20% no Cerrado, e ainda 35% em região de transição Amazônia-Cerrado. Essas áreas de reserva são consideradas fundamentais para a proteção da biodiversidade e no fornecimento de uma ampla gama de serviços ecossistêmicos (Metzger et al. 2019). Atualmente, um terço de toda a vegetação nativa remanescente no Brasil está mantida em propriedades privadas, nas chamadas Reservas Legais (Metzger et al. 2019).

A Amazônia é a maior floresta tropical do mundo (~10% de todas as espécies conhecidas), sendo caracterizada por densas florestas formadas por árvores de grande porte (estrato arbóreo) (Silva et al. 2005; Cardoso et al. 2017); enquanto o Cerrado é fisionomicamente caracterizado por formações vegetais abertas, predominando estratos herbáceo e arbustivos em detrimento dos incomuns estrados

arbóreos (Oliveira e Marquis 2002). O Cerrado destaca como a “savana” mais biodiversa (~5% das espécies) e a mais ameaçada do mundo (Mayers et al. 2000). Além dos desafios enfrentados isoladamente por estes biomas, a falta de limites bem definidos entre ambos tem tornado a extensa zona de transição, uma das mais vulneráveis à conversão de vegetação nativa em áreas de uso agrícola (Marques et al. 2019) e, conseqüentemente, pressionando a maioria das espécies regionalmente.

Besouros rola-bostas (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) têm ampla aceitação como indicadores de perturbação ambiental, pois são um excelente táxon para explorar os efeitos de mudanças antrópicas em populações, comunidades e processos ecológicos (Spector 2006; Nichols et al. 2008; Nichols e Gardner 2011). Isso se deve ao fato destes insetos responderem às mudanças na estrutura do habitat quando a vegetação nativa é convertida em áreas abertas, como áreas agrícolas e campos de pastagem (Korasaki et al. 2013; Silva et al. 2017; Oliveira et al. 2021). A estrutura da assembleia de rola-bostas também está fortemente correlacionada com a riqueza de espécies e composição de espécies de mamíferos (Bogoni et al. 2019; Raine e Slade 2019), devido as fezes desses animais serem a principal fonte de recurso para alimentação e nidificação de rola-bostas (Hanski e Cambefort 1991). Através da remoção e enterro de excrementos, besouros rola-bosta participam de importantes funções ecológicas e serviços ecossistêmicos, tais como: ciclagem de nutrientes, aeração do solo, dispersão secundária de sementes e controle de endoparasitas e ectoparasitas (Nichols et al. 2008), além da redução de gases do efeito estufa (Slade et al. 2016). Adicionalmente, tem se reconhecido a contribuição econômica positiva da ação desse grupo em ambientes de pastagem (Beynon et al. 2015; Lopez-Collado et al. 2017). Portanto, uma compreensão dos padrões da assembleia de rola-bostas em ambientes nativos e cultivos agrícolas pode contribuir para o desenvolvimento de estratégias na manutenção da biodiversidade e de serviços ecossistêmicos em agroecossistemas.

Nesse estudo, investigamos os efeitos da conversão de floresta, do contexto de paisagem e histórico do uso da terra sobre a assembleia de besouros rola-bostas em remanescentes de vegetação nativa e monocultura de soja na Amazônia, Cerrado e transição Amazônia-Cerrado. Mais especificamente nós avaliamos: 1) Diferenças na riqueza, abundância, biomassa e composição de espécies entre áreas de vegetação nativa e monocultura de soja adjacente; 2) Quais são as espécies

mais propensas a persistir nas lavouras de soja; 3) Quais as características da paisagem (quantidade de habitat nativo e quantidade de pastagem) e do histórico do uso da terra (tempo desde a última pastagem e tempo de uso do solo como cultivo de soja) nas três paisagens estudadas que influenciam a assembleia nesses ambientes.

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado no Centro-Norte do estado de Mato Grosso, Centro-Oeste do Brasil (10°49'–14°12'S; 54°42'–58°36'W) (Fig. 1). As paisagens agrícolas foram inseridas em um dos três domínios de vegetação: Amazônia, Cerrado e transição Amazônia-Cerrado (doravante denominado de Transição). No estado de Mato Grosso, a porção amazônica ocupa mais de 50% do território, o clima é o tropical de monções (Am) no qual a estação chuvosa se concentra entre novembro a maio e a estação seca entre junho a outubro, com médias anuais de temperatura e precipitação de 26 °C a 2200 mm, respectivamente (Alvares et al. 2013). No bioma Cerrado o clima é o tropical com inverno seco (Aw), com a estação chuvosa ocorrendo de outubro a março e a estação seca de abril a setembro, com médias anuais de temperatura e precipitação de 26 °C a 1800 mm, respectivamente (Alvares et al. 2013).

Amostragem de rola-bostas

Nós amostramos 100 paisagens agrícolas durante o período reprodutivo da soja (R1, início da floração à R7, início da maturação das vagens) nas safras 2018, 2019 e 2020. O período de amostragem, novembro a fevereiro, coincide com a estação chuvosa nas regiões estudadas, quando há uma maior atividade e riqueza de espécies em ecossistemas tropicais (Halffter 1991; Alvares et al. 2013).

Em 75 paisagens, amostramos rola-bostas em área de vegetação nativa e na monocultura de soja adjacente: 35 na Amazônia, 15 no Cerrado e 25 na Transição. Para investigar os efeitos da ausência de vegetação nativa sobre a assembleia de besouros que persistem nas lavouras de soja, amostramos 24 paisagens nas quais não existe vegetação nativa em um raio de 3 km. Com essas coletas

complementares, foram amostradas 40 áreas de monocultura na Amazônia, 19 no Cerrado e 40 na Transição. As paisagens amostradas foram separadas por, no mínimo 3 km, para garantir a independência das amostras (Da Silva e Hernández 2015).

Em cada paisagem amostrada, nós delimitamos um transecto de 100 m no interior da vegetação nativa e um no talhão de soja, ambos a 150 m a partir da borda da vegetação nativa. Em cada transecto instalamos três armadilhas de queda do tipo *pitfall* distantes entre si a cada 50 m. Nas 24 paisagens sem vegetação nativa, instalamos somente o transecto no talhão de soja. As armadilhas foram constituídas de um recipiente plástico de 1.000ml (14 cm de diâmetro e 11 cm de profundidade) contendo 250ml da mistura água, sabão e sal para a conservação dos insetos e permaneceram ativas por 48 h. Utilizamos como porta-isca um recipiente plástico de 50ml suspenso sobre o recipiente maior por uma estaca de madeira, onde foram armazenados aproximadamente 20 g de fezes humanas. Escolhemos fezes humanas como isca atrativa pois é eficiente para atrair um maior número de espécies de rola-bostas do que quando amostrado com fezes de mamíferos herbívoros e carnívoros (Bogoni et al. 2014). Além disso, o uso de fezes humanas é um método confiável para a amostragem da assembleia de rola-bostas em ambientes com claras diferenças estruturais (Correa et al. 2016).

Todas as amostras foram preservadas em álcool 98%, posteriormente os rola-bostas foram separados de outros artrópodes, acomodados em mantas entomológicas e secos em estufa à 50 °C por 72 horas. A biomassa seca foi obtida com a pesagem de 30 indivíduos de cada espécie (sempre que possível) em balança analítica com precisão de 0,0001 g. Utilizamos a chave dicotômica proposta por Vaz-de-Mello et al. (2011) para as identificações em nível de gênero. As identificações taxonômicas em nível de espécie, foram realizadas com base em comparações com espécimes depositados no Setor de Entomologia da Coleção Zoológica da Universidade Federal de Mato Grosso (CEMT), feitas por um especialista do grupo (Dr. Fernando Zagury Vaz-de-Mello, UFMT/Cuiabá/MT). Todo o material coletado, incluindo os *vouchers*, estão depositados na Coleção Entomológica de Tangará da Serra (CEnTg) da Universidade do Estado de Mato Grosso.

Variáveis de paisagem e de histórico de uso do solo

A quantidade de habitat nativo e quantidade de pastagem foram determinadas utilizando-se de imagens do satélite *Sentinel* do sensor *Modis* com 10 metros de resolução espacial (Tabela S1). Para isso, delimitamos um *buffer* de 5.000 metros (de raio) a partir da borda da vegetação nativa. A quantidade de habitat nativo corresponde a porcentagem da área do *buffer* coberta por vegetação nativa, enquanto a quantidade de pastagem é a porcentagem do *buffer* coberto por pasto (nos referimos a ‘pasto’ como campos de gramíneas utilizados para o pastoreio de bovinos). O tempo de uso do solo como cultivo de soja e tempo desde a última pastagem foram determinados utilizando o complemento *MapBiomas Collection* v. 1.3 do software *QGIS* v. 3.16 (Tabela S1). A plataforma MapBiomas disponibiliza informações sobre as mudanças do tipo de cobertura do solo que ocorreram entre os anos de 1985 a 2019. O tempo de uso do solo como cultivo de soja corresponde ao período entre o primeiro ano de uso do solo como cultivo de soja até a data de nossas amostragens (de 1 a 21 anos). Já o tempo desde a última pastagem corresponde ao período entre o último ano de uso do solo como pastagem e a data de nossas amostragens (de locais que nunca foram cobertos por pasto a locais que deixaram de ser pasto entre 1 a 18 anos).

Análise estatística

Riqueza de espécies, número de indivíduos, biomassa e similaridade da composição de espécies

Estimamos a cobertura de amostragem com curvas de rarefação e extrapolação de espécies dos números de Hill (ordem $q = 0$) (Chao e Jost 2012; Chao et al. 2014), com tamanho da amostra igual ao número de indivíduos e utilizando intervalos de confiança de 95%, usando a função *iNEXT* do pacote *iNEXT* (Hsieh et al. 2016). Isso foi utilizado para verificar se o esforço de amostragem foi adequado para caracterizar as assembleias de rola-bostas nas regiões estudadas.

Usamos modelos lineares generalizados de efeitos mistos (GLMM) (Bolker et al. 2009) para analisar os efeitos dos habitats (nativo vs. cultivo) na riqueza de espécies, número de indivíduos e biomassa total de rola-bostas, tanto para a assembleia geral quanto separadamente para cada tipo de paisagem agrícola. Nós

também usamos GLMMs, para analisar se a riqueza de espécies, abundância e biomassa difere entre monoculturas de soja nos diferentes tipos de paisagens agrícolas estudadas (Amazônia, Cerrado e Transição). Finalmente, testamos se a riqueza de espécies, abundância e similaridade da composição de espécies entre monoculturas de soja (primeiro eixo da PCoA como variável resposta, veja na próxima seção) dependiam de variáveis de paisagem (quantidade de habitat nativo e quantidade de pastagem) e do histórico de uso de solo na região (tempo de uso do solo como cultivo de soja e tempo desde a última pastagem). Tratamos os tipos de habitat como variável de fator fixo e incluímos a interação 'Bioma*Ano de amostragem' como variável de fator aleatório para a assembleia geral e 'Ano de amostragem' para a assembleia em cada tipo de paisagem agrícola. Usamos erros de distribuição *Poisson* (riqueza e abundância) e de *Gaussian* (biomassa e similaridade da composição de espécies), a menos que indicado correção/ajuste: binomial negativo como *quasi-Poisson* (Brooks et al. 2017). Para essas análises estatísticas usamos a função *glmmTMB* do pacote *glmmTMB* (Brooks et al. 2022). A escolha do modelo minimamente adequado foi realizada através do Critério de Informação de Akaike corrigido com delta <2 ($\Delta AICc < 2$). Para isso, utilizamos funções do pacote *MuMIn* (Barton 2022): *dredge* e *model.avg* para a obtenção do modelo médio, quando mais de um modelo foi selecionado. Todas as análises foram realizadas na linguagem de programação estatística R v. 4.2 (R Core Team, 2022).

Composição de espécies

Nós realizamos uma análise exploratória com o teste de mantel, onde foi constatado autocorrelação espacial (Mantel: $R^2 = 0,35$; $P < 0,05$) (Legendre e Legendre 2012). Posteriormente, para medir quanto da variação na composição de espécies era explicada por estruturas espaciais, nós avaliamos a independência espacial das paisagens amostradas usando mapas de autovetores de Moran baseados em distância (dbMEM) (distância geográfica) (Legendre et al., 2015). Utilizamos a função *dbmem* do pacote *adespatial*. (Dray et al., 2022). Usamos Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA) com 999 permutações (Anderson 2001) para avaliar diferenças na composição de espécies entre áreas de vegetação nativa e monocultura de soja, entre monoculturas dos diferentes tipos de paisagens agrícolas (Amazônia, Cerrado e Transição) e entre monoculturas com e sem vegetação nativa próxima. Para representar graficamente as mudanças,

usamos Análises de Coordenadas Principais (PCoAs) baseadas em matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis com dados de abundância (número de indivíduos) transformados pelo método de Hellinger (converte as abundâncias de espécies de valores absolutos para valores relativos e, em seguida, aplica raízes quadradas) (Legendre e Gallagher, 2001; Legendre e Legendre 2012). Além disso, após realizar a PCoA para verificar diferenças na composição de espécies entre monoculturas de soja dos diferentes tipos de paisagens agrícolas, assumimos o primeiro eixo dessa PCoA como variável resposta para a similaridade da composição de espécies entre monoculturas de soja. Utilizamos funções do pacote *vegan* (Oksanen et al. 2020): *adonis* (PERMANOVA), *betapart* (PERMIDISP), *vegdist* (PCoA) e *decostand* (Transformação de Hellinger) no software R.

Preferência de habitat

Considerando a assembleia geral de rola-bostas, usamos o Método de Classificação de Espécies Multinominais (CLAM) (Chazdon et al. 2011) para identificar associações entre espécies e tipos de habitat: especialista de áreas de vegetação nativa, especialista de áreas de monocultura de soja, generalista de habitats e “muito rara para ser classificada como especialista ou generalista”. Para isso, nos baseamos no limite de especialização da ‘supermaioria’ ($K = 2/3$) à nível de significância de $P < 0,05$ e aplicamos correção de cobertura de amostragem para espécies com menos de 10 indivíduos (abordagem conservadora), usando a função *clam* do pacote *vegan*.

Resultados

No total, nós coletamos 71.043 indivíduos pertencentes a 165 espécies de 29 gêneros de rola-bostas em 100 paisagens agrícolas (Tabela S2). As curvas de rarefação com a extrapolação do esforço amostral para a riqueza de espécies observada e estimada indicam que nossa técnica de amostragem foi eficiente para representar as assembleias locais de rola-bostas (Fig. S1).

Nativo X Soja

Coletamos 57.249 indivíduos de 164 espécies e 29 gêneros de rola-bostas em 75 paisagens agrícolas estudadas. Em áreas de vegetação nativa foram 39.090

indivíduos de 155 espécies, e nas áreas de monocultura de soja foram 18.159 indivíduos de 71 espécies. Em paisagens agrícolas na Amazônia, 99 espécies (25.612 indivíduos) foram coletadas em áreas de vegetação nativa e 44 (5.972 indivíduos) em monocultura. Dezenove espécies foram coletadas em ambos os habitats, 80 foram exclusivas em áreas de vegetação nativa e 25 em monocultura. Em paisagens agrícolas no Cerrado, 83 espécies (6.900 indivíduos) foram coletadas em áreas de vegetação nativa e 38 (2.734 indivíduos) em monocultura. Trinta e quatro espécies foram coletadas em ambos os habitats, enquanto 49 espécies foram registradas exclusivamente em áreas de vegetação nativa e quatro em monocultura. Finalmente, em paisagens agrícolas na Transição, 88 espécies (9.453 indivíduos) foram coletadas em áreas de vegetação nativa e 41 (6.578 indivíduos) em monocultura. Vinte e oito espécies foram coletadas em ambos os habitats, 60 foram exclusivas em áreas de vegetação nativa e 13 em monocultura.

A riqueza de espécies, abundância e biomassa da assembleia geral foram significativamente maior em áreas de vegetação nativa quando comparado com as monoculturas (Fig. 2, Tabela S4). Padrão semelhante foi encontrado para a riqueza de espécies quando analisamos por tipo de paisagem, com maior riqueza em vegetação nativa (Fig. 3A-B-C, Tabela S4). No entanto, a abundância foi significativamente diferente apenas na Amazônia e Cerrado, onde encontramos maior número de indivíduos em vegetação nativa que em monocultura (Fig. 3D-E); na Transição não encontramos diferenças na abundância (Fig. 3F). Encontramos diferenças na biomassa entre os tipos de habitats apenas na Amazônia, com maior biomassa em vegetação nativa que em monocultura (Fig. 3G); no Cerrado e Transição, a biomassa em vegetação nativa e monocultura foi semelhante (Fig. 3H-I). As análises PCoAs separaram as áreas de vegetação nativa e de monocultura em dois grupos distintos (Fig. 4), com a composição de espécies diferindo significativamente: assembleia geral (pseudo-F = 53,4, $p < 0,01$) e assembleias na Amazônia (pseudo-F = 57,6, $p < 0,01$), Cerrado (pseudo-F = 7,0, $p < 0,01$) e Transição (pseudo-F = 21,1, $p < 0,01$).

Preferência de habitats

Das 164 espécies coletadas, 75 (46,73%) foram classificadas como especialistas em área de vegetação nativa, 21 (12,8%) foram especialistas em áreas de monocultura

de soja, nove (5,48%) foram generalistas de habitat e 59 (35,97%) foram consideradas muito raras (baixo número de indivíduos) para serem classificadas como especialistas ou generalistas de habitat (Tabela S5, Fig. 5).

Rola-bostas da Soja

Coletamos 31.953 indivíduos de 75 espécies e 21 gêneros de rola-bostas em 99 áreas de monocultura de soja (Fig. 5). Foram 12.673 indivíduos de 47 espécies em 40 áreas de monocultura amostradas na região Amazônica, 3.227 indivíduos de 40 espécies em 19 áreas de monocultura no Cerrado e 16.053 indivíduos de 49 espécies em 40 áreas de monocultura na Transição. Das 75 (100%) espécies coletadas, 20 (26,66%) foram compartilhadas entre as três paisagens estudadas, 17 (22,66%) foram exclusivas na Amazônia, seis (8%) no Cerrado e 11 (14,66%) na Transição. Três (4%) espécies foram compartilhadas apenas entre Amazônia e Cerrado. As assembleias na Amazônia e Transição compartilharam sete (9,33%) espécies. Já as assembleias no Cerrado e Transição compartilharam 11 (14,66%) espécies.

Não encontramos diferenças significativas na abundância ($b = -0,057$; $p = 0,62$) e biomassa ($b = 2,464$; $p = 0,41$) entre monoculturas de soja cultivadas em diferentes tipos de paisagens agrícolas (Fig. S2). Encontramos menor riqueza de espécies em monoculturas na Transição quando comparado com monoculturas na Amazônia ($b = -0,198$; $p < 0,05$), porém não encontramos diferenças em relação as monoculturas no Cerrado ($b = -0,185$; $p = 0,15$); e não encontramos diferenças significativas na riqueza entre Amazônia e Cerrado ($b = 0,013$; $p = 0,98$) (Fig. S2). Quando analisado a composição de espécies entre monoculturas, encontramos efeitos do tipo de paisagem na composição (pseudo-F = 11,7, $p < 0,01$), com cada paisagem possuindo composição própria (Fig. 6). Além disso, registramos efeitos de estruturas espaciais na composição (dbMEM1: pseudo-F = 10,84, $p < 0,01$; dbMEM3: pseudo-F = 6,61, $p < 0,01$; dbMEM4: pseudo-F = 6,32, $p < 0,01$; dbMEM5: pseudo-F = 4,52, $p < 0,01$) (Fig. 6). Nós também encontramos que a proximidade com áreas de vegetação nativa tem influência na composição de espécies em áreas de monocultura de soja (pseudo-F = 5,35, $p < 0,01$), com monoculturas sem vegetação nativa próxima abrigando uma composição distinta daquela registrada em monoculturas adjacentes a áreas de vegetação nativa (Fig. S3-4).

A riqueza de espécies da assembleia geral foi positivamente relacionada com o tempo desde a última pastagem (Tabela 1, Fig. 7A), mas nenhum dos preditores teve relação com a riqueza quando analisado por tipo de paisagem (Fig. 8A-B-C). Nenhuma das variáveis de paisagem ou de histórico de uso do solo foram relacionadas com a abundância, tanto para a assembleia geral quanto para cada tipo de paisagem (Fig. 7B, Fig. 8D-E-F). A similaridade da composição entre monoculturas para a assembleia geral foi negativamente relacionada com o tempo desde a última pastagem e positivamente relacionada com a quantidade de pastagem na paisagem (Fig. 7C). Na Amazônia, houve maior similaridade da composição com maiores quantidades de pastagem e habitat nativo na paisagem (Fig. 8G), respectivamente. No Cerrado, houve menor similaridade com maior a quantidade de pastagem (Fig. 8H). Já na Transição, a similaridade da composição foi menor com maior o tempo desde a última pastagem (Fig. 8I).

Discussão

Em nossos resultados, confirmamos um padrão de declínio de riqueza de espécies, abundância e biomassa de rola-bostas, bem como drástica mudança na composição de espécies, devido a conversão de vegetação nativa em monocultura de soja. Embora a abundância e biomassa tenham se comportado de maneira diferente dependendo da paisagem estudada, o consistente padrão geral observado demonstra um severo efeito negativo da implantação de culturas agrícolas na biodiversidade. A vegetação é um dos principais fatores responsáveis pela estruturação das assembleias de rola-bostas em paisagens tropicais (Costa et al. 2017; Silva et al. 2017; Correa et al. 2020b; Macedo et al. 2020; Oliveira et al. 2021). Estudos demonstraram que a semelhança entre assembleias tende a diminuir à medida que há um aumento do contraste entre áreas de vegetação primária e ambientes modificados (Korasaki et al. 2013; Audino et al. 2014; Martello et al. 2016; Sarmiento-Garcés e Hernández 2021); consequentemente, ambientes mais simplificados, como as áreas de monoculturas estudadas, tendem a apresentar assembleias menores e mais pobres (Martello et al. 2016; Costa et al. 2017; Macedo et al. 2020). A persistência e dominância de algumas espécies em ambientes altamente antropizados também é um padrão comumente documentado (Nichols et al. 2007; Almeida et al. 2011; Braga et al. 2013; Korasaki et al. 2013; Silva et al. 2016; Correa et al. 2019, 2020b, 2021), como observamos para as espécies

consideradas especialistas em ambientes de soja, tais como: *Genieridium bidens* (Balthasar, 1938), *Ontherus appendiculatus* (Mannerheim, 1829), *Trichillum externepunctatum* Preudhomme de Borre, 1880 e *Dichotomius nisus* (Olivier, 1789). Isso poderia explicar a alta abundância numérica e de biomassa registrada na monocultura em paisagens no Cerrado e Transição, assim se assemelhando aos níveis das áreas de vegetação nativa.

Mudanças na estrutura da vegetação refletem em mudanças nas condições microclimáticas locais (Edmondson et al. 2016; Ozkan e Gokbulak 2017), como temperatura, umidade e intensidade luminosa, e na disponibilidade de recursos, resultando num intenso processo de filtragem de espécies com uma seleção de espécies de rola-bostas sensíveis e tolerantes (Larsen 2012). Por exemplo, tanto larvas quanto adultos de rola-bostas utilizam fezes de mamíferos, especialmente de animais de médio e grande porte, como principal fonte de alimento e recurso de nidificação, no entanto o rápido ressecamento das fezes em ambientes abertos prejudica a utilização do recurso pela maioria dos rola-bostas (Halffter e Matthews 1966; Hanski e Cambefort 1991). Assim, o tipo de vegetação também tem influência na qualidade e tipo de recurso alimentar dominante, sendo essa uma variável importante na estruturação das assembleias de rola-bostas (Nichols et al. 2009; Bogoni et al. 2019; Raine e Slade 2019; Pessôa et al. 2020). Adicionalmente, embora algumas espécies de mamíferos, por exemplo *Tayassu pecari* Link, 1795, utilizarem áreas agrícolas em grande abundância para forrageio nos períodos de disponibilidade de alimento (see Lima et al. 2019), defecarem nessas áreas fornecendo recursos para os rola-bostas, a maioria das espécies de mamíferos são negativamente afetadas em ambientes antropizados (Parry et al. 2007; Canale et al. 2012). Portanto, como a conversão de vegetação nativa em monocultura, mudanças no tipo de vegetação e redução da disponibilidade de recursos, provavelmente, pode estar implicando direta e/ou indiretamente em um efeito cascata de perda de biodiversidade de espécies a assembleias de rola-bostas e assembleias mamíferos (Nichols et al. 2009; Bogoni et al. 2019; Raine e Slade 2019; Macedo et al. 2020).

Quando analisado as monoculturas de soja em cada paisagem, observamos que parte das espécies de rola-bostas são predominantemente uma subamostra da assembleia em áreas de vegetação nativa no Cerrado. Por outro lado, encontramos grupos distintos de composição de espécies em monocultura entre as diferentes

paisagens (Amazônia, Cerrado e Transição). Esse resultado, possivelmente pode estar relacionado ao fato que várias espécies que compõe a assembleia nesse habitat foram registradas com pouquíssimos indivíduos, ao mesmo tempo que foram muito abundantes em áreas de vegetação nativa, como *Onthophagus osculatii* Guérin-Méneville, 1855, *Onthophagus* aff. *rubescens*, *Dichotomius opacus* Blanchard, 1845, *Dichotomius melzeri* (Luederwaldt, 1922), *Coprophanaeus ensifer* (Germar, 1821), *Canthidium barbacenicum* Preudhomme de Borre, 1886, *Canthon fortmarginatus* Balthasar, 1939, *Dichotomius* aff. *lucasi* 1 e *Eurysternus caribaeus* (Herbst, 1789). Desde que o Cerrado é formado por vegetações tipicamente abertas (ex. savanas e campos) e matas menos densas, uma maior tolerância ecológica e adaptação a variações na temperatura e disponibilidade de alimento é esperado para suas espécies de rola-bostas (Hanski e Cambefort 1991). O que pode resultar numa maior movimentação e colonização em ambientes antropizados (Horgan 2007; Almeida et al. 2011; Martello et al. 2016; Silva et al. 2016; Correa et al. 2020b, 2021; Macedo et al. 2020). Isso permite que um conjunto de espécies mais competitivas ocupem as monoculturas e mantenha grandes populações nesse ambiente, enquanto as tipicamente de ambientes florestais são mais afetadas e não conseguem estender suas atividades (Rös et al. 2012; Korasaki et al. 2013; Silva et al. 2017; Tavares et al. 2019; Sarmiento-Garcés e Hernández 2021). Consequentemente, essa subamostra da assembleia de rola-bostas típica de paisagens de Cerrado pode estar expandindo suas atividades para outros domínios de vegetação ao longo do tempo usando as áreas de monocultura como corredores ecológicos (ou *stepping-stones*) (Díaz et al. 2010; Costa et al. 2017), assim acompanhando o avanço da fronteira agrícola sobre os sistemas naturais (Silva et al. 2022).

Embora, efeitos ambientais deletérios, como a conversão de florestas nativas em monoculturas, filtram características específicas das espécies de rola-bostas, como tamanho do corpo, período de atividade, dieta ou comportamento de realocação de alimentos (Nichols et al. 2013; Bourg et al. 2016; Correa et al. 2020), nossos resultados evidenciam que ao menos 30 espécies com diferentes características estão potencialmente usando a monocultura. Muitas dessas espécies são bem distribuídas em regiões de florestas secas e inclui várias espécies que são capturadas em ambientes antropizados, como áreas agrícolas, urbanas e campos

de pastagem (Tissiani et al. 2017; Correa et al. 2021). Das espécies coletadas, *D. nisus*, *D. bos*, *T. externepunctatum*, *G. bidens* e *O. appendiculatus* são espécies que se destacaram devido serem constantes em áreas de monocultura de soja e coletadas em elevado número de indivíduos e biomassa. *D. nisus* e *D. bos* são espécies grandes, coprófagas, enterradoras e noturnas que apresentam ampla distribuição, ocorrendo na Caatinga, Cerrado, Chaco e Pantanal (Hernández 2007; Audino et al. 2014; Tissiani et al. 2017; Tavares et al. 2019; Correa et al. 2020a; Macedo et al. 2020). *T. externepunctatum*, *G. bidens* e *O. appendiculatus* são espécies pequenas, coprófagas, de hábito de nidificação residente e noturnas (Genier 1996; Vaz-De-Mello 2008; Louzada e Carvalho e Silva 2009; Pessôa et al. 2017). Enquanto a espécie *T. externepunctatum* tem ampla distribuição na Caatinga, Cerrado, Chaco e Pantanal (Louzada et al. 2007; Pessôa et al. 2017; Tissiani et al. 2017; Vaz-De-Mello et al. 2017; Correa et al. 2021), *G. bidens* e *O. appendiculatus* têm sua distribuição principalmente associada ao Cerrado e Pantanal (Pessôa et al. 2017; Tissiani et al. 2017; Vaz-De-Mello et al. 2017; Correa et al. 2020b; Oliveira et al. 2021).

Adicionalmente, registramos *Digitonthophagus gazella* (Fabricius, 1787), uma espécie africana coprófaga, noturna e enterradora, que foi introduzida no Brasil pela primeira vez em 1989 para controlar populações de mosca-dos-chifres (*Haematobia irritans* (L.)) e melhorar a produtividade do solo de pastagens (Miranda et al. 2000), como especialista de soja. *D. gazella* tem sido considerada uma ameaça potencial à fauna nativa de rola-bostas, uma vez que sua presença pode impactar negativamente a biodiversidade local de rola-bostas devido ao bom potencial de dispersão e competitividade (Mesquita-Filho et al. 2018; Noriega et al. 2020). Consequentemente, esta espécie está colonizando rapidamente pastagens no Brasil (Tissiani et al. 2017) e América como um todo (Noriega et al. 2020) e habitats abertos como monoculturas de soja. Estas seis espécies são importantes na remoção de fezes da superfície de pastagens em todo o Brasil (Tissiani et al. 2017), aparentam ter um comportamento generalista quanto a preferência ao tipo de fezes (p.ex. humana, bovina, ovina e equina) (Louzada e Carvalho e Silva 2009; Correa et al. 2013, 2020b) e recentemente foram coletadas em ambientes urbanos (Correa et al. 2021) e plantações de soja (Oliveira et al. 2021).

Embora as variáveis de paisagens e de histórico de uso do solo não influenciam a abundância da assembleia de rola-bostas em monocultura de soja, a riqueza de espécies foi positivamente relacionada com o tempo desde a última pastagem, enquanto a similaridade da composição de espécies foi negativamente relacionada com a mesma. Assim, à medida que se aumenta o tempo da última pastagem também ocorre um aumento na riqueza de besouros rola-bostas. Este fato pode estar associado à plasticidade das espécies de rola-bostas em se adaptar em habitats antropizados. No entanto, há uma redução da similaridade com o aumento do tempo da última pastagem, que após a conversão dos campos de pastagem em áreas agrícolas com culturas anuais, práticas agrícolas como preparo mecanizado do solo, cultivos transgênicos e aplicação de fertilizantes e agroquímicos podem negativamente influenciar os rola-bostas selecionando algumas espécies (Campos et al. 2015; González-Tokman et al. 2017). De fato, este padrão de redução da similaridade também já foi observado para polinizadores (Kohler et al. 2008; Montero-Castaño e Vilà 2012).

Quando analisado a similaridade da composição de espécies em cada paisagem, encontramos diferentes padrões em respostas à quantidade de pastagem, com aumento na similaridade na Amazônia e diminuição no Cerrado, refletindo a diferença de aptidão das espécies de cada tipo de bioma. Dado que as assembleias de rola-bostas no Cerrado são capazes de forragear na busca de alimento em áreas abertas (como os campos de pastagem e monoculturas) (ver Costa et al. 2017; Correa et al. 2019; Oliveira et al. 2021), provavelmente ocorre uma maior troca de espécies nessas paisagens agrícolas e, como consequência, aumentando as diferenças na composição de espécies entre monoculturas. Por outro lado, observamos que áreas de vegetação nativa na Amazônia tendem a contribuir principalmente com espécies raras para as monoculturas. Assim, é provável que ocorra uma exclusão dessas espécies em resposta a uma maior quantidade de pastagem na paisagem, uma vez que campos de pastagem dariam mais suporte para espécies adaptadas a ambientes antropizados (Correa et al. 2019; Macedo et al. 2020), aumentando a similaridade entre monoculturas. No entanto, a similaridade entre monoculturas na Amazônia também aumenta em resposta a quantidade de habitat nativo. Isso poderia significar um aumento no número de indivíduos das espécies raras, porém sem que houvesse troca de espécies.

Reduzir impactos ambientais ao mesmo tempo que se maximize a produção de alimento pode ser a chave para a preservação das espécies em paisagens agrícolas (Geiger et al. 2010; Perfecto e Vandermeer 2010; Gliessman 2016). Nossos resultados evidenciaram uma drástica redução da comunidade de rola-bostas em monoculturas de soja, o que demonstra um processo de homogeneização biótica com a substituição de florestas tropicais (Melo et al. 2013). No entanto, encontramos um subconjunto de espécies capaz de manter e/ou aumentar suas populações nesses ambientes, provavelmente, podem estar contribuindo com serviços essenciais na manutenção de agroecossistemas (Braga et al. 2013; Campos e Hernández 2015; Alves et al. 2020). Essas espécies têm sua distribuição associada a paisagens de florestas secas, como as de Cerrado e, ambientes abertos como pastagens introduzidas, provavelmente está acompanhando o avanço da fronteira agrícola sobre os sistemas naturais (Silva et al. 2022). No entanto, as espécies tipicamente de ambientes florestais são mais afetadas e não conseguem estender suas atividades em monoculturas. Finalmente, demonstramos a importância da avaliação de múltiplos fatores em diferentes contextos de paisagem sobre a diversidade de espécies de rola-bostas em paisagens agrícolas, onde o padrão geral de riqueza de espécies de besouros rola-bostas em monoculturas de soja aumenta à medida que ocorre um aumento no tempo desde última pastagem. Assim, as variáveis de paisagem e de histórico de uso do solo foram boas preditoras de mudanças na riqueza de espécies e similaridade da composição de espécies de rola-bostas.

Contribuições dos autores

Agradecimentos

Este estudo faz parte da Rede Bioagro que foi financiada pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Mato Grosso (FAPEMAT). Agradecemos a todos os proprietários de terras pelo apoio logístico.

Referências

Almeida S, Louzada J, Sperber C, Barlow J (2011) Subtle Land-Use Change and Tropical Biodiversity : Dung Beetle Communities in Cerrado Grasslands and Exotic Pastures. *Biotropica* 43:704–710

- Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, et al (2013) Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol Zeitschrift* 22:711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Alves VM, Hettwer Giehl EL, Lovato PE, et al (2020) Dung beetles and the conservation of diversity in an agricultural landscape with maize fields and Atlantic Forest remnants. *Acta Oecologica* 107:.. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2020.103598>
- Anderson MJ (2001) A new method for non- parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol* 26:32–46
- Audino LD, Louzada J, Comita L (2014) Dung beetles as indicators of tropical forest restoration success: Is it possible to recover species and functional diversity? *Biol Conserv* 169:248–257. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.11.023>
- Barton K (2022) Package ' MuMIn '
- Bennett RE, Sillett TS, Rice RA, Marra PP (2021) Impact of cocoa agricultural intensification on bird diversity and community composition. 1–10. <https://doi.org/10.1111/cobi.13779>
- Beynon SA, Wainwright WA, Christie M (2015) The application of an ecosystem services framework to estimate the economic value of dung beetles to the U. K. cattle industry. *Ecol Entomol* 40:124–135. <https://doi.org/10.1111/een.12240>
- Bogoni JA, Hernández MIM, Preisser E (2014) Attractiveness of Native Mammal's feces of different trophic guilds to dung beetles (Coleoptera: Scarabaeinae). *J Insect Sci* 14:1–7. <https://doi.org/10.1093/jisesa/ieu161>
- Bogoni JA, Silva PG da, Peres CA (2019) Co-declining mammal–dung beetle faunas throughout the Atlantic Forest biome of South America. *Ecography (Cop)* 42:1803–1818. <https://doi.org/10.1111/ecog.04670>
- Bolker BM, Brooks ME, Clark CJ, et al (2009) Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends Ecol Evol* 24:127–135. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.10.008>

- Braga RF, Korasaki V, Andresen E, Louzada J (2013) Dung Beetle Community and Functions along a Habitat-Disturbance Gradient in the Amazon: A Rapid Assessment of Ecological Functions Associated to Biodiversity. *PLoS One* 8:. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0057786>
- Brooks M, Bolker B, Kristensen K, Maechler M (2022) Package ‘ glmmTMB ’ R topics documented :
- Brooks ME, Kristensen K, van Benthem KJ, et al (2017) glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling. *R J* 9:378–400. <https://doi.org/10.32614/rj-2017-066>
- Bourg A, Escobar F, MacGgregor-Fors I, Moreno CE (2016) Got Dung? Resource Selection by Dung Beetles in Neotropical Forest Fragments and Cattle Pastures. *Neotrop Entomol* 45:490–498. <https://doi.org/10.1007/s13744-016-0397-7>
- Campos RC, Hernández MIM (2015) The importance of maize management on dung beetle communities in atlantic forest fragments. *PLoS One* 10:5–13. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0145000>
- Canale GR, Peres CA, Guidorizzi CE, et al (2012) Pervasive defaunation of forest remnants in a tropical biodiversity hotspot. *PLoS One* 7:. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0041671>
- Cardoso D, Särkinen T, Alexander S, et al (2017) Amazon plant diversity revealed by a taxonomically verified species list. *Proc Natl Acad Sci U S A* 114:10695–10700. <https://doi.org/10.1073/pnas.1706756114>
- Chao A, Gotelli NJ, Hsieh TC, et al (2014) Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecol Monogr* 84:45–67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Chao A, Jost L (2012) Coverage-based rarefaction and extrapolation: Standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology* 93:2533–2547. <https://doi.org/10.1890/11-1952.1>
- Chazdon RL, Chao A, Colwell RK, et al (2011) A novel statistical method for

classifying habitat generalists and specialists. *Ecology* 92:1332–1343.
<https://doi.org/10.1890/10-1345.1>

Correa CMA, Braga RF, Puker A, Korasaki V (2019) Patterns of taxonomic and functional diversity of dung beetles in a human-modified variegated landscape in Brazilian Cerrado. *J Insect Conserv.* <https://doi.org/10.1007/s10841-018-00118-6>

Correa CMA, Ferreira KR, Puker A, et al (2021) Greenspace sites conserve taxonomic and functional diversity of dung beetles in an urbanized landscape in the Brazilian Cerrado. *Urban Ecosyst* 24:1023–1034.
<https://doi.org/10.1007/s11252-021-01093-8>

Correa CMA, Peres ND, Holdbrook R (2020a) Patterns of alimentary resource use by dung beetles in introduced Brazilian pastures: Cattle versus sheep dung. *Entomol Sci* 23:271–279. <https://doi.org/10.1111/ens.12425>

Correa CMA, Puker A, Abot AR (2020b) Impacts of exotic pasture establishment on dung beetle assemblages (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) in the Brazilian cerrado. *Environ Entomol* 49:1335–1344.
<https://doi.org/10.1093/ee/nvaa132>

Correa CMA, Puker A, Korasaki V, et al (2016) Attractiveness of baits to dung beetles in Brazilian savanna and exotic pasturelands. *Entomol Sci* 19:112–123.
<https://doi.org/10.1111/ens.12169>

Correa CMA, Puker A, Korasaki V, Oliveira NG De (2013) Dung beetles (Coleoptera, Scarabaeinae) attracted to sheep dung in exotic pastures. *Rev Bras Entomol* 57:113–116

Costa C, Oliveira VHF, Maciel R, et al (2017) Variegated tropical landscapes conserve diverse dung beetle communities. *PeerJ* 2017:.
<https://doi.org/10.7717/peerj.3125>

Costa HCM, Benchimol M, Peres CA (2021) Wild ungulate responses to anthropogenic land use: a comparative Pantropical analysis. *Mamm Rev* 1–12.
<https://doi.org/10.1111/mam.12252>

- Curtis PG, Slay CM, Harris NL, et al (2018) Classifying drivers of global forest loss. *For Ecol* 361:1108–1111
- Da Silva PG, Hernández IMM (2015) Spatial Patterns of Movement of Dung Beetle Species in a Tropical Forest Suggest a New Trap Spacing for Dung Beetle Biodiversity Studies. 1–18. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0126112>
- Díaz A, Galante E, Favila ME (2010) The effect of the landscape matrix on the distribution of dung and carrion beetles in a fragmented tropical rain forest. *J Insect Sci* 10:1–16. <https://doi.org/10.1673/031.010.8101>
- Didham RK, Barker GM, Bartlam S, et al (2015) Agricultural intensification exacerbates spillover effects on soil biogeochemistry in adjacent forest remnants. *PLoS One* 10:1–32. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0116474>
- Doherty TS, Balouch S, Bell K, et al (2020) Reptile responses to anthropogenic habitat modification : A global meta-analysis. 1–15. <https://doi.org/10.1111/geb.13091>
- Edmondson JL, Stott I, Davies ZG, Gaston KJ, Leake JR (2016) Soil surface temperatures reveal moderation of the urban heat island effect by trees and shrubs. *Sci Rep* 6:1–8
- FAO (2020) Land use in agriculture by the numbers. In: *Sustain. Food Agric.* <https://www.fao.org/sustainability/news/detail/en/c/1274219/>
- Galán-Acedo C, Arroyo-Rodríguez V, Andresen E, et al (2019) The conservation value of human-modified landscapes for the world's primates. *Nat Commun* 10:1–8. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-08139-0>
- Galloway AD, Seymour CL, Gaigher R, Pryke JS (2021) Organic farming promotes arthropod predators, but this depends on neighbouring patches of natural vegetation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 310. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107295>
- Gardner TA, Barlow J, Chazdon R, et al (2009) Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecol Lett* 12:561–582.

<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01294.x>

- Geiger F, Bengtsson J, Berendse F, et al (2010) Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic Appl Ecol* 11:97–105. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.001>
- Genier F (1996) A revision of the neotropical genus *Ontherus* Erichson (Coleoptera: Scarabaeidae, Scarabaeinae). *Mem Entomol Soc Canada* 170:1–169. <https://doi.org/10.4039/entm128170fv>
- Gliessman S (2016) Agroecology and Sustainable Food Systems How to leave industrial agriculture behind by shifting food systems toward agroecology. *Agroecol Sustain Food Syst* 3565:. <https://doi.org/10.1080/21683565.2016.1200170>
- Haddad NM, Brudvig LA, Clobert J, et al (2015) Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Sci Adv* 1:1–10. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Halffter G (1991) Historical and ecological factors determining the geographical distribution of beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae). *Biogeogr – J Integr Biogeogr* 15:11–40. <https://doi.org/10.21426/b615110376>
- Halffter G, Matthews EG (1966) The Natural History of Dung Beetles of The Sub-Family Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae). *Folia Entomológica Mex* 12:312. <https://doi.org/10.1093/besa/14.1.83b>
- Hanski I, Cambefort Y (1991) *Dung Beetle Ecology*. Princeton University Press
- Hernández MIM (2007) Besouros Escarabeíneos (Coleoptera: Scarabaeidae) Da Caatinga Paraibana, Brasil. *Oecologia Bras* 11:356–364. <https://doi.org/10.4257/oeco.2007.1103.06>
- Horgan FG (2007) Dung beetles in pasture landscapes of Central America: Proliferation of synanthropogenic species and decline of forest specialists. *Biodivers Conserv* 16:2149–2165. <https://doi.org/10.1007/s10531-006-9145-3>
- Hsieh TC, Ma KH, Chao A (2016) iNEXT: an R package for rarefaction and

- extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods Ecol Evol* 7:1451–1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- Hu X, Huang B, Verones F, et al (2021) Overview of recent land-cover changes in biodiversity hotspots. *Front Ecol Environ* 19:91–97. <https://doi.org/10.1002/fee.2276>
- IBGE IB de G e E (2021) Produção Agrícola Municipal 2020. Inst Bras Geogr e Estatística 1–8
- Kehoe L, Romero-muñoz A, Polaina E, et al (2017) Biodiversity at risk under future cropland expansion and intensification. *Ecol e evolução da Nat* 1:1129–1135. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0234-3>
- Kohler F, Verhulst J, Van Klink R, Kleijn D (2008) At what spatial scale do high-quality habitats enhance the diversity of forbs and pollinators in intensively farmed landscapes? *J Appl Ecol* 45:753–762. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01394.x>
- Korasaki V, Braga RF, Zanetti R, et al (2013) Conservation value of alternative land-use systems for dung beetles in Amazon: valuing traditional farming practices. *Biodivers Conserv* 22:1485–1499. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0487-3>
- Larsen TH (2012) Upslope range shifts of Andean dung beetles in response to deforestation: compounding and confounding effects of microclimatic change. *Biotropica* 44:82–89. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2011.00768.x>
- Lima M, Peres CA, Abrahams MI, et al (2019) The paradoxical situation of the white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) in the state of Mato Grosso, Brazil. *Perspect Ecol Conserv* 17:36–39. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.12.001>
- Lopez-Collado J, Cruz-rosales M, Vilaboa-arroniz J, et al (2017) Contribution of dung beetles to cattle productivity in the tropics: A stochastic-dynamic modeling approach. *Agric Syst* 155:78–87. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.05.001>
- Louzada JNC, Carvalho e Silva PR (2009) Utilisation of introduced Brazilian pastures ecosystems by native dung beetles: Diversity patterns and resource use. *Insect*

- Conserv Divers 2:45–52. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2008.00038.x>
- Louzada JNC, Lopes FS, Vaz-de-mello FZ (2007) Structure and composition of a dung beetle community (Coleoptera, Scarabaeinae) in a small forest patch from Brazilian Pantanal. 9:199–203
- Macedo R, Dorneles L, Korasaki V, Louzada J (2020) Conversion of Cerrado savannas into exotic pastures: The relative importance of vegetation and food resources for dung beetle assemblages. *Agric Ecosyst Environ* 288:106709. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106709>
- Margules CR, Pressey RL (2000) Systematic conservation planning. *Nature* 405:243–253
- Marques EQ, Junior-Marimon BH, Marimon BS, et al (2019) Redefining the Cerrado – Amazonia transition : implications for conservation. *Biodivers Conserv*. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01720-z>
- Martello F, Andriolli F, de Souza TB, et al (2016) Edge and land use effects on dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) in Brazilian cerrado vegetation. *J Insect Conserv* 20:957–970. <https://doi.org/10.1007/s10841-016-9928-0>
- Mayers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, et al (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853–858. <https://doi.org/10.1038/468895a>
- Melo FPL, Arroyo-Rodríguez V, Fahrig L, et al (2013) On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. *Trends Ecol Evol* 28:462–468. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.01.001>
- Mesquita-Filho W, Flechtmann CAH, Godoy WAC, Bjornstad ON (2018) The impact of the introduced *Digitonthophagus gazella* on a native dung beetle community in Brazil during 26 years. *Biol Invasions* 20:963–979. <http://dx.doi.org/10.1007/s10530-017-1603-1>
- Méndez-Rojas DM, Cultid-Medina C, Escobar F (2021) Influence of land use change on rove beetle diversity : A systematic review and global meta-analysis of a

- mega-diverse insect group. 122:.. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107239>
- Miranda CHB, Santos JC, Bianchin I (2000) The role of *Digitonthophagus gazella* in pasture cleaning and production as result of burial of cattle dung. *Pasturas Tropicales* 22:14–18.
- Montero-Castaño A, Vilà M (2012) Impact of landscape alteration and invasions on pollinators: A meta-analysis. *J Ecol* 100:884–893. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2012.01968.x>
- Newbold T, Hudson LN, Hill SLL, et al (2015) Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* 520:45–50. <https://doi.org/10.1038/nature14324>
- Nichols E, Gardner T a (2011) Dung Beetles as a Candidate Study Taxon in Applied Biodiversity Conservation Research. *Ecol Evol Dung Beetles* 1:267–291
- Nichols E, Gardner TA, Peres CA, et al (2009) Co-declining mammals and dung beetles: an impending ecological cascade. 481–487. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2008.17268.x>
- Nichols E, Larsen T, Spector S, et al (2007) Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: A quantitative literature review and meta-analysis. *Biol Conserv* 137:1–19. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.01.023>
- Nichols E, Spector S, Louzada J, et al (2008) Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biol Conserv* 141:1461–1474. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.011>
- Nichols E, Uriarte M, Bunker DE et al (2013) Trait-dependent response of dung beetle populations to tropical forest conversion at local and regional scales. *Ecology* 94:180–189. <https://doi.org/10.1890/12-0251.1>
- Noriega JA, Floate KD, Génier F, et al. (2020) Global distribution patterns provide evidence of niche shift by the introduced African dung beetle *Digitonthophagus gazella*. *Entomol. Exp. Appl.*, 168, 766–782. <https://doi.org/10.1111/eea.12961>
- Oksanen AJ, Blanchet FG, Friendly M, et al (2020) Package “vegan”. *Encycl Food Agric Ethics* 2.5-7:.. https://doi.org/10.1007/978-94-024-1179-9_301576

- Oliveira PS, Marquis RoJ (2002) The Cerrado of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna.
- Oliveira YF, Oliveira CM, Frizzas MR (2021) Changes in land use affect dung beetle communities but do not affect ecosystem services in the Cerrado of Central Brazil. *Ecol Entomol*. <https://doi.org/10.1111/een.13034>
- Ozkan U, Gokbulak F (2017) Effect of vegetation change from forest to herbaceous vegetation cover on soil moisture and temperature regimes and soil water chemistry. *CATENA* 149:158–166.
- Pacheco R, Vasconcelos HL, Groc S, et al. (2013) The importance of remnants of natural vegetation for maintaining ant diversity in Brazilian agricultural landscapes. *Biodivers Conserv* 22, 983–997.
- Parry L, Barlow J, Peres CA (2007) Large-vertebrate assemblages of primary and secondary forests in the Brazilian Amazon. *J Trop Ecol* 23:653–662. <https://doi.org/10.1017/S0266467407004506>
- Perfecto I, Vandermeer J (2010) The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. *Proc Natl Acad Sci U S A* 107:5786–5791. <https://doi.org/10.1073/pnas.0905455107>
- Pessôa MB, Alves-Martins F, De Marco Júnior P, Hortal J (2020) Unveiling the drivers of local dung beetle species richness in the Neotropics. *J Biogeogr* 48:861–871. <https://doi.org/10.1111/jbi.14043>
- Pessôa MB, Izzo TJ, Vaz-de-Mello FZ (2017) Assemblage and functional categorization of dung beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) from the Pantanal. *PeerJ* 2017:1–19. <https://doi.org/10.7717/peerj.3978>
- Prevedello JA, Vieira MV (2010) Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodivers Conserv* 2010:1205–1223. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9750-z>
- Raine EH, Slade EM (2019) Dung beetle-mammal associations: Methods, research trends and future directions. *Proc R Soc B Biol Sci* 286:.

<https://doi.org/10.1098/rspb.2018.2002>

- Rös M, Escobar F, Halffter G (2012) How dung beetles respond to a human-modified variegated landscape in Mexican cloud forest: A study of biodiversity integrating ecological and biogeographical perspectives. *Divers Distrib* 18:377–389. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00834.x>
- Sarmiento-Garcés R, Hernández MIM (2021) A decrease in taxonomic and functional diversity of dung beetles impacts the ecosystem function of manure removal in altered subtropical habitats. *PLoS One* 16:1–20. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0244783>
- Silva JMCD , Rylands AB, Fonseca G (2005) O destino das áreas de endemismo da Amazônia. *Megadiversidade* 1:124–131
- Silva RJ, Pelissari TD, Krinski D, et al (2017) Abrupt species loss of the Amazonian dung beetle in pastures adjacent to species-rich forests. *J Insect Conserv* 21:487–494. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-9988-9>
- Silva RJ, Storck-Tonon D, Vaz-de-Mello FZ (2016) Dung beetle (Coleoptera: Scarabaeinae) persistence in Amazonian forest fragments and adjacent pastures: biogeographic implications for alpha and beta diversity. *J Insect Conserv* 20:549–564. <https://doi.org/10.1007/s10841-016-9885-7>
- Spector S (2006) Scarabaeine Dung Beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae): An Invertebrate Focal Taxon for Biodiversity Research and Conservation. *Coleopt Bull* 60:71–83. [https://doi.org/10.1649/0010-065x\(2006\)60\[71:sdbcss\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1649/0010-065x(2006)60[71:sdbcss]2.0.co;2)
- Tavares A, Beiroz W, Fialho A, et al (2019) Eucalyptus plantations as hybrid ecosystems: Implications for species conservation in the Brazilian Atlantic forest. *For Ecol Manage* 433:131–139. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.063>
- Tissiani AS de O, Vaz-de-Mello FZ, Campelo-Júnior JH (2017) Dung beetles of Brazilian pastures and key to genera identification (Coleoptera: Scarabaeidae). *Pesqui Agropecu Bras* 52:401–418. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2017000600004>

- Vaz-De-Mello FZ (2008) Synopsis of the new subtribe Scatimina (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae: Ateuchini), with descriptions of twelve new genera and review of *Genieridium*, new genus. *Zootaxa* 1–75.
<https://doi.org/10.11646/zootaxa.1955.1.1>
- Vaz-De-Mello FZ, Bavutti LLO, Flechtmann CAH, et al (2017) Lista de espécies dos scarabaeinae (Coleoptera, scarabaeidae) do estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. *Iheringia - Ser Zool* 107:1–6. <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2017120>
- Vaz-De-Mello FZ, Edmonds WD, Ocampo FC, Schoolmeesters P (2011) A multilingual key to the genera and subgenera of the subfamily Scarabaeinae of the New World (Coleoptera: Scarabaeidae). *Zootaxa* 73:1–73.
<https://doi.org/10.1649/0010-065X-64.3.192.3>

Figura 1. (A) Localização da área de estudo com as 100 paisagens agrícolas amostradas e Mato Grosso, Centro-Oeste do Brasil, e (B) desenho amostral utilizado nas coletas de rola-bostas.

Figura 2. Riqueza de espécies (A), abundância (B) e biomassa de rola-bostas (C). Letras diferentes acima das barras indicam diferenças estatísticas significativas à nível de significância de $p < 0,05$. Os círculos representam os 75 locais amostrados em cada tipo de habitat.

Figura 3. Riqueza de espécies, abundância e biomassa de rola-bostas em paisagens agrícolas na Amazônia (A), Cerrado (B) e Transição (Amazônia-Cerrado) (C). Letras diferentes acima das barras indicam diferenças estatísticas significativas à nível de significância de $p < 0,05$.

Figura 4. Análises de Coordenadas Principais (PCoAs), construídas por matrizes de dissimilaridade de Bray-Curtis com dados de abundância (número de indivíduos), que investigam a composição de espécies de rola-bostas entre áreas de vegetação nativa (pontos verdes) e de monocultura de soja (pontos laranjas): assembleia geral (centroídes identificados com pontos pretos) (A) e assembleias na Amazônia (B), Cerrado (C) e Transição (Amazônia-Cerrado) (D).

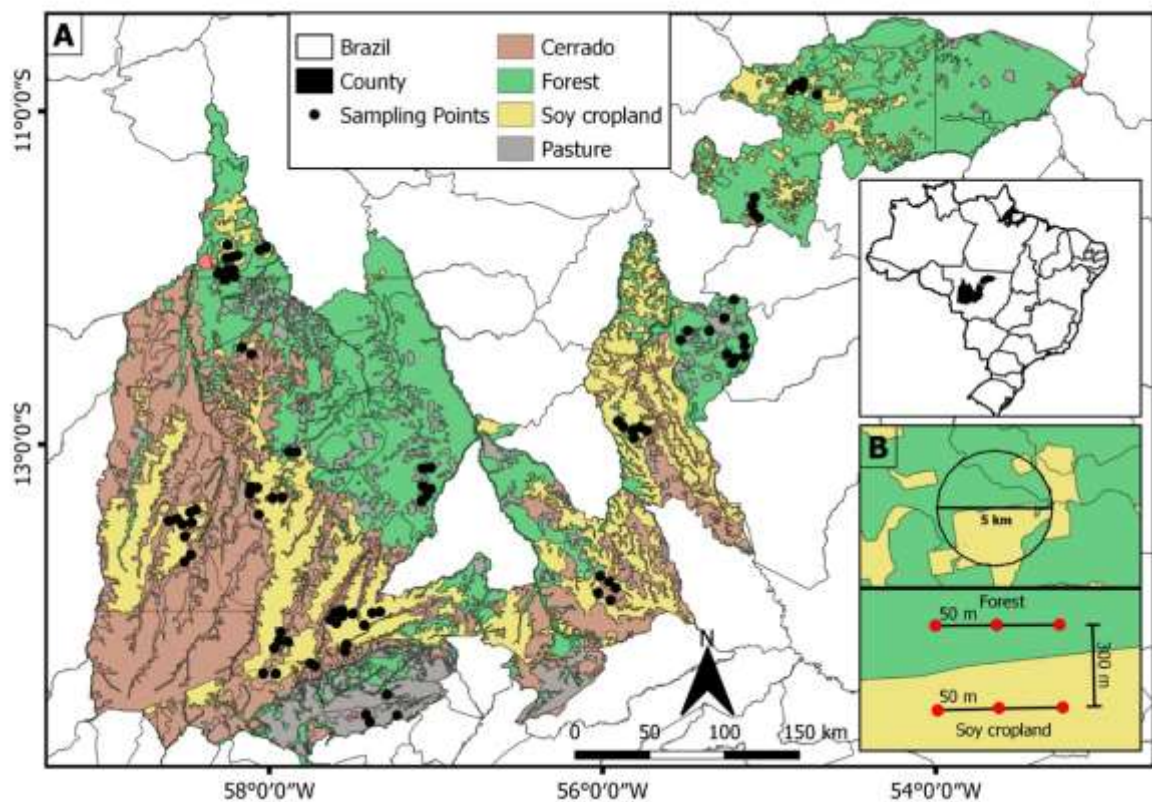
Figura 5. Lista das espécies de rola-bostas coletadas nas 99 monoculturas de soja amostradas, com informações quanto suas respectivas a abundância, biomassa e frequência de ocorrência. Legenda: * = generalista de habitat e ** = especialista de áreas de monocultura de soja.

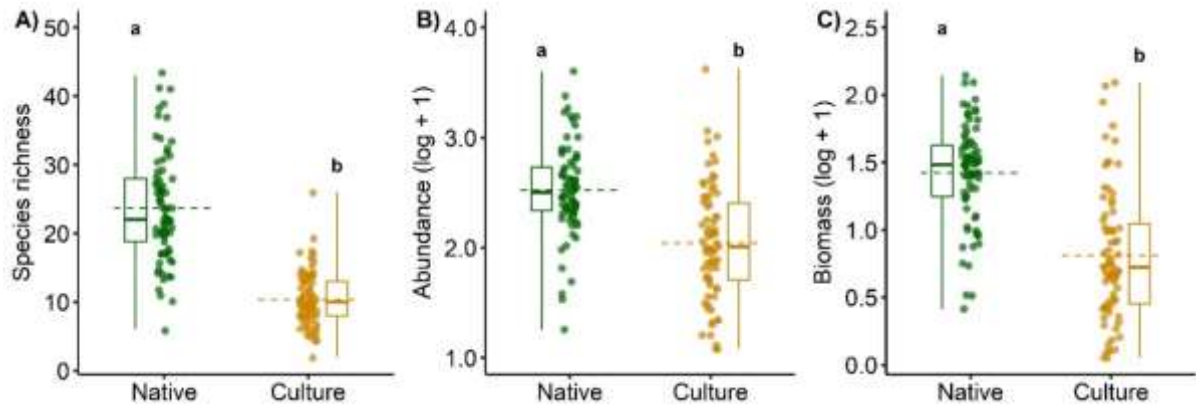
Figura 6. Análise de Coordenadas Principais (PCoA) e vetores de estrutura espacial (dbMEM). Legenda: pontos azuis = Amazônia, pontos laranjas = Cerrado e pontos vermelhos = Transição.

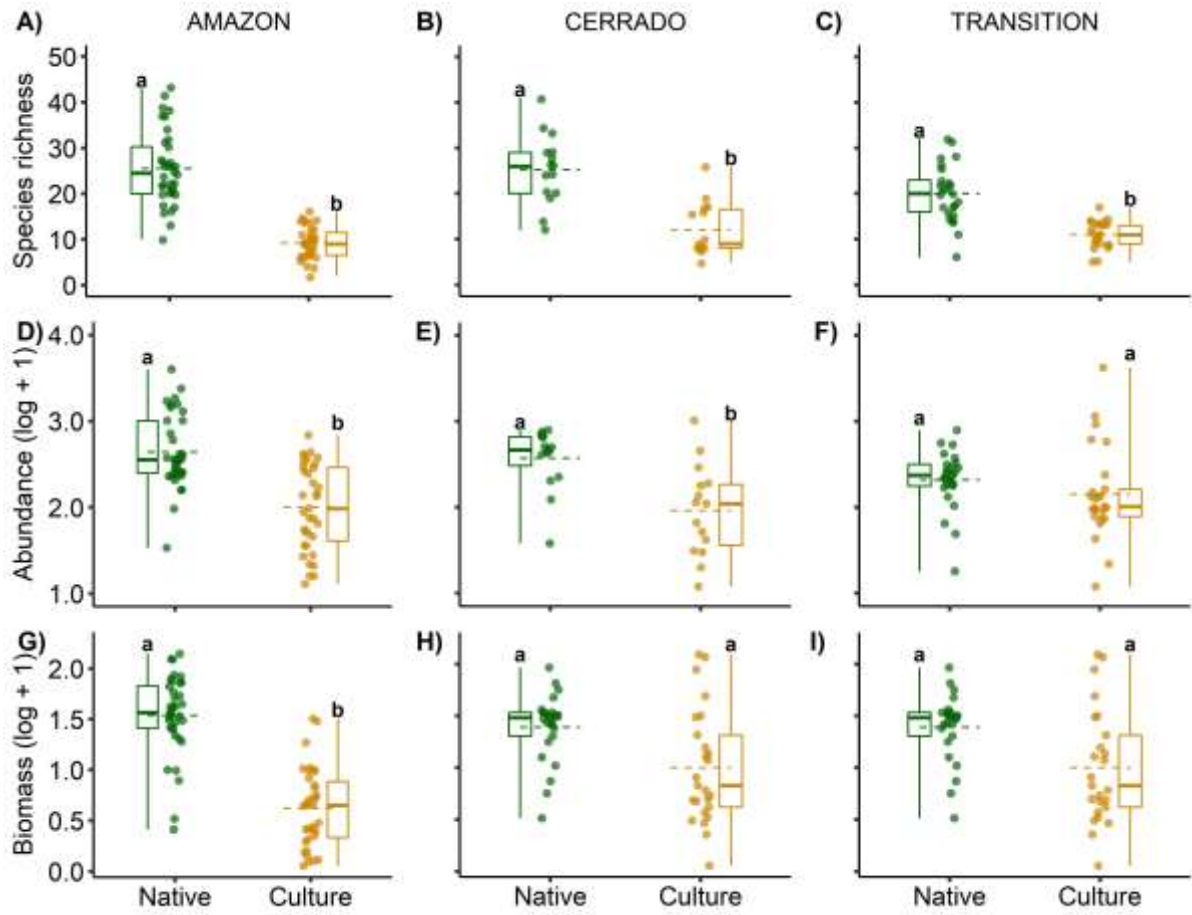
Figura 7. Coeficientes de regressão para modelos GLMM de riqueza de espécies (A), número de indivíduos (B) e similaridade da composição de espécies (primeiro eixo da PCoA como variável resposta) da assembleia geral de rola-bostas em monocultura de soja. Modelos com efeitos aleatórios da interação entre as variáveis 'Bioma*Ano de amostragem'. Resultados estatísticos significativos foram destacados em vermelho. Legenda das variáveis explicativas: T_Culture = tempo de uso do solo

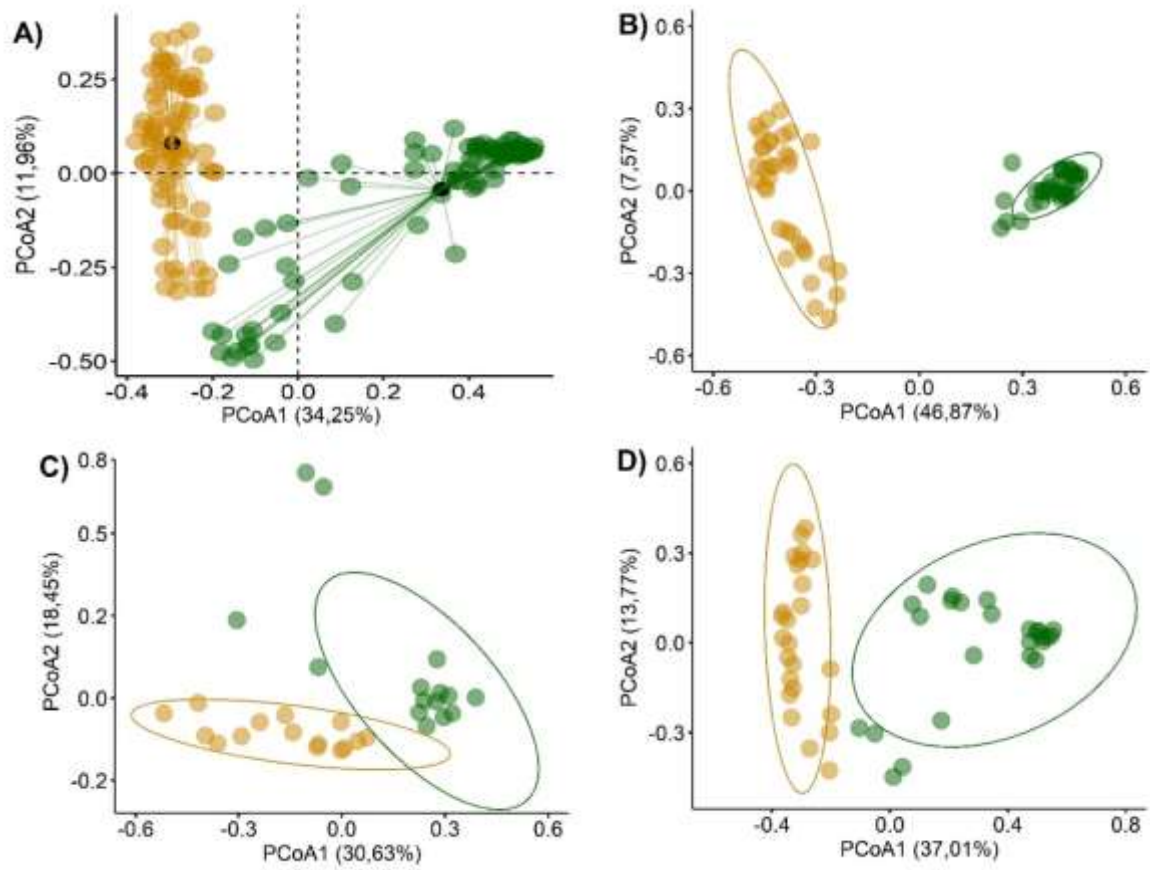
como cultivo de soja, Pasture = quantidade de pastagem, Habitat = quantidade de habitat nativo e T_Pasture = tempo desde a última pastagem.

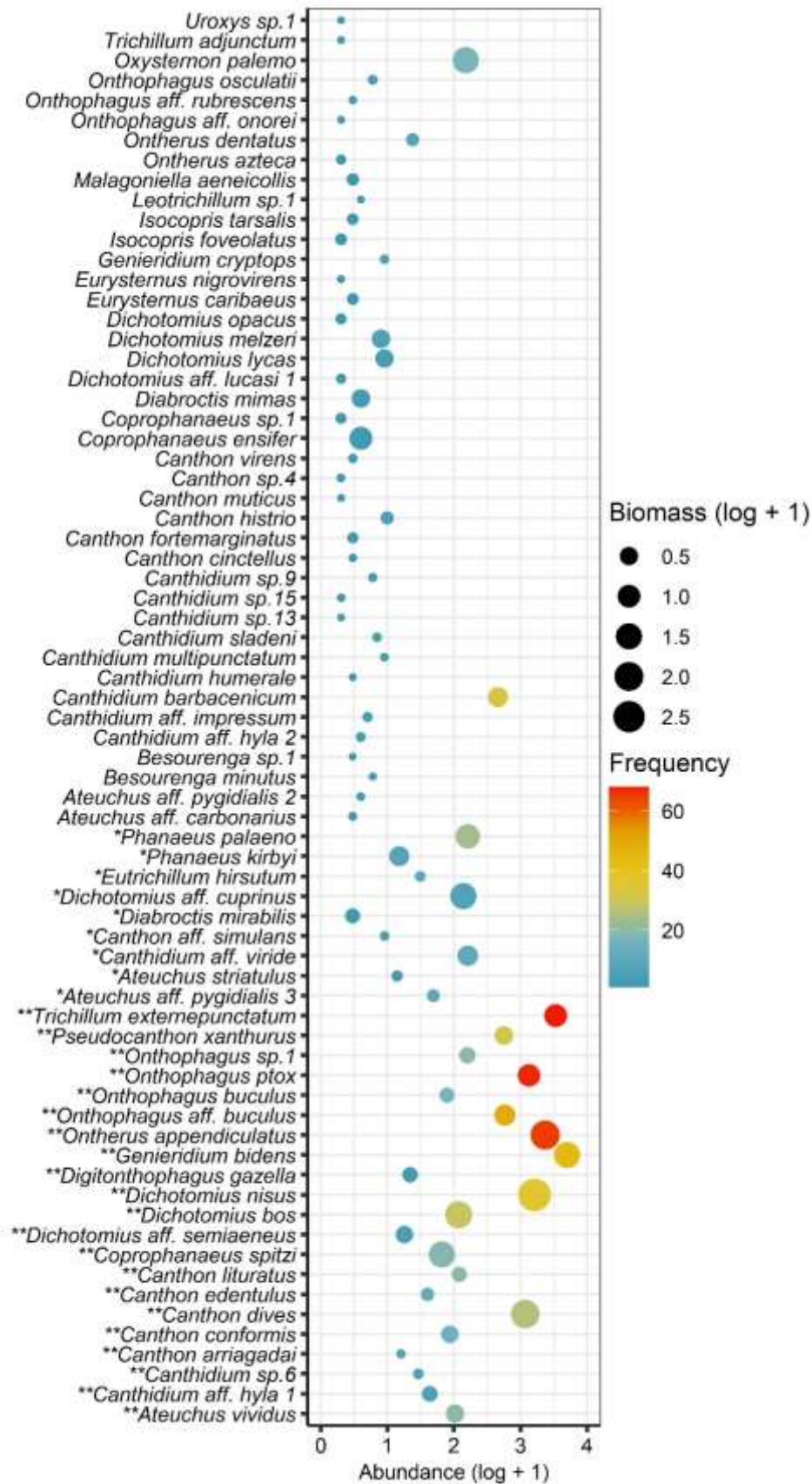
Figura 8. Coeficientes de regressão para modelos GLMM de riqueza de espécies, abundância e similaridade da composição de espécies (primeiro eixo da PCoA como variável resposta) da assembleia geral de rola-bostas em monocultura de soja na Amazônia (A), Cerrado (B) e Transição (C). Modelos com efeitos aleatórios da interação entre as variáveis 'Ano de amostragem'. Resultados estatísticos significativos foram destacados em vermelho. Legenda das variáveis explicativas: T_Culture = tempo de uso do solo como cultivo de soja, Pasture = quantidade de pastagem, Habitat = quantidade de habitat nativo e T_Pasture = tempo desde a última pastagem.

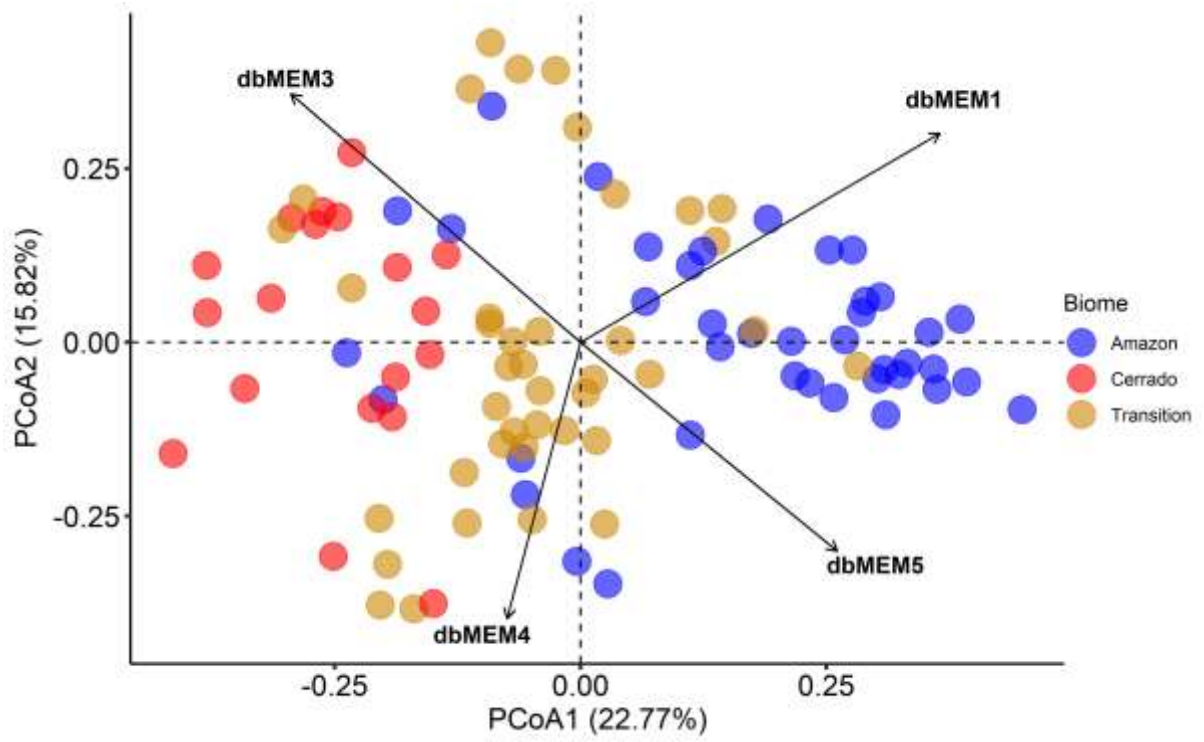


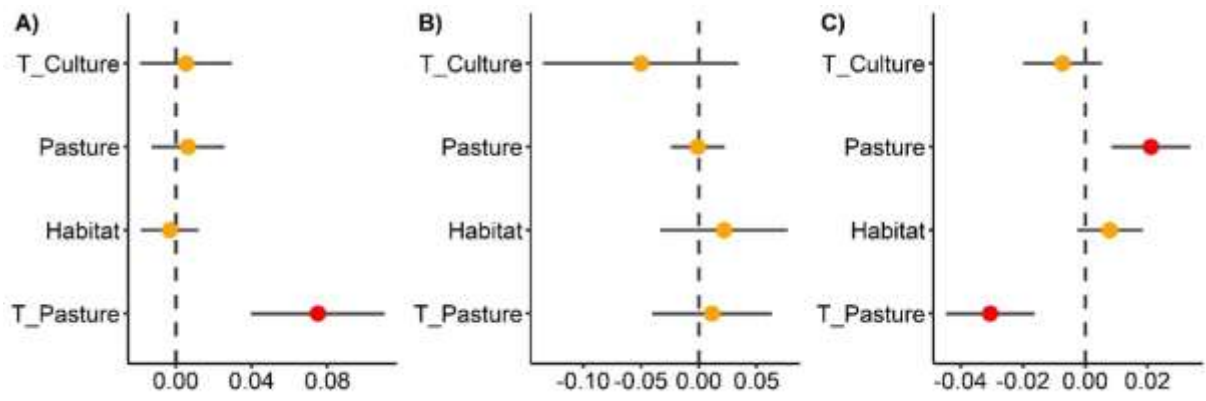












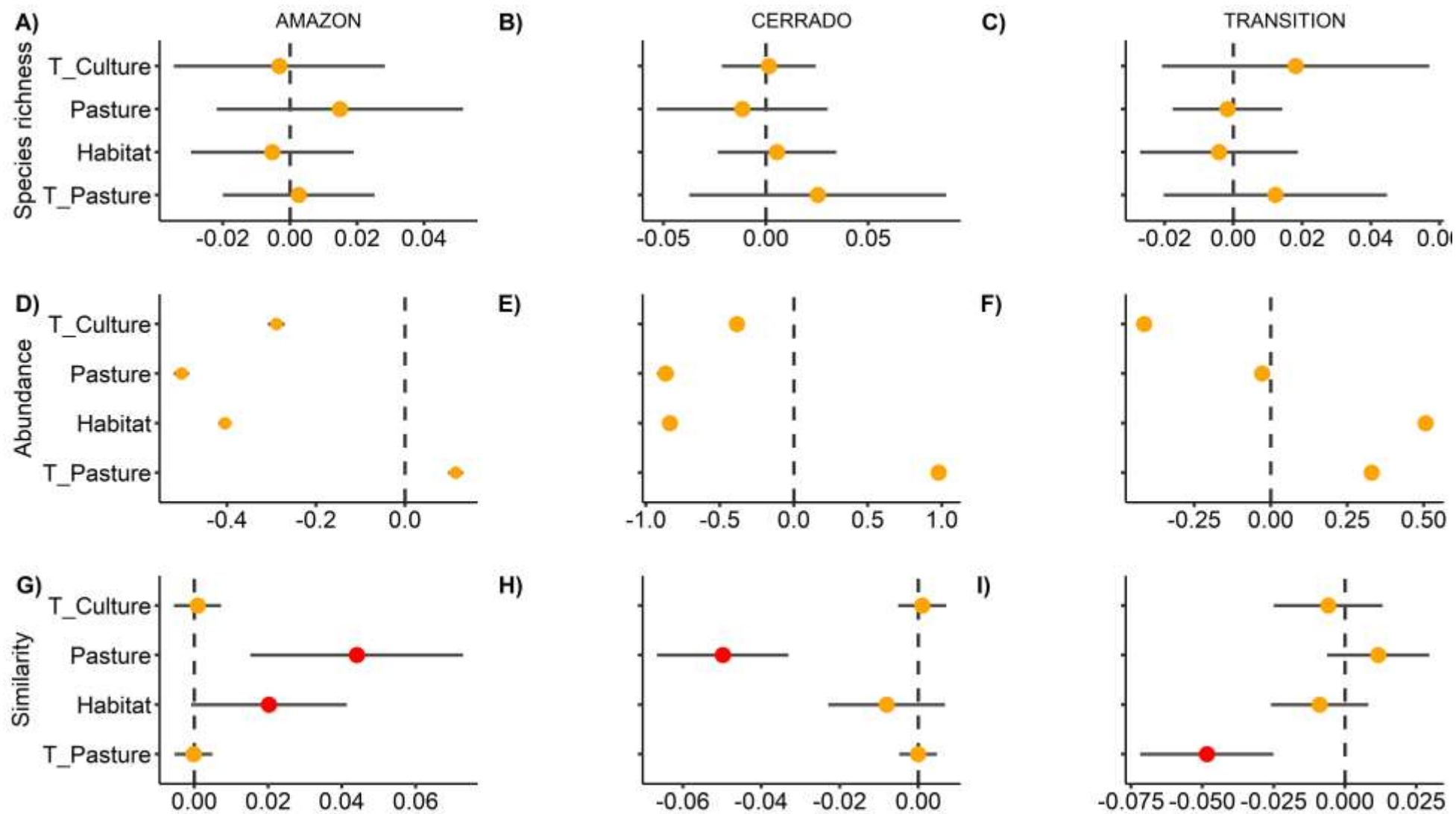


Tabela 1. Influência de variáveis de paisagem e de histórico de uso do solo na riqueza de espécies, abundância e similaridade da composição de espécies em monocultura de soja. Modelos GLMMs com efeitos aleatórios da interação entre as variáveis 'Bioma*Ano de amostragem' (assembleia geral) e de 'Ano de amostragem' (assembleia em cada tipo de paisagem). Variáveis explicativas: T_Culture = tempo de uso do solo como cultivo de soja, Pasture = quantidade de pastagem, Habitat = quantidade de habitat nativo e T_Pasture = tempo desde a última pastagem. Resultados estatisticamente significativos estão realçados em negrito.

Assembleia	Melhor modelo			Estimativa	Erro padrão	Valor-z	Valor-p
	Riqueza	Abundância	Similaridade				
Geral	T_Pasture	-	-	0,085	0,028	3,01	<0,01
	Pasture	-	-	0,020	0,031	0,67	0,503
	Habitat	-	-	-0,010	0,028	-0,36	0,721
	-	T_Culture	-	-0,155	0,108	-1,44	0,151
	-	Habitat	-	0,058	0,082	0,71	0,478
	-	T_Pasture	-	0,089	0,096	0,92	0,355
	-	-	T_Pasture	-0,031	0,012	-2,497	<0,05
	-	-	T_Culture	-0,014	0,012	-1,157	0,247
	-	-	Habitat	0,006	0,009	0,680	0,496
	-	-	Pasture	0,025	0,010	2,477	<0,01
Amazônia	Pasture	-	-	0,059	0,051	1,15	0,249
	Habitat	-	-	-0,013	0,053	-0,26	0,796
	-	Habitat	-	-0,096	0,125	0,738	0,460
	-	-	Pasture	0,058	0,021	2,758	<0,01
	-	-	Habitat	0,033	0,016	1,986	<0,05
Cerrado	T_Pasture	-	-	0,110	0,082	1,34	0,180
	Pasture	-	-	-0,080	0,074	-1,07	0,285

	-	Pasture	-	-0,244	0,209	-1,168	0,243
	-	-	Pasture	-0,048	0,014	-3,348	<0,01
	-	-	Habitat	-0,025	0,014	-1,744	0,081
Transição	T_Pasture	-	-	-0,017	0,079	0,224	0,823
	T_Culture	-	-	0,051	0,086	0,592	0,554
	Habitat	-	-	-0,005	0,067	-0,087	0,931
	-	Habitat	-	0,263	0,179	1,466	0,143
	-	T_Pasture	-	-0,060	0,146	-0,413	0,680
	-	-	T_Pasture	-0,049	0,017	-2,868	<0,01
	-	-	Pasture	0,026	0,017	1,526	0,127
	-	-	Habitat	-0,016	0,016	-0,993	0,320

Material Suplementar

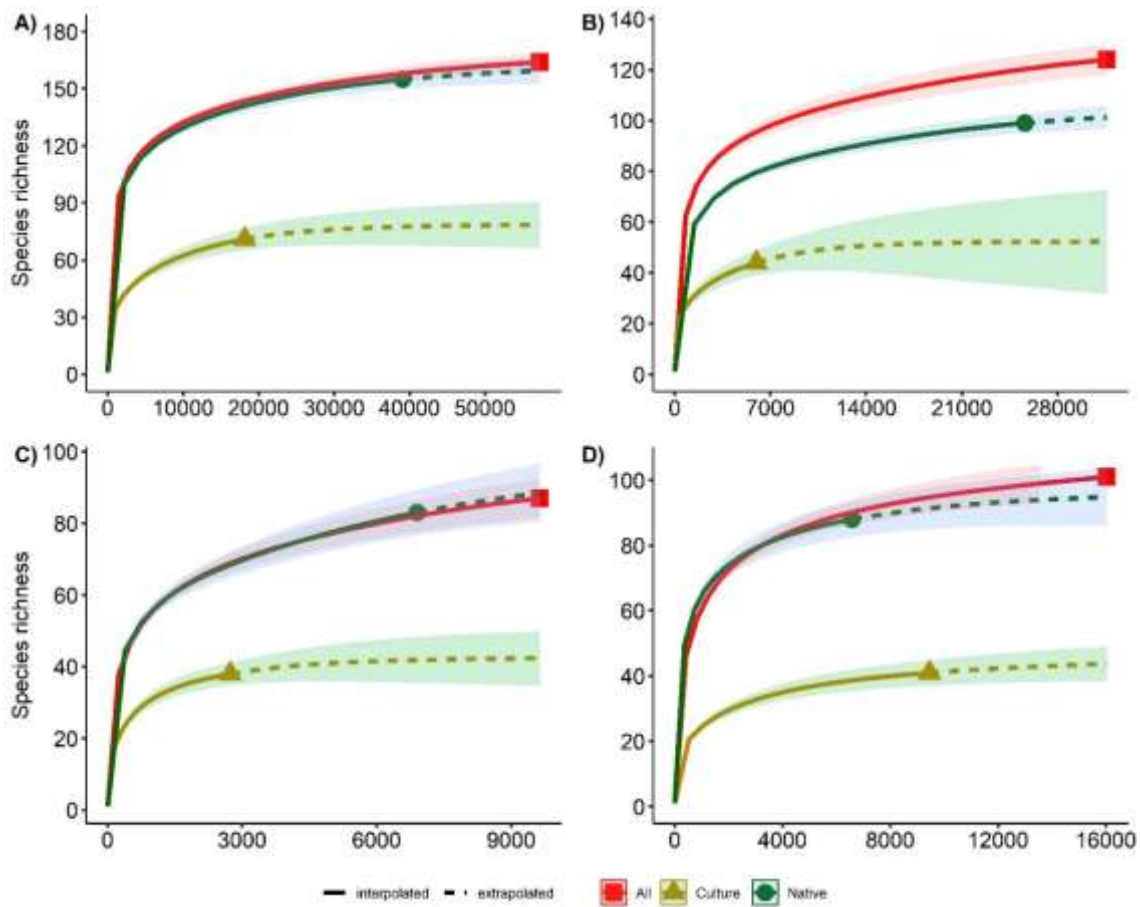


Figura S1. Curvas de rarefação e extrapolação com base no tamanho da amostra de assembleia de rola-bostas coletada com armadilhas de queda iscadas com fezes humanas em áreas de vegetação nativa (Native) e monocultura de soja (Culture) no Mato Grosso, Centro-Oeste do Brasil. Usamos curvas de amostragem de números de Hill ($q = 0$) para estimativas de riqueza: assembleia geral (A) e assembleias na Amazônia (B), Cerrado (C) e Transição (D). Legenda: All = Native + Culture. Áreas abaixo e acima das curvas representam intervalos de confiança de 95%.

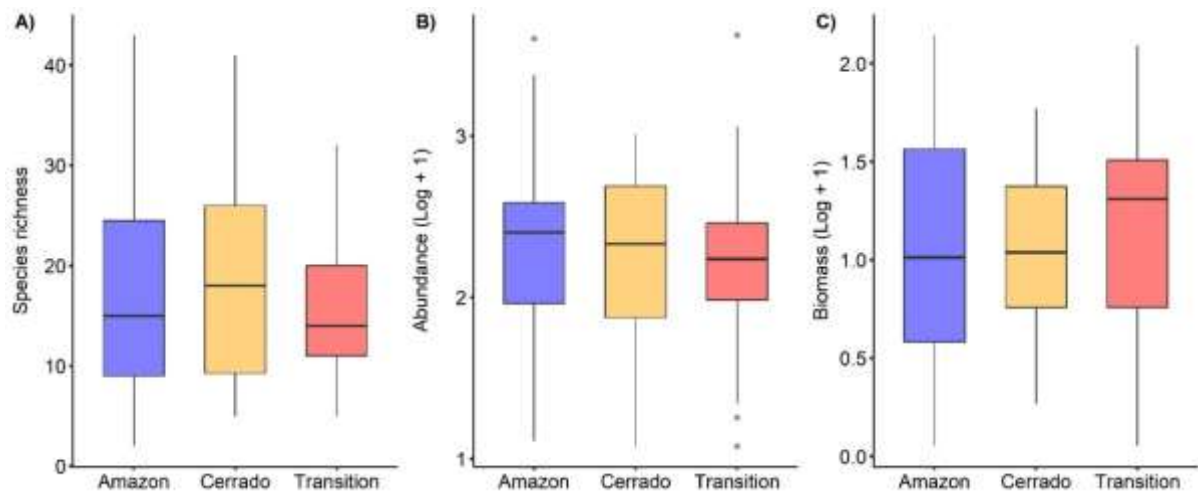


Figura S2. Riqueza de espécies (A), abundância (B) e biomassa de rola-bostas (C) em monoculturas de soja na Amazônia, Cerrado e Transição (Amazônia-Cerrado). As assembleias foram submetidas a modelos GLMM com 'Ano de amostragem' como variável de efeito aleatório.

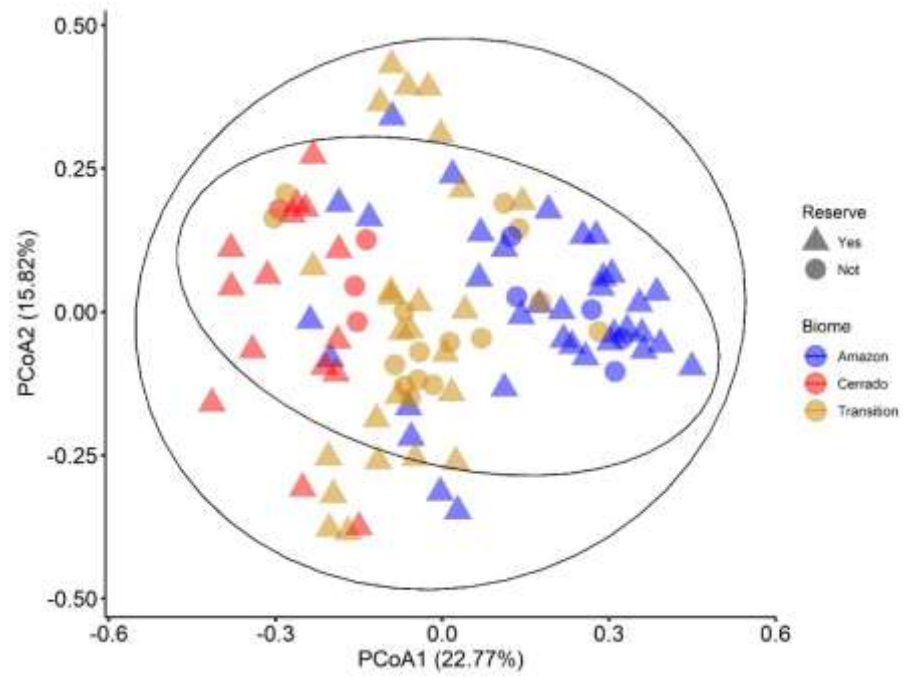


Figura S3. PCoA para áreas de monocultura com e sem reserva próxima. São 75 locais com reserva próxima e 24 sem reserva.

Tabela S1. Lista de informação de variáveis explicativas. ‘Ano de amostragem’ corresponde ao período de amostragem: coletas em 2017/2018 foram realizadas entre os meses de novembro e fevereiro, enquanto coletas em 2018 e 2020 foram realizadas entre novembro e dezembro. ‘Bioma’ corresponde ao tipo de paisagem agrícola amostrada. ‘Variáveis de paisagem’ (quantidade de habitat nativo e quantidade de pastagem), dados obtidos por imagens do satélite *Sentinel* do sensor *Modis* com 10 metros de resolução espacial. ‘Variáveis de histórico de uso do solo’ (tempo de uso do solo como cultivo de soja e tempo desde a última pastagem), dados obtidos através do complemento *MapBiomas Collection* v. 1.3 do software *QGIS* v. 3.16. Legenda: T_Culture = tempo de uso do solo como cultivo de soja, Pasture = quantidade de pastagem, Habitat = quantidade de habitat nativo e T_Pasture = tempo desde a última pastagem. * Atribuímos valor ‘50’ para áreas que nunca foram pastagem.

Local	Ano de amostragem	Bioma	Variáveis de paisagem		Variáveis de histórico de uso do solo	
			Habitat	Pasture	T_Culture	T_Pasture *
1	2017/2018	Amazônia	66,31	22,16	3	3
2	2017/2018	Amazônia	53,18	38,32	3	3
3	2017/2018	Amazônia	50,36	26,86	2	2
4	2017/2018	Amazônia	50,02	41,76	3	3
5	2017/2018	Amazônia	50,94	27,34	3	3
6	2017/2018	Transição	7,46	0	8	8
7	2017/2018	Transição	21,9	8,99	17	50
8	2017/2018	Transição	22,72	0	18	50
9	2017/2018	Transição	48,37	0	6	6
10	2017/2018	Transição	49,09	0	13	13
11	2017/2018	Transição	63,48	0	13	50
12	2017/2018	Amazônia	68,12	9,24	12	50
13	2017/2018	Amazônia	64,8	12,79	6	6
14	2017/2018	Amazônia	77,09	4,85	4	4
15	2017/2018	Amazônia	67,43	0,52	1	1
16	2017/2018	Amazônia	52,22	0	12	12
17	2017/2018	Amazônia	57,14	0	4	50
18	2017/2018	Amazônia	27,44	17,38	4	4
19	2017/2018	Amazônia	31,9	40,47	6	6
20	2017/2018	Amazônia	22,16	30,52	11	11
21	2017/2018	Cerrado	71,53	0	14	50
22	2017/2018	Cerrado	49,11	0	15	50
23	2017/2018	Cerrado	39,35	0	18	50
24	2017/2018	Cerrado	48,17	0	6	50
25	2017/2018	Cerrado	8,94	0	5	5
26	2017/2018	Cerrado	25,65	6,1	15	50
27	2017/2018	Cerrado	43,77	12,46	13	50

28	2017/2018	Transição	41,81	0	18	50
29	2017/2018	Transição	57,36	0	18	50
30	2017/2018	Transição	13,37	0	19	50
31	2017/2018	Transição	51,31	0	18	50
32	2017/2018	Cerrado	27,36	0	14	50
33	2017/2018	Cerrado	25,86	0	14	50
34	2017/2018	Cerrado	30,09	0	17	50
35	2017/2018	Cerrado	48,81	0	14	50
36	2017/2018	Cerrado	37,12	0	14	50
37	2017/2018	Cerrado	44,73	0	19	50
38	2017/2018	Cerrado	43,73	0	14	50
39	2017/2018	Cerrado	60,13	0	15	50
40	2017/2018	Transição	76,16	0	5	50
41	2017/2018	Transição	37,62	0	19	50
42	2017/2018	Transição	57,24	0	5	50
43	2017/2018	Transição	48,38	0	6	50
44	2017/2018	Amazônia	12,32	58,61	3	3
46	2018	Amazônia	37,17	0	8	8
47	2018	Amazônia	37,62	22,32	1	1
48	2018	Amazônia	26,33	0	3	3
49	2018	Amazônia	43,08	0	3	3
50	2018	Amazônia	34,71	0	12	12
51	2018	Amazônia	68,47	0	16	16
52	2018	Amazônia	56,05	0	9	9
53	2018	Amazônia	46,43	0	9	9
54	2018	Amazônia	68,1	0	12	12
55	2018	Amazônia	58,09	0	13	50
56	2018	Amazônia	34,35	0	12	50
57	2018	Amazônia	57,2	0	12	50
58	2018	Amazônia	42,52	0	14	50
59	2018	Amazônia	41,76	0	15	50
60	2018	Amazônia	29,93	0	15	50
61	2018	Amazônia	39,41	0	18	18
62	2018	Amazônia	43,08	9,18	7	7
63	2018	Amazônia	31,25	0	12	12
64	2018	Amazônia	44,63	0	4	4
65	2018	Amazônia	40,3	0	14	50
66	2018	Transição	29,22	0	19	50
67	2018	Transição	13,19	0	19	50
68	2018	Transição	12,44	0	19	50
69	2018	Transição	18,85	0	19	50
70	2018	Transição	19,73	0	19	50
71	2018	Transição	15,54	0	19	50
72	2018	Transição	26,72	0	14	50
73	2018	Transição	20,44	0	15	15
74	2018	Transição	32,23	0	5	5
75	2018	Transição	56,55	0	13	50
76	2018	Transição	33,47	0	14	14
77	2020	Transição	0,09	0	21	50
78	2020	Transição	0,06	0	21	50

79	2020	Transição	14,56	0	21	50
80	2020	Transição	7,46	0	20	50
81	2020	Transição	0	0	21	50
82	2020	Transição	43,01	0	21	50
83	2020	Transição	17,64	0	20	50
84	2020	Transição	4,93	0	21	50
85	2020	Transição	7,03	0	20	50
86	2020	Cerrado	10,19	0	21	50
87	2020	Cerrado	10,84	0	20	50
88	2020	Cerrado	15,19	0	21	50
89	2020	Cerrado	6,24	0	21	50
90	2020	Transição	0	0	21	50
91	2020	Transição	2,66	0	17	50
92	2020	Amazônia	42,61	25,56	6	6
93	2020	Transição	22,21	20,41	3	3
94	2020	Amazônia	43,26	9,45	6	6
95	2020	Amazônia	35,69	7,01	6	6
96	2020	Amazônia	39,67	2,43	5	5
97	2020	Amazônia	41,8	16,4	7	7
98	2020	Transição	38,07	1,38	3	3
99	2020	Transição	21,69	0	2	2
100	2020	Transição	12,18	6,57	2	2

Tabela S2. Todas as espécies de rola-bostas coletadas nas 100 unidades amostrais no estado de Mato Grosso, Centro-Oeste do Brasil. Usamos armadilhas de queda tipo *pitfall* com fezes humanas como isca atrativa para as coletas. Ao todo, foram 71.043 indivíduos pertencentes a 165 espécies e 29 gêneros. Bioma: Am = Amazônia, Ce = Cerrado e Eco = Transição.

Espécies	Bioma			Total
	Am	Ce	Eco	
<i>Anomiopus</i>				
<i>Anomiopus</i> sp.1	X			1
<i>Ateuchus</i>				
<i>Ateuchus</i> aff. <i>pygidialis</i> 3	X			2
<i>Ateuchus vividus</i> (Germar, 1823)	X			8
<i>Ateuchus</i> sp.2		X	X	13
<i>Ateuchus substriatus</i> (Germar, 1823)	X	X	X	105
<i>Ateuchus</i> aff. <i>pygidialis</i> 2	X	X	X	115
<i>Ateuchus</i> aff. <i>pygidialis</i> 1		X	X	240
<i>Ateuchus</i> sp.3	X			2
<i>Ateuchus striatulus</i> (Preudhomme de Borre, 1886)	X			179
<i>Ateuchus</i> aff. <i>ovalis</i>	X			55
<i>Ateuchus</i> aff. <i>latus</i>	X		X	35
<i>Ateuchus</i> aff. <i>carbonarius</i>	X			144
<i>Ateuchus</i> sp.1		X	X	192
<i>Besourengea</i>				
<i>Besourengea minutus</i> (Saylor, 1935)	X			109
<i>Besourengea horacioi</i> (Martínez, 1969)	X	X		148
<i>Besourengea</i> sp.1		X	X	107
<i>Canthidium</i>				
<i>Canthidium barbacenicum</i> Preudhomme de Borre, 1886	X	X	X	114
<i>Canthidium sladeni</i> Arrow, 1903	X	X		4
<i>Canthidium</i> aff. <i>melanocephalum</i>	X	X	X	7
<i>Canthidium</i> sp.11	X	X	X	407
<i>Canthidium</i> aff. <i>viride</i>	X		X	222
<i>Canthidium</i> aff. <i>orbiculatum</i>	X	X	X	309
<i>Canthidium</i> sp.5	X	X	X	3.372
<i>Canthidium</i> aff. <i>hyla</i> 1	X			2
<i>Canthidium multipunctatum</i> Balthasar, 1939	X	X	X	83
<i>Canthidium</i> sp.1		X	X	451
<i>Canthidium</i> sp.10	X			53
<i>Canthidium</i> sp.6	X		X	47
<i>Canthidium</i> sp.2	X	X	X	406
<i>Canthidium</i> sp.13	X		X	36

<i>Canthidium</i> sp.16			X	1
<i>Canthidium</i> sp.3	X			33
<i>Canthidium</i> sp.7	X			39
<i>Canthidium</i> aff. <i>impressum</i>	X		X	18
<i>Canthidium</i> sp.9		X		1
<i>Canthidium</i> aff. <i>hyla</i> 2	X	X	X	202
<i>Canthidium humerale</i> (Germar, 1813)	X	X		43
<i>Canthidium</i> sp.8	X		X	15
<i>Canthidium sulcatum</i> (Perty, 1830)	X			2
<i>Canthidium stofeli</i> Carvalho de Santana, Pacheco & Vaz-de-Mello, 2019			X	5
<i>Canthidium</i> sp.4	X			1
<i>Canthidium</i> sp.15			X	1

<i>Canthon</i>				
<i>Canthon bimaculatus</i> Schmidt, 1922	X			10
<i>Canthon dives</i> Harold, 1868	X			3
<i>Canthon fulgidus fulgidus</i> Redtenbacher, 1868	X		X	26
<i>Canthon lituratus</i> (Germar, 1813)	X	X	X	16
<i>Canthon fortemarginatus</i> Balthasar, 1939	X			1.393
<i>Canthon conformis</i> Harold, 1868	X	X		3
<i>Canthon histrio</i> (Lepeletier de Saint Fargeau & Audinet-Serville, 1828)	X	X	X	108
<i>Canthon triangularis</i> (Drury, 1773)	X	X	X	1.288
<i>Canthon edentulus</i> Harold, 1868	X	X	X	59
<i>Canthon nitidicollis</i> Lucas, 1859		X	X	160
<i>Canthon</i> aff. <i>simulans</i>	X			500
<i>Canthon</i> sp.3	X	X	X	79
<i>Canthon arriagadai</i> Viera, Vaz-de-Mello & Silva, 2019	X	X	X	308
<i>Canthon</i> aff. <i>brunneus</i>	X			1
<i>Canthon planus</i> Lucas, 1859	X			29
<i>Canthon virens</i> Mannerheim, 1829		X		2
<i>Canthon</i> aff. <i>rufocoeruleus</i>		X		8
<i>Canthon cinctellus</i> (Germar, 1824)	X			1
<i>Canthon</i> sp.4		X		21
<i>Canthon octodentatus</i> Schmidt, 1920	X	X		2
<i>Canthon</i> sp.2			X	1
<i>Canthon</i> sp.6	X	X	X	65
<i>Canthon muticus</i> Harold, 1867			X	5

<i>Chalcocopris</i>				
<i>Chalcocopris inexpectatus</i> Rossini & Vaz-De-Mello, 2015		X		7

<i>Coprophanaeus</i>				
<i>Coprophanaeus spitzi</i> (Pessôa, 1934)			X	1
<i>Coprophanaeus ensifer</i> (Germar, 1821)	X			1

<i>Coprophanaeus telamon</i> (Erichson, 1847)	X			2
<i>Coprophanaeus terrali</i> Arnaud, 2002	X			4
<i>Coprophanaeus</i> sp.1	X	X	X	114
<i>Coprophanaeus degallieri</i> Arnaud, 1997		X	X	5
<i>Coprophanaeus dardanus</i> (MacLeay, 1819)	X	X	X	136
<i>Coprophanaeus acrisius</i> (MacLeay, 1819)	X		X	39
<i>Coprophanaeus cyanescens</i> (d' Olsoufieff, 1924)	X			10
<i>Deltochilum</i>				
<i>Deltochilum orbiculare</i> van Lansberge, 1874	X			54
<i>Deltochilum</i> sp.1	X	X	X	518
<i>Deltochilum enceladus</i> Kolbe, 1893	X		X	3
<i>Deltochilum</i> sp.3	X			1
<i>Deltochilum</i> sp.2		X		2
<i>Deltochilum orbigny amazonicum</i> Bates, 1887	X	X	X	109
<i>Deltochilum</i> sp.4	X		X	8
<i>Deltochilum pseudoicarus</i> Balthasar, 1939	X	X	X	53
<i>Deltochilum paresi</i> Silva, Louzada & Vaz-de-Mello, 2015	X		X	2
<i>Deltorhinum</i>				
<i>Deltorhinum kempffmercadoi</i> Génier, 2010		X		2
<i>Dendropaemon</i>				
<i>Dendropaemon haroldi</i> Olsoufieff, 1924			X	2
<i>Diabroctis</i>				
<i>Diabroctis mirabilis</i> (Harold, 1877)		X	X	10
<i>Diabroctis mimas</i> (Linnaeus, 1758)		X	X	15
<i>Dichotomius</i>				
<i>Dichotomius nisus</i> (Olivier, 1789)	X		X	1.271
<i>Dichotomius</i> aff. <i>lucasi</i> 1	X		X	790
<i>Dichotomius</i> aff. <i>batesi</i>	X	X	X	1.599
<i>Dichotomius</i> aff. <i>cuprinus</i>	X	X		67
<i>Dichotomius bos</i> (Blanchard, 1845)		X		23
<i>Dichotomius worontzowi</i> (Pereira, 1942)	X	X	X	502
<i>Dichotomius melzeri</i> (Luederwaldt, 1922)		X	X	221
<i>Dichotomius lycas</i> (Felsche, 1901)	X		X	41
<i>Dichotomius opacus</i> Blanchard, 1845	X	X	X	246
<i>Dichotomius</i> aff. <i>lucasi</i> 2	X			1
<i>Dichotomius mamillatus</i> (Felsche, 1901)	X	X	X	1.947
<i>Dichotomius</i> aff. <i>semiaeneus</i>	X		X	215
<i>Dichotomius</i> sp.3			X	2
<i>Dichotomius</i> sp.5	X			6
<i>Dichotomius pelamon</i> (Harold, 1869)	X		X	4
<i>Dichotomius</i> sp.2			X	10

<i>Dichotomius</i> sp.6	X		X	7
<i>Dichotomius parsi</i> Nunes & Vaz-de-Mello, 2015	X			2
<i>Dichotomius nimuendaju</i> (Luederwaldt, 1925)	X	X	X	386
Digitonthophagus				
<i>Digitonthophagus gazella</i> (Fabricius, 1787)	X	X	X	135
Eurysternus				
<i>Eurysternus wittmerorum</i> Martínez, 1988	X	X	X	431
<i>Eurysternus caribaeus</i> (Herbst, 1789)	X	X	X	1.509
<i>Eurysternus nigrovirens</i> Génier, 2009	X		X	78
<i>Eurysternus atrosericus</i> Génier, 2009	X			188
<i>Eurysternus hamaticollis</i> Balthasar, 1939	X		X	36
<i>Eurysternus uniformis</i> Génier, 2009	X		X	11
<i>Eurysternus foedus</i> Guérin-Méneville, 1830	X		X	36
<i>Eurysternus hypocrita</i> Balthasar, 1939	X			1
<i>Eurysternus harlequin</i> Génier, 2009		X	X	564
<i>Eurysternus ventricosus</i> Gill, 1990	X		X	109
<i>Eurysternus howdeni</i> Génier, 2009	X	X	X	21
<i>Eurysternus jessopi</i> Martínez, 1988	X		X	4.382
Eutrichillum				
<i>Eutrichillum hirsutum</i> (Boucomont, 1928)	X	X	X	78
Genieridium				
<i>Genieridium bidens</i> (Balthasar, 1938)	X	X	X	5.908
<i>Genieridium cryptops</i> (Arrow, 1913)	X	X	X	184
Isocopriss				
<i>Isocopriss imitator</i> (Luederwaldt, 1931)		X	X	13
<i>Isocopriss foveolatus</i> (Luederwaldt, 1931)		X		3
<i>Isocopriss tarsalis</i> (Luederwaldt, 1931)	X	X	X	51
<i>Isocopriss hypocrita</i> (Lucas, 1857)	X			2
<i>Isocopriss nitidus</i> (Luederwaldt, 1922)			X	5
Leotrichillum				
<i>Leotrichillum</i> sp.1		X		332
Malagoniella				
<i>Malagoniella aeneicollis</i> (Waterhouse, 1890)		X		29
Ontherus				
<i>Ontherus appendiculatus</i> (Mannerheim, 1829)	X	X	X	2.707
<i>Ontherus dentatus</i> Luederwaldt, 1930	X	X	X	59
<i>Ontherus azteca</i> Harold, 1869		X	X	505

Onthophagus				
<i>Onthophagus</i> aff. <i>rubescens</i>	X			2
<i>Onthophagus osculatii</i> Guérin-Méneville, 1855	X	X	X	1.220
<i>Onthophagus</i> aff. <i>onorei</i>	X		X	3.248
<i>Onthophagus ptox</i> Erichson, 1847	X	X	X	5.167
<i>Onthophagus</i> aff. <i>buculus</i> Erichson, 1847	X	X	X	145
<i>Onthophagus</i> sp.1	X	X	X	133
<i>Onthophagus buculus</i> Mannerheim, 1829	X	X	X	3.270
<i>Onthophagus onthochromus</i> Arrow, 1913	X	X	X	2.976
<i>Onthophagus</i> aff. <i>acuminatus</i>	X	X	X	415
Oxysternon				
<i>Oxysternon macleayi</i> Nevinson, 1892	X		X	12
<i>Oxysternon palemo</i> (Castelnau, 1840)		X	X	4
<i>Oxysternon silenus</i> Laporte, 1840	X		X	1.404
<i>Oxysternon conspicillatum</i> (Weber, 1801)	X			2
<i>Oxysternon curvispinum</i> Olsoufieff, 1924		X	X	1.142
<i>Oxysternon oberthuri</i> Olsoufieff, 1924	X		X	135
Phanaeus				
<i>Phanaeus palaeno</i> Blanchard, 1843	X	X	X	8
<i>Phanaeus sororibispinus</i> Edmonds and Zidek, 2012	X	X	X	27
<i>Phanaeus chalcomelas</i> (Perty, 1830)		X	X	27
<i>Phanaeus kirbyi</i> Vigors, 1825	X	X	X	358
<i>Phanaeus bispinus</i> Bates, 1868	X	X	X	62
Pseudocanthon				
<i>Pseudocanthon xanthurus</i> (Blanchard, 1846)	X	X	X	799
Scybalocanthon				
<i>Scybalocanthon uniplagiatus</i> (Schmidt, 1922)	X	X		60
Sulcophanaeus				
<i>Sulcophanaeus faunus</i> (Fabricius, 1775)	X		X	16
Sylvicanthon				
<i>Sylvicanthon attenboroughi</i> Cupello & Vaz-de-Mello, 2018	X		X	130
<i>Sylvicanthon proseni</i> (Martínez, 1949)	X		X	29
<i>Sylvicanthon candezei</i> (Harold, 1869)	X			50
Trichillum				
<i>Trichillum externepunctatum</i> Preudhomme de Borre, 1880			X	1
<i>Trichillum</i> aff. <i>arrowi</i>		X		15
<i>Trichillum adjunctum</i> (Martínez, 1969)	X	X	X	12.871

Uroxys

<i>Uroxys</i> sp.4	X	9
<i>Uroxys</i> sp.1	X	5
<i>Uroxys</i> sp.2	X	69
Total		71.043

Tabela S3. Rarefação e extrapolação com base no tamanho da amostra da assembleia de rola-bostas amostrados em áreas de vegetação nativa (Nativo) e monocultura de soja (Cultura) no estado de Mato Grosso, Centro-Oeste do Brasil. Capturas com armadilhas de queda tipo *pitfall* iscadas com fezes humanas. Estimativas de riqueza de espécies para amostra rarefeita usando números de Hill ($q = 0$) para uma assembleia hipotética (All = Nativo + Cultivo): assembleia geral e assembleias na Amazônia, Cerrado e Transição. Intervalos de confiança de 95%.
Legenda: LCL = limites de confiança inferior e UCL = limites de confiança superior.

Assembleia	Habitat	Riqueza Observada	Riqueza Estimada	s.e.	LCL	UCL
Geral	All	164	168,971	3,745	165,335	182,499
	Cultura	71	78,681	5,586	73,142	98,543
	Nativo	155	162,5	5,123	157,23	180,225
Amazônia	All	124	134,321	6,557	127,297	156,312
	Cultura	44	52,332	6,904	46,02	78,371
	Nativo	99	105	4,582	100,589	121,655
Cerrado	All	87	95,908	6,229	89,587	117,676
	Cultura	38	42,498	4,801	38,814	62,847
	Nativo	83	99,053	10,263	88,097	133,563
Transição	All	101	118,999	14,387	105,539	172,372
	Cultura	41	45,5	4,802	41,815	65,853
	Nativo	88	96,332	6,904	90,02	122,371

Tabela S4. Riqueza de espécies, abundância e biomassa de rola-bostas em resposta a mudanças no tipo de habitat: vegetação nativa (nativo) e monocultura de soja (cultivo). Modelos GLMMs com efeitos aleatórios da interação entre as variáveis 'Bioma*Ano de amostragem' (assembleia geral) e 'Ano de amostragem' (assembleia em cada tipo de paisagem). Resultados estatisticamente significativos estão realçados em negrito.

Assembleia	Riqueza	Abundância	Biomassa	Estimativa	Erro padrão	Valor-z	Valor-p
Geral	X	-	-	0,805	0,05	13,46	<0,01
	-	X	-	0,662	0,12	5,15	<0,01
	-	-	X	22,682	4,17	5,43	<0,01
Amazônia	X	-	-	0,998	0,08	11,31	<0,01
	-	X	-	0,885	0,19	4,62	<0,01
	-	-	X	40,619	5,7	7	<0,01
Cerrado	X	-	-	0,743	0,13	5,4	<0,01
	-	X	-	0,981	0,26	3,67	<0,01
	-	-	X	5,101	51	1	0,317
Transição	X	-	-	0,587	0,08	6,79	<0,01
	-	X	-	0,196	0,23	0,84	0,399
	-	-	X	7,704	7,8	0,98	0,325

Tabela S5. Preferência de habitat das espécies de rola-bostas coletados em 75 paisagens agrícolas. Método de Classificação de Espécies Multinominais (CLAM) com limite de especialização da 'supermaioria' ($K = 2/3$) à nível de significância de $P < 0,05$. Legenda: Nativo: vegetação nativa, Cultura: monocultura de soja, Esp_nativa = especialista de áreas de vegetação nativa, Esp_cultivo = especialista de áreas de monocultura de soja, Gen_habitat = generalista de habitats e Rara = muito rara para ser classificada como especialista ou generalista.

	Espécie	Cultura	Nativo	CLAM
1	<i>Anomiopus</i> sp.1	0	1	Rara
2	<i>Ateuchus</i> aff. <i>carbonarius</i>	2	0	Rara
3	<i>Ateuchus</i> aff. <i>latus</i>	0	8	Rara
4	<i>Ateuchus</i> aff. <i>ovalis</i>	0	12	Rara
5	<i>Ateuchus</i> aff. <i>pygidialis</i> 1	0	105	Esp_nativa
6	<i>Ateuchus</i> aff. <i>pygidialis</i> 2	3	110	Esp_nativa
7	<i>Ateuchus</i> aff. <i>pygidialis</i> 3	48	192	Gen_habitat
8	<i>Ateuchus</i> sp.1	0	2	Rara
9	<i>Ateuchus</i> sp.2	0	179	Esp_nativa
10	<i>Ateuchus</i> sp.3	0	55	Esp_nativa
11	<i>Ateuchus striatulus</i>	13	21	Gen_habitat
12	<i>Ateuchus substriatus</i>	0	144	Esp_nativa
13	<i>Ateuchus vividus</i>	103	64	Esp_cultivo
14	<i>Besourengea horacioi</i>	0	109	Esp_nativa
15	<i>Besourengea minutus</i>	5	143	Esp_nativa
16	<i>Besourengea</i> sp.1	2	105	Esp_nativa
17	<i>Canthidium</i> aff. <i>hyla</i> 1	42	13	Esp_cultivo
18	<i>Canthidium</i> aff. <i>hyla</i> 2	3	1	Rara
19	<i>Canthidium</i> aff. <i>impressum</i>	4	3	Rara
20	<i>Canthidium</i> aff. <i>melanocephalum</i>	0	407	Esp_nativa
21	<i>Canthidium</i> aff. <i>orbiculatum</i>	0	222	Esp_nativa
22	<i>Canthidium</i> aff. <i>viride</i>	161	147	Gen_habitat
23	<i>Canthidium barbacenicum</i>	456	2915	Esp_nativa
24	<i>Canthidium humerale</i>	2	0	Rara
25	<i>Canthidium multipunctatum</i>	8	75	Esp_nativa
26	<i>Canthidium sladeni</i>	6	445	Esp_nativa
27	<i>Canthidium</i> sp.1	0	52	Esp_nativa
28	<i>Canthidium</i> sp.10	0	47	Esp_nativa
29	<i>Canthidium</i> sp.11	0	406	Esp_nativa
30	<i>Canthidium</i> sp.13	1	35	Esp_nativa
31	<i>Canthidium</i> sp.15	1	0	Rara
32	<i>Canthidium</i> sp.16	0	33	Esp_nativa
33	<i>Canthidium</i> sp.2	0	39	Esp_nativa

34	<i>Canthidium</i> sp.3	0	18	Esp_nativa
35	<i>Canthidium</i> sp.4	0	1	Rara
36	<i>Canthidium</i> sp.5	0	201	Esp_nativa
37	<i>Canthidium</i> sp.6	28	14	Esp_cultivo
38	<i>Canthidium</i> sp.7	0	15	Esp_nativa
39	<i>Canthidium</i> sp.8	0	2	Rara
40	<i>Canthidium</i> sp.9	5	0	Rara
41	<i>Canthidium stofeli</i>	0	1	Rara
42	<i>Canthidium sulcatum</i>	0	1	Rara
43	<i>Canthon</i> aff. <i>brunneus</i>	0	10	Rara
44	<i>Canthon</i> aff. <i>rufocoeruleus</i>	0	3	Rara
45	<i>Canthon</i> aff. <i>simulans</i>	8	18	Gen_habitat
46	<i>Canthon arriagadai</i>	15	1	Esp_cultivo
47	<i>Canthon bimaculatus</i>	0	1393	Esp_nativa
48	<i>Canthon cinctellus</i>	2	1	Rara
49	<i>Canthon conformis</i>	85	22	Esp_cultivo
50	<i>Canthon dives</i>	1174	0	Esp_cultivo
51	<i>Canthon edentulus</i>	39	5	Esp_cultivo
52	<i>Canthon fortemarginatus</i>	2	153	Esp_nativa
53	<i>Canthon fulgidus fulgidus</i>	0	500	Esp_nativa
54	<i>Canthon histrio</i>	9	70	Esp_nativa
55	<i>Canthon lituratus</i>	119	2	Esp_cultivo
56	<i>Canthon muticus</i>	1	0	Rara
57	<i>Canthon nitidicollis</i>	0	29	Esp_nativa
58	<i>Canthon octodentatus</i>	0	2	Rara
59	<i>Canthon planus</i>	0	8	Rara
60	<i>Canthon</i> sp.2	0	1	Rara
61	<i>Canthon</i> sp.3	0	21	Esp_nativa
62	<i>Canthon</i> sp.4	1	1	Rara
63	<i>Canthon triangularis</i>	0	65	Esp_nativa
64	<i>Canthon virens</i>	2	3	Rara
65	<i>Chalcocopris inexpectatus</i>	0	7	Rara
66	<i>Coprophanaeus acrisius</i>	0	1	Rara
67	<i>Coprophanaeus cyanescens</i>	0	1	Rara
68	<i>Coprophanaeus dardanus</i>	0	2	Rara
69	<i>Coprophanaeus degallieri</i>	0	4	Rara
70	<i>Coprophanaeus ensifer</i>	3	110	Esp_nativa
71	<i>Coprophanaeus</i> sp.1	1	1	Rara
72	<i>Coprophanaeus spitzi</i>	65	44	Esp_cultivo
73	<i>Coprophanaeus telamon</i>	0	39	Esp_nativa
74	<i>Coprophanaeus terrali</i>	0	10	Rara
75	<i>Deltochilum enceladus</i>	0	54	Esp_nativa
76	<i>Deltochilum orbiculare</i>	0	518	Esp_nativa
77	<i>Deltochilum orbigny</i>	0	3	Rara

amazonicum

78	<i>Deltochilum parsi</i>	0	1	Rara
79	<i>Deltochilum pseudoicarus</i>	0	2	Rara
80	<i>Deltochilum</i> sp.1	0	109	Esp_nativa
81	<i>Deltochilum</i> sp.2	0	8	Rara
82	<i>Deltochilum</i> sp.3	0	53	Esp_nativa
83	<i>Deltochilum</i> sp.4	0	2	Rara
84	<i>Deltorhinum kempffmercadoi</i>	0	2	Rara
85	<i>Dendropaemon haroldi</i>	0	2	Rara
86	<i>Diabroctis mimas</i>	3	3	Rara
87	<i>Diabroctis mirabilis</i>	2	13	Gen_habitat
88	<i>Dichotomius</i> aff. <i>batesi</i>	0	1271	Esp_nativa
89	<i>Dichotomius</i> aff. <i>cuprinus</i>	137	650	Gen_habitat
90	<i>Dichotomius</i> aff. <i>lucasi</i> 1	1	1598	Esp_nativa
91	<i>Dichotomius</i> aff. <i>lucasi</i> 2	0	67	Esp_nativa
92	<i>Dichotomius</i> aff. <i>semiaeneus</i>	17	0	Esp_cultivo
93	<i>Dichotomius bos</i>	116	32	Esp_cultivo
94	<i>Dichotomius lycas</i>	8	201	Esp_nativa
95	<i>Dichotomius mamillatus</i>	0	41	Esp_nativa
96	<i>Dichotomius melzeri</i>	7	239	Esp_nativa
97	<i>Dichotomius nimuendaju</i>	0	1	Rara
98	<i>Dichotomius nisus</i>	1620	160	Esp_cultivo
99	<i>Dichotomius opacus</i>	1	213	Esp_nativa
100	<i>Dichotomius parsi</i>	0	2	Rara
101	<i>Dichotomius pelamon</i>	0	6	Rara
102	<i>Dichotomius</i> sp.2	0	4	Rara
103	<i>Dichotomius</i> sp.3	0	10	Rara
104	<i>Dichotomius</i> sp.5	0	7	Rara
105	<i>Dichotomius</i> sp.6	0	2	Rara
106	<i>Dichotomius worontzowi</i>	0	386	Esp_nativa
107	<i>Digitonthophagus gazella</i>	21	2	Esp_cultivo
108	<i>Eurysternus atrosericus</i>	0	431	Esp_nativa
109	<i>Eurysternus caribaeus</i>	2	1507	Esp_nativa
110	<i>Eurysternus foedus</i>	0	78	Esp_nativa
111	<i>Eurysternus hamaticollis</i>	0	188	Esp_nativa
112	<i>Eurysternus harlequin</i>	0	36	Esp_nativa
113	<i>Eurysternus howdeni</i>	0	11	Rara
114	<i>Eurysternus hypocrita</i>	0	36	Esp_nativa
115	<i>Eurysternus jessopi</i>	0	1	Rara
116	<i>Eurysternus nigrovirens</i>	1	563	Esp_nativa
117	<i>Eurysternus uniformis</i>	0	109	Esp_nativa
118	<i>Eurysternus ventricosus</i>	0	21	Esp_nativa
119	<i>Eurysternus wittmerorum</i>	0	4382	Esp_nativa
120	<i>Eutrichillum hirsutum</i>	30	46	Gen_habitat

121	<i>Genieridium bidens</i>	4981	161	Esp_cultivo
122	<i>Genieridium cryptops</i>	8	172	Esp_nativa
123	<i>Isocopris foveolatus</i>	1	12	Rara
124	<i>Isocopris hypocrita</i>	0	3	Rara
125	<i>Isocopris imitator</i>	0	51	Esp_nativa
126	<i>Isocopris nitidus</i>	0	2	Rara
127	<i>Isocopris tarsalis</i>	2	3	Rara
128	<i>Leotrichillum</i> sp.1	3	329	Esp_nativa
129	<i>Malagoniella aeneicollis</i>	2	27	Esp_nativa
130	<i>Ontherus appendiculatus</i>	2339	230	Esp_cultivo
131	<i>Ontherus azteca</i>	1	58	Esp_nativa
132	<i>Ontherus dentatus</i>	23	482	Esp_nativa
133	<i>Onthophagus</i> aff. <i>acuminatus</i>	0	2	Rara
134	<i>Onthophagus</i> aff. <i>buculus</i>	583	226	Esp_cultivo
135	<i>Onthophagus</i> aff. <i>onorei</i>	1	3247	Esp_nativa
136	<i>Onthophagus</i> aff. <i>rubescens</i>	2	5165	Esp_nativa
137	<i>Onthophagus buculus</i>	77	4	Esp_cultivo
138	<i>Onthophagus onthochromus</i>	0	133	Esp_nativa
139	<i>Onthophagus osculatii</i>	5	3265	Esp_nativa
140	<i>Onthophagus ptox</i>	1326	246	Esp_cultivo
141	<i>Onthophagus</i> sp.1	157	23	Esp_cultivo
142	<i>Oxysternon conspicillatum</i>	0	12	Rara
143	<i>Oxysternon curvispinum</i>	0	4	Rara
144	<i>Oxysternon macleayi</i>	0	1404	Esp_nativa
145	<i>Oxysternon oberthuri</i>	0	2	Rara
146	<i>Oxysternon palemo</i>	149	952	Esp_nativa
147	<i>Oxysternon silenus</i>	0	135	Esp_nativa
148	<i>Phanaeus bispinus</i>	0	8	Rara
149	<i>Phanaeus chalcomelas</i>	0	27	Esp_nativa
150	<i>Phanaeus kirbyi</i>	14	8	Gen_habitat
151	<i>Phanaeus palaeno</i>	160	165	Gen_habitat
152	<i>Phanaeus sororibispinus</i>	0	62	Esp_nativa
153	<i>Pseudocanthon xanthurus</i>	561	0	Esp_cultivo
154	<i>Scybalocanthon uniplagiatus</i>	0	60	Esp_nativa
155	<i>Sulcophanaeus faunus</i>	0	16	Esp_nativa
156	<i>Sylvicanthon attenboroughi</i>	0	130	Esp_nativa
157	<i>Sylvicanthon candezei</i>	0	29	Esp_nativa
158	<i>Sylvicanthon proseni</i>	0	50	Esp_nativa
159	<i>Trichillum adjunctum</i>	1	0	Rara
160	<i>Trichillum</i> aff. <i>arrowi</i>	0	15	Esp_nativa
161	<i>Trichillum externepunctatum</i>	3377	147	Esp_cultivo
162	<i>Uroxys</i> sp.1	1	8	Rara
163	<i>Uroxys</i> sp.2	0	5	Rara
164	<i>Uroxys</i> sp.4	0	69	Esp_nativa

Capítulo 2

Diversidade de rola-bostas (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) em paisagens agrícolas na Amazônia, Cerrado e transição Amazônia-Cerrado no Centro-Oeste do Brasil

[Biodiversity and Conservation]

Resumo

Numa das maiores e mais importantes regiões produtoras de grãos de soja (*Glycine max* L.) do Brasil e do mundo, exploramos como a similaridade da composição de espécies de rola-bostas responde a quantidade de habitat nativo, quantidade de pastagem, complexidade estrutural vertical da vegetação, tempo de uso do solo como cultivo de soja, tempo desde a última pastagem e riqueza local de espécies dos remanescentes de vegetação nativa. Os besouros rola-bostas foram coletados em 74 paisagens agrícolas em três diferentes tipos de vegetação (Amazônia, Cerrado e transição Amazônia-Cerrado), com amostragens realizadas em áreas de remanescente de vegetação nativa, na borda do remanescente e na lavoura de soja adjacente. Com exceção do tempo de uso do solo como cultivo de soja, todas as variáveis explicativas afetaram a similaridade da composição de espécies, porém a importância depende da categoria de habitat (Nativo vs. Borda, Nativo vs. Cultivo, Borda vs. Cultivo) e do tipo de vegetação. Nossos resultados indicam que quando os remanescentes são mais ricos em espécies ocorre aumento da similaridade entre lavouras de soja e ambientes nativos e de borda (Nativo vs. Cultivo e Borda vs. Cultivo), assim, ressaltando a importância de manter remanescentes para estruturação do conjunto de espécies em lavouras. Entretanto, a quantidade de pastagem e tempo desde a última pastagem são agentes de homogeneização da composição de espécies, com suas espécies de besouros rola-bostas sendo capazes de penetrar ambientes nativos e de borda, aumentando a similaridade desses ambientes com as lavouras.

Palavras-chave: Floresta tropical, Paisagens antrópicas, Riqueza de espécies, Diversidade beta.

Abstract

In one of the largest and most important soybean (*Glycine max* L.) producing regions in Brazil and the world, we explored how the similarity of dung beetle species composition responds to the amount of native habitat, amount of pasture, vertical structural complexity of vegetation, time of land use such as soybean cultivation and time since last pasture and local richness of species from the remnants of native vegetation. Dung beetles were collected in 74 agricultural landscapes in three different types of vegetation (Amazon, Cerrado and Amazon-Cerrado transition), with samplings carried out in areas of native vegetation remnant, on the edge of the remnant and in the adjacent soybean. With the exception of time of land use such as soybean cultivation, all explanatory variables affected the similarity of species composition, however the importance depends on the habitat category (Native vs. Edge, Native vs. Culture, Edge vs. Culture) and of vegetation type. Our results indicate that when the remnants are richer in species, there is an increase in the similarity between soybean and native and edge environments (Native vs. Culture and Edge vs. Culture), thus emphasizing the importance of keeping remnants for structuring the set. However, the amount of pasture and time since the last pasture are agents of homogenization of the species composition, with its dung beetle species being able to penetrate native and edge environments, increasing the similarity of these environments to the crops.

Keywords: Tropical forest, Anthropogenic landscapes, Species richness, Beta diversity.

Introdução

Padrões de biodiversidade em florestas tropicais e subtropicais estão sendo amplamente influenciados pela expansão de áreas agrícolas (Newbold et al. 2015; Kehoe et al. 2017; Ortiz et al. 2020). Informações sobre fatores determinantes de diversidade de espécies em paisagens agrícolas são a base para o planejamento de

conservação e definição de prioridades (Margules e Pressey 2000), para reduzir muitos dos impactos ambientais e ecológicos e, ao mesmo tempo, maximizar a produção de alimento. Estudos mostram que fatores como quantidade de habitat nativo (Fahrig 2013; Rabelo et al. 2017; Watling et al. 2020), grau de conservação dos remanescentes (Bracewell et al. 2018; Dorph et al. 2021) e o tipo de matriz antrópica circundante (Gardner et al. 2009; Laurance et al. 2014; Neumann et al. 2016; Sánchez-Bayo e Wyckhuys 2019; Tavares et al. 2019) afetam as comunidades biológicas. Já entre as inúmeras variáveis respostas utilizadas em estudos ecológicos (p. ex. riqueza de espécies, abundância, biomassa, composição de espécies), a riqueza de espécies é uma das questões mais debatidas e importantes na compreensão dos efeitos de perturbações antrópicas em populações, comunidades e processos ecológicos (Hillebrand et al. 2018). No entanto, poucos estudos têm explorado a riqueza local de espécies dos remanescentes como preditor de mudanças na composição de espécies (similaridade) entre habitats (Wang et al. 2019). Nossa hipótese é que em paisagens agrícolas as assembleias podem ser mais semelhantes, não por causa do conjunto de espécies em si, mas sim devido à baixa riqueza local de espécies dos remanescentes de vegetação nativa.

Para testar essa hipótese, utilizamos besouros rola-bostas (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) coletados no Centro-Norte do estado de Mato Grosso, Centro-Oeste do Brasil, uma das regiões que mais produz e exporta grãos de soja (*Glycine max* L.) de todo o país e do mundo (IBGE, 2021). Apesar de a expansão ainda estar em andamento (Song et al. 2021), lavouras de soja estão se consolidando na Amazônia e Cerrado desde a década de 1970 (Domingues et al. 2014), com a introdução dessas lavouras em substituição a áreas antes dominadas por vegetação nativa ou ocupadas por antigos campos de pastagem exóticos usados na pecuária bovina (Macedo et al. 2012; Kastens et al. 2017). Por outro lado, uma idiossincrasia da legislação ambiental brasileira, sob a Lei nº 12.651/2012, está na obrigatoriedade de que parte da área total das propriedades rurais seja reservada para a manutenção da vegetação nativa, parte está chamada de Reserva legal (Metzger et al. 2019). As propriedades devem manter áreas de reserva de 80% na Amazônia e 20% no Cerrado, e ainda 35% em região de transição Amazônia-Cerrado. Assim, um terço (33%) de toda a vegetação nativa remanescente no Brasil está mantida em propriedades rurais (Metzger et al. 2019).

Utilizamos a assembleia de besouros rola-bostas pois são um excelente táxon para explorar os efeitos de mudanças antrópicas devido a sua alta diversidade de espécies e abundância (número de indivíduos) (Hanski e Cambefort 1991; Scholtz et al. 2009), taxonomia relativamente estável (Tarasov e Génier 2015), elevado custo-benefício de amostragem (Gardner et al. 2008a), associação (dependência) com mamíferos (Nichols et al. 2009; Bogoni et al. 2019) e sensibilidade a distúrbios tanto de origem natural quanto humano no ecossistema (Gardner et al. 2008b; Beiroz et al. 2016). Além disso, rola-bostas são amplamente considerados organismos de insubstituível importância no funcionamento do ecossistema em florestas tropicais e subtropicais devido ao comportamento de deslocar porções de matéria orgânica da superfície do solo para o interior de galerias (Hanski e Cambefort 1991; Nichols et al. 2008), como: fertilidade do solo (Evans et al. 2019; Maldonado et al. 2019), bioturbação (Brown et al. 2010), dispersão secundária de sementes (Braga et al. 2017), redução na emissão de gases de efeito estufa (Slade et al. 2016) e controle biológico de ectoparasitas e endoparasitas que tem ciclo de vida associado a fezes (Braga et al. 2012; Sands e Wall 2017).

Nesse estudo, investigamos como a similaridade da composição de espécies da assembleia de rola-bostas pode ser influenciada pela riqueza local de espécies do remanescente de vegetação nativa, complexidade estrutural vertical da vegetação, quantidade de habitat nativo, quantidade de pastagem, tempo de uso do solo como cultivo de soja e tempo desde a última pastagem em 74 paisagens agrícolas na Amazônia, Cerrado e Transição (transição Amazônia-Cerrado) no estado de Mato Grosso, região Centro-Oeste do Brasil. Nós testamos essas seis variáveis explicativas sobre a similaridade da composição de espécies em três categorias de habitats: Nativo vs. Borda, Nativo vs. Cultivo, Borda vs. Cultivo. Esperávamos que (1) a riqueza local de espécies fosse um importante preditor de mudanças na similaridade da composição de espécies, com menor similaridade entre ambientes quando os remanescentes de vegetação nativa são mais ricos em espécies, (2) uma diminuição da similaridade entre ambientes quando maior a quantidade de habitat nativo na paisagem e maior a complexidade estrutural vertical da vegetação e (3) um aumento na similaridade entre habitats quando maior a quantidade de pastagem e o tempo de uso antrópico do solo na paisagem (tempo de uso do solo como cultivo de soja e tempo desde a última pastagem).

Material e Métodos

O estudo foi conduzido em 74 paisagens agrícolas no estado de Mato Grosso, Centro-Oeste do Brasil (Fig. 1). Coletamos besouros rola-bostas em áreas de reserva legal e lavouras de soja em três diferentes tipos de vegetação: Amazônia, Cerrado e Transição (transição Amazônia-Cerrado). A Amazônia ocupa a região norte do estado e, segundo a classificação climática de Köppen-Geiger, é classificada como Am-tropical de monções (média de 26 °C e 2.200 mm), enquanto o Cerrado ocupa a porção centro-sul e com classificação climática do tipo Aw-tropical com inverno seco (24 °C e 1.800 mm) (Alvares et al. 2013).

Coleta dos besouros

As amostragens foram realizadas no período chuvoso entre os meses de novembro e fevereiro em 2017/2018 e 2018/2019. Os besouros rola-bostas foram coletados em 74 paisagens agrícolas: remanescente de vegetação nativa, borda do remanescente e lavoura de soja adjacente. Ao todo foram 34 paisagens agrícolas amostradas na Amazônia, 15 no Cerrado e 25 na Transição. Cada paisagem estava distante no mínimo 3 km entre si. Em cada um dos três tipos de habitats (nativo, borda e cultivo) foi estabelecido um transecto linear de 100 m de comprimento, paralelos à borda e distanciados 150 m entre si (Fig. 1B). Três armadilhas tipo *pitfall* equidistantes 50 m foram instaladas em cada transecto, portanto, nove armadilhas por paisagem agrícola amostrada. As armadilhas *pitfalls* foram constituídas utilizando recipiente plástico (14 cm de diâmetro e 11 cm de profundidade), contendo 250 ml da mistura água, sabão e sal para a conservação dos insetos. Uma proteção contra a chuva/sol foi colocada suspensa a 15 cm de altura do recipiente plástico. Utilizamos 20 g de fezes humanas como isca atrativa.

Variáveis de paisagem e histórico de uso do solo

Delimitamos *buffers* de 5.000 m (de raio) a partir da borda dos remanescentes de vegetação nativa e extraímos a quantidade de habitat nativo, quantidade de pastagem e complexidade estrutural vertical da vegetação (Tabela S1), usando imagens do

satélite *Sentinel* do sensor *Modis* com resolução espacial de 10 m. Os valores médios de NDVI (Índice de Vegetação de Diferença Normalizada) foram considerados uma medida indireta de complexidade estrutural vertical da vegetação (Takatori et al. 2017). Utilizamos o complemento *MapBiomas Collection* v. 1.3 do *Software QGis* v. 3.16 para obter informações quanto ao tempo de uso antrópico do solo (dados disponíveis para 1985 a 2019) (Tabela S1). O tempo de uso do solo como cultivo de soja corresponde ao período entre o ano inicial do uso do solo como cultivo e a data de nossas amostragens (1 a 21 anos), enquanto o tempo desde a última pastagem corresponde ao período entre o último ano do uso do solo como pastagem e a data de amostragem (1 a 18 anos).

Análise dos dados

A riqueza de espécies é amplamente adotada para avaliar a diversidade de espécies, porém é extremamente sensível ao tamanho da amostra (e também à eficiência do método de amostragem) (Gotelli e Colwell, 2011). Falha na detecção de espécies pode influenciar outras métricas de diversidade, como diversidade beta, e, conseqüentemente, impede a comparação entre conjuntos de dados desiguais (Gotelli e Colwell, 2011), prejudicando a interpretação de padrões gerais. A fim de reduzir as consequências de registros amostrais insuficientes, utiliza-se os métodos de rarefação e extrapolação para estimar a riqueza (Chao e Jost 2012; Chao et al. 2014), podendo os conjuntos de dados desiguais ser comparados quando a riqueza atinge uma assíntota. Para calcular a riqueza de espécies estimada, usamos a função *INEXT* do pacote *INEXT* (Hsieh et al. 2016) em R (R Core Team, 2022), pela qual plotamos o número de espécies em função do número de indivíduos amostrados, utilizando números de Hill de ordem q : riqueza de espécies ($q = 0$) e intervalos de confiança de 95%.

Para avaliar como a composição de espécies de rola-bostas difere entre os habitats (nativo, borda e cultivo) utilizamos Análise de Coordenadas Principais (PCoA), usando a função *vegdist*. Confirmamos o padrão com Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA) (Anderson 2006), usando a função *adonis*. Em ambas as análises utilizamos dados de abundância e transformados pelo

índice de Hellinger (que converte as abundâncias de espécies de valores absolutos para valores relativos e, em seguida, aplica raízes quadradas) e geramos matrizes de similaridade de Bray-Curtis, usando as funções *decostand* e *vegdist*, respectivamente. As funções *vegdist*, *adonis* e *decostand* pertencem ao pacote *vegan* (Oksanen et al. 2020) em R.

Investigamos como a similaridade da composição de espécies de rola-bostas entre categorias de habitats (Nativo vs. Borda, Nativo vs. Cultivo, Borda vs. Cultivo) responde a riqueza local de espécies do remanescente de vegetação nativa, complexidade estrutural vertical da vegetação, quantidade de habitat nativo, quantidade de pastagem, tempo de uso do solo como cultivo de soja e tempo desde a última pastagem usando coeficientes de similaridade de Bray-Curtis (dados baseados em abundância de espécies) como medida de diversidade beta. A similaridade foi calculada em comparações par-a-par, localmente, entre categorias de habitats: Nativo vs. Borda, Nativo vs. Cultivo e Borda vs. Cultivo. Os coeficientes são limitados entre 0 e 1, onde 1 indica que as duas comunidades são iguais e 0 indica que elas são diferentes. Usamos modelos lineares generalizados (GLMs) com erros de distribuição da família *Gaussian*. Posteriormente, usamos GLMs com erros de distribuição de *Poisson* para testar como a riqueza local de espécies do remanescente de vegetação nativa pode ser influenciada pela complexidade estrutural vertical da vegetação, quantidade de habitat nativo, quantidade de pastagem, tempo de uso do solo como cultivo de soja e tempo desde a última pastagem. A escolha do melhor modelo para o GLM foi de acordo com o Critério de Informação de Akaike (AIC), utilizando a função *dredge* e *model.avg* do pacote *MuMIn* (Barton 2022) para a seleção do modelo médio ($\Delta AIC < 2$). Submetemos os modelos selecionados à análise de variância (ANOVA), com teste F para *Gaussian* e Qui-quadrado (χ^2) para *Poisson*.

Todas as análises estatísticas foram realizadas em R v. 4.2 (R Core Team, 2022).

Resultados

Nós amostramos 90.423 indivíduos pertencentes a 183 espécies de 31 gêneros de besouros rola-bostas (Tabela S2). Foram 38.683 indivíduos (média $\pm$ DP = 522,7 $\pm$

614,0) de 155 espécies (média $\pm$ DP = $23,5 \pm 7,5$) em ambientes nativos, 32.016 indivíduos ($432,6 \pm 587,7$) de 151 espécies ($22,8 \pm 7,2$) em ambientes de borda e 17.784 indivíduos ($240,3 \pm 519,6$) de 71 espécies ($11,3 \pm 4,0$) em ambientes de cultivo de soja. Na Amazônia foram 25.612 indivíduos ($741,3 \pm 829,3$) de 99 espécies ($25,4 \pm 7,8$) em ambientes nativos, 23.089 indivíduos ($645 \pm 800,8$) de 111 espécies ($24,9 \pm 7,8$) em ambientes de borda e 5.597 indivíduos ($164,6 \pm 162,4$) de 44 espécies ($9 \pm 3,4$) em ambientes de cultivo. No Cerrado foram 6.900 indivíduos ($460 \pm 231,9$) de 83 espécies ($25,2 \pm 7,6$) em ambientes nativos, 4.015 indivíduos ($501,8 \pm 211,5$) de 74 espécies ($21,8 \pm 5,6$) em ambientes de borda e 2.734 indivíduos ($182,2 \pm 261,2$) de 38 espécies ($12 \pm 5,8$) em ambientes de cultivo. Na Transição foram 6.578 indivíduos ($263,1 \pm 170,7$) de 88 espécies ($21 \pm 6,2$) em ambientes nativos, 6.070 indivíduos ($242,8 \pm 155,6$) de 84 espécies ($17,64 \pm 5,3$) em ambientes de borda e 9.453 indivíduos ($378,1 \pm 845,6$) de 41 espécies ($11 \pm 2,9$) em ambientes de cultivo.

As curvas de rarefação e extrapolação mostraram que o esforço foi adequado para caracterizar as comunidades nos diferentes ambientes e tipos de vegetação (Fig. S1), capturando em média 87% da riqueza de espécies esperada. Encontramos diferenças significativas na composição de espécies em ambientes de cultivo quando comparado com ambientes nativos e ambientes de borda, tanto para a assembleia geral (pseudo-F = 67,22; $p < 0,01$) quanto separadamente por tipo de vegetação (Amazônia: pseudo-F = 35,6; $p < 0,01$; Transição: pseudo-F = 13,75; $p < 0,01$; Cerrado: pseudo-F = 4,88; $p < 0,01$), entretanto não encontramos diferenças na composição entre ambientes nativos e de borda (Fig. S2). Além disso, também encontramos diferentes padrões de similaridade na composição nos diferentes ambientes e tipos de vegetação (Fig. 2-3).

Nossos resultados evidenciam que a similaridade da composição de espécies da assembleia de besouros rola-bostas entre categorias de habitats é influenciada pelas variáveis explicativas estudadas (Tabela 1). Encontramos que a similaridade é proporcional a riqueza local do remanescente de vegetação nativa, com a similaridade entre habitats aumentando quando maior a riqueza, entretanto observamos efeitos significativos apenas em Nativo vs. Cultivo no Cerrado ($F: 8,9$; $p < 0,05$). A similaridade foi inversamente proporcional a quantidade de habitat nativo, entretanto observamos efeitos significativos apenas em Borda vs. Cultivo na Amazônia ($F: 9,18$; $p < 0,01$). A similaridade foi proporcional a quantidade de pastagem na paisagem, porém efeitos

significativos foram observados apenas em Nativo vs. Cultivo na Transição ($F: 5$; $p < 0,05$). A complexidade estrutural vertical da vegetação (usando valores de NDVI) e o tempo desde a última pastagem foram as variáveis mais frequentemente encontradas influenciando a similaridade da composição de espécies. Na assembleia geral, a similaridade diminui quando maior o NDVI para as categorias Nativo vs. Cultivo ($F: 27,2$; $p < 0,01$) e Borda vs. Cultivo ($F: 37,6$; $p < 0,01$) enquanto aumenta quando maior o NDVI para Nativo vs. Borda ($F: 4,1$; $p < 0,05$); já quando maior o tempo desde a última pastagem menor a similaridade para as categorias Nativo vs. Cultivo ($F: 20,1$; $p < 0,01$) e Borda vs. Cultivo ($F: 20,9$; $p < 0,01$), porém não observamos efeitos significativos dessa variável para Nativo vs. Borda ($F: 0,5$; $p = 0,45$). Apenas a similaridade da assembleia de rola-bostas na Transição foi influenciada pelo NDVI e tempo desde a última pastagem, entretanto apenas para as categorias Nativo vs. Cultivo e Borda vs. Cultivo. Ambas as variáveis afetaram negativamente a similaridade da composição de espécies (Tabela 1).

Além disso, também encontramos influência das variáveis explicativas sobre a riqueza local do remanescente de vegetação nativa (Tabela 2, Fig. 4). Para a assembleia geral, verificamos que quando maior a quantidade de habitat nativo na paisagem maior a riqueza de espécies ($\chi^2 = 21,2$; $p < 0,01$) e quando maior o tempo de uso do solo como cultivo menor a riqueza ($\chi^2 = 18$; $p < 0,01$), porém não observamos influência significativa da quantidade de pastagem e do tempo desde a última pastagem (Fig. 4a). Nas paisagens na Amazônia verificamos que quando maior o NDVI da vegetação ($\chi^2 = 14,03$; $p < 0,01$) e a quantidade de pastagem ($\chi^2 = 11,7$; $p < 0,01$) maior a riqueza de espécies (Fig. 4b). Nas paisagens na Transição verificamos que quando maior o tempo de uso do solo como cultivo menor a riqueza de espécies ($\chi^2 = 4,97$; $p < 0,05$) (Fig. 4c). Nas paisagens no Cerrado verificamos que quando maior o NDVI menor a riqueza local de espécies nos ambientes nativos ($\chi^2 = 22,4$; $p < 0,01$) (Fig. 4d).

Discussão

Nossos resultados mostram uma relação significativa, e positiva, entre a riqueza de espécies das áreas de habitat nativo de Cerrado e a sua similaridade com lavoura de soja adjacente (Nativo vs. Cultivo). Nas áreas de Amazônia e Transição essa relação

não existe. A ausência dessa relação em paisagens agrícolas na Amazônia e Transição também enfatiza a importância de considerar o contexto da paisagem. Uma maior riqueza de espécies pode aumentar a chance da comunidade de compartilhar espécies resistentes que podem compensar a perda de espécies vulneráveis (com alta sensibilidade a perturbação no habitat) (Tilman 1996; Randall Hughes et al. 2007). No entanto, estudos mostram que ambientes antropizados enfrentam os efeitos do *pool* de espécies, atribuindo maior capacidade de dispersão por espécies tipicamente associadas ao Cerrado do que quando tipicamente associadas a ambientes florestais, como na Amazônia (Korasaki et al. 2013; Martello et al. 2016; Silva et al. 2016, 2017; Beiroz et al. 2019; Macedo et al. 2020; Correa et al. 2021). Deste modo, os resultados indicam que a relação riqueza de espécies similaridade depende do conjunto de rola-bostas que habitam as paisagens mesmo que o remanescente abrigue elevado número de espécies, como em paisagens na Amazônia e Transição.

Encontramos padrões positivos e negativos para os efeitos da complexidade estrutural vertical da vegetação sobre a similaridade da composição de espécies. O aumento da similaridade entre ambientes nativos e de borda (Nativo vs. Borda) provavelmente segue a expectativa de que habitats estruturalmente mais complexos podem fornecer grande variedade de micro-habitats e recursos essenciais (Kovalenko et al. 2012; Tokeshi e Arakaki 2012), podendo abrigar mais espécies de rola-bostas capazes de persistir na borda dos remanescentes (Mehrabi et al. 2014). Entretanto, a diminuição da similaridade quando esses ambientes foram contrastados com lavouras de soja (Nativo vs. Cultivo e Borda vs. Cultivo) pode significar que uma maior complexidade da vegetação limita a invasão dos remanescentes por rola-bostas oriundos de lavouras adjacentes. Além disso, um aumento da complexidade resultou no aumento da riqueza de espécies em remanescentes de vegetação nativa em paisagens na Amazônia, enquanto levou à diminuição da riqueza de espécies em paisagens no Cerrado. Provavelmente este resultado pode ser atribuído à história evolutiva dos tipos de vegetação estudadas. Por exemplo, o Cerrado abriga vegetações tipicamente abertas e menos densas, podendo o aumento da complexidade estar associada a presença de matas de galerias na paisagem, pois quando estão neste contexto, essas matas são conhecidas por abrigar menos espécies de rola-bostas (Milhomem et al. 2003; Endres et al. 2007; Silva et al. 2010).

Nos anos iniciais após a substituição de pastagem por lavoura de soja e quando há maior quantidade de pastagem na paisagem a similaridade da composição de espécies tende a ser maior com as lavouras sendo mais similares aos ambientes nativos e de borda. Frequentemente campos de pastagem são os principais ambientes separando remanescentes de vegetação nativa (Picoli et al. 2020), prejudicando a troca de espécies de rola-bostas entre remanescentes (Filgueiras et al. 2016) e promovendo a invasão desses remanescentes por especialistas em habitat aberto (Filgueiras et al. 2016; Mesquita-Filho et al. 2020). Rola-bostas que ocupam pastagens penetram mais facilmente ambientes abertos, como nossas lavouras, e a borda de remanescentes de vegetação nativa, bem como no seu interior quando os remanescentes são menores (Nichols et al. 2007; Audino et al. 2014; Martello et al. 2016; Silva et al. 2016; Martínez-Falcón et al. 2018; Mesquita-Filho et al. 2020). Portanto, esse processo pode aumentar diferenças na composição de espécies entre remanescentes, ao mesmo tempo que aumenta semelhanças entre assembleias localmente. Ainda, nós observamos que remanescentes localizados em paisagens agrícolas em que lavouras de soja estão consolidadas a mais tempo tendem a abrigar um menor número de espécies de rola-bostas, corroborando com o padrão encontrado por Campos e Hernández (2015) estudando assembleias de rola-bostas em remanescentes de vegetação nativa, circundados por lavouras de milho.

Em síntese, nossos resultados suportam parcialmente a maioria das hipóteses iniciais sobre a influência de variáveis de paisagem, de histórico do uso do solo e da riqueza local dos remanescentes de vegetação nativa na similaridade da composição de espécies de rola-bostas entre remanescentes de vegetação nativa (ambiente nativo e borda) e lavouras de soja. Entretanto, a importância das variáveis explicativas estudadas depende fortemente da categoria de habitat e do tipo de vegetação analisada. Dessa maneira, com este estudo, contribuímos com a identificação de fatores de influência que controlam padrões de diversidade de espécies, e suas consequências, em uma das regiões mais biodiversa e intensamente cultivadas do Brasil e do mundo, demanda está considerada extremamente urgente (Laurance et al. 2014; Newbold et al. 2015, 2020; Kehoe et al. 2017; Ortiz et al. 2020).

Agradecimentos

Este estudo faz parte da Rede Bioagro que foi financiada pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Mato Grosso (FAPEMAT). Agradecemos a todos os proprietários de terras pelo apoio logístico.

Referências

- Anderson MJ (2006) Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics* 62:245–253. <https://doi.org/10.1111/j.1541-0420.2005.00440.x>
- Audino LD, Louzada J, Comita L (2014) Dung beetles as indicators of tropical forest restoration success: Is it possible to recover species and functional diversity? *Biol Conserv* 169:248–257. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.11.023>
- Beiroz W, Barlow J, Slade EM, et al (2019) Biodiversity in tropical plantations is influenced by surrounding native vegetation but not yield: A case study with dung beetles in Amazonia. *For Ecol Manage* 444:107–114. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.04.036>
- Beiroz W, Slade EM, Barlow J, et al (2016) Dung beetle community dynamics in undisturbed tropical forests: implications for ecological evaluations of land-use change. *Insect Conserv Divers* 10:94–106. <https://doi.org/10.1111/icad.12206>
- Bogoni JA, Silva PG da, Peres CA (2019) Co-declining mammal–dung beetle faunas throughout the Atlantic Forest biome of South America. *Ecography (Cop)* 42:1803–1818. <https://doi.org/10.1111/ecog.04670>
- Bracewell SA, Clark GF, Johnston EL (2018) Habitat complexity effects on diversity and abundance differ with latitude: an experimental study over 20 degrees. *Ecology* 99:1964–1974. <https://doi.org/10.1002/ecy.2408>
- Braga RF, Carvalho R, Andresen E, et al (2017) Quantification of four different post-dispersal seed deposition patterns after dung beetle activity. *J Trop Ecol* 33:407–410. <https://doi.org/10.1017/S0266467417000335>
- Braga RF, Korasaki V, Audino LD, Louzada J (2012) Are Dung Beetles Driving Dung-Fly Abundance in Traditional Agricultural Areas in the Amazon? *Ecosystems*

15:1173–1181. <https://doi.org/10.1007/s10021-012-9576-5>

- Brown J, Scholtz CH, Janeau JL, et al (2010) Dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) can improve soil hydrological properties. *Appl Soil Ecol* 46:9–16. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.05.010>
- Campos RC, Hernández MIM (2015) The importance of maize management on dung beetle communities in atlantic forest fragments. *PLoS One* 10:5–13. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0145000>
- Chao A, Gotelli NJ, Hsieh TC, et al (2014) Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecol Monogr* 84:45–67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Chao A, Jost L (2012) Coverage-based rarefaction and extrapolation: Standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology* 93:2533–2547. <https://doi.org/10.1890/11-1952.1>
- Correa CMA, Ferreira KR, Puker A, et al (2021) Greenspace sites conserve taxonomic and functional diversity of dung beetles in an urbanized landscape in the Brazilian Cerrado. *Urban Ecosyst* 24:1023–1034. <https://doi.org/10.1007/s11252-021-01093-8>
- Domingues MS, Bermann C, Manfredini S (2014) A produção de soja no brasil e sua relação com o desmatamento na amazônia. *Rev Presença Geográfica* 01:32–47
- Dorph A, Swan M, Di Stefano J, Penman TD (2021) Relating mammal species richness to landscape patterns across multiple spatial scales. *Landsc Ecol* 36:1003–1022. <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01208-8>
- Endres AA, Creão-Duarte AJ, Hernández MIM (2007) Diversidade de Scarabaeidae s. str. (Coleoptera) da Reserva Biológica Guaribas, Mamanguape, Paraíba, Brasil: Uma comparação entre Mata Atlântica e Tabuleiro nordestino. *Rev Bras Entomol* 51:67–71. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262007000100012>
- Evans KS, Mamo M, Wingeyer A, et al (2019) Soil Fauna Accelerate Dung Pat Decomposition and Nutrient Cycling into Grassland Soil. *Rangel Ecol Manag*

72:667–677. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2019.01.008>

Fahrig L (2013) Rethinking patch size and isolation effects: The habitat amount hypothesis. *J Biogeogr* 40:1649–1663. <https://doi.org/10.1111/jbi.12130>

Filgueiras BKC, Tabarelli M, Leal IR, et al (2016) Spatial replacement of dung beetles in edge-affected habitats: Biotic homogenization or divergence in fragmented tropical forest landscapes? *Divers Distrib* 22:400–409. <https://doi.org/10.1111/ddi.12410>

Gardner TA, Barlow J, Araujo IS, et al (2008a) The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. *Ecol Lett* 11:139–150. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01133.x>

Gardner TA, Barlow J, Chazdon R, et al (2009) Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecol Lett* 12:561–582. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01294.x>

Gardner TA, Hernández MIM, Barlow J, Peres CA (2008b) Understanding the biodiversity consequences of habitat change: The value of secondary and plantation forests for neotropical dung beetles. *J Appl Ecol* 45:883–893. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01454.x>

Hanski I, Cambefort Y (1991) *Dung Beetle Ecology*. Princeton University Press

Hillebrand H, Blasius B, Borer ET, et al (2018) Biodiversity change is uncoupled from species richness trends: Consequences for conservation and monitoring. *J Appl Ecol* 55:169–184. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12959>

Hsieh TC, Ma KH, Chao A (2016) iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods Ecol Evol* 7:1451–1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>

Kastens JH, Brown JC, Coutinho AC, et al (2017) Soy moratorium impacts on soybean and deforestation dynamics in Mato Grosso, Brazil. *PLoS One* 12:. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0176168>

Kehoe L, Romero-muñoz A, Polaina E, et al (2017) Biodiversity at risk under future

- cropland expansion and intensification. *Ecol e evolução da Nat* 1:1129–1135. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0234-3>
- Korasaki V, Braga RF, Zanetti R, et al (2013) Conservation value of alternative land-use systems for dung beetles in Amazon: valuing traditional farming practices. *Biodivers Conserv* 22:1485–1499. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0487-3>
- Kovalenko KE, Thomaz SM, Warfe DM (2012) Habitat complexity: Approaches and future directions. *Hydrobiologia* 685:1–17. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0974-z>
- Laurance WF, Sayer J, Cassman KG (2014) Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends Ecol Evol* 29:107–116. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.12.001>
- Macedo MN, DeFries RS, Morton DC, et al (2012) Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. *Proc Natl Acad Sci U S A* 109:1341–1346. <https://doi.org/10.1073/pnas.1111374109>
- Macedo R, Dorneles L, Korasaki V, Louzada J (2020) Conversion of Cerrado savannas into exotic pastures: The relative importance of vegetation and food resources for dung beetle assemblages. *Agric Ecosyst Environ* 288:106709. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106709>
- Maldonado MB, Aranibar JN, Serrano AM, et al (2019) Dung beetles and nutrient cycling in a dryland environment. *Catena* 179:66–73. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.03.035>
- Margules CR, Pressey RL (2000) Systematic conservation planning. *Nature* 405:243–253
- Martello F, Andriolli F, de Souza TB, et al (2016) Edge and land use effects on dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) in Brazilian cerrado vegetation. *J Insect Conserv* 20:957–970. <https://doi.org/10.1007/s10841-016-9928-0>
- Martínez-Falcón AP, Zurita GA, Ortega-Martínez IJ, Moreno CE (2018) Populations

- and assemblages living on the edge: Dung beetles responses to forests-pasture ecotones. *PeerJ* 2018:1–24. <https://doi.org/10.7717/peerj.6148>
- Mehrabi Z, Slade EM, Solis A, Mann DJ (2014) The importance of microhabitat for biodiversity sampling. *PLoS One* 9:1–18. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0114015>
- Mesquita-Filho W, Ferreira ENL, Chagas IH, Godoy WAC (2020) Anthropogenic disturbance may promote the invasion of forest landscape by an open-habitat specialist introduced dung beetle species in Brazil. *Biologia (Bratisl)* 76:987–992. <https://doi.org/10.2478/s11756-020-00599-4>
- Metzger JP, Bustamante MMC, Ferreira J, et al (2019) Why Brazil needs its Legal Reserves. *Perspect Ecol Conserv* 17:91–103. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.07.002>
- Milhomem MS, Vaz De Mello FZ, Diniz IR (2003) Técnicas de coleta de besouros copronecrófagos no Cerrado. *Pesqui Agropecu Bras* 38:1249–1256
- Neumann JL, Griffiths GH, Hoodless A, Holloway GJ (2016) The compositional and configurational heterogeneity of matrix habitats shape woodland carabid communities in wooded-agricultural landscapes. *Landsc Ecol* 31:301–315. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0244-y>
- Newbold T, Bentley LF, Hill SLL, et al (2020) Global effects of land use on biodiversity differ among functional groups. *Funct Ecol* 34:684–693. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13500>
- Newbold T, Hudson LN, Hill SLL, et al (2015) Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* 520:45–50. <https://doi.org/10.1038/nature14324>
- Nichols E, Gardner TA, Peres CA, et al (2009) Co-declining mammals and dung beetles : an impending ecological cascade. 481–487. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2008.17268.x>
- Nichols E, Larsen T, Spector S, et al (2007) Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: A quantitative literature review and meta-

- analysis. *Biol Conserv* 137:1–19. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.01.023>
- Nichols E, Spector S, Louzada J, et al (2008) Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biol Conserv* 141:1461–1474. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.011>
- Oksanen AJ, Blanchet FG, Friendly M, et al (2020) Package “vegan”. *Encycl Food Agric Ethics* 2.5-7:. https://doi.org/10.1007/978-94-024-1179-9_301576
- Ortiz AMD, Outhwaite CL, Dalin C, Newbold T (2020) A review of the interactions between biodiversity, agriculture, climate change, and international trade: research and policy priorities. *One Earth* 4:88–101. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.12.008>
- Picoli MCA, Rorato A, Leitão P, et al (2020) Impacts of public and private sector policies on soybean and pasture expansion in mato Grosso-Brazil from 2001 to 2017. *Land* 9:1–15. <https://doi.org/10.3390/land9010020>
- Rabelo RM, Bicca-Marques JC, Aragón S, Nelson BW (2017) Are fluvial islands “real” islands for arboreal mammals? Uncovering the effect of patch size under the species–area relationship. *J Biogeogr* 44:1802–1812. <https://doi.org/10.1111/jbi.13034>
- Randall Hughes A, Byrnes JE, Kimbro DL, Stachowicz JJ (2007) Reciprocal relationships and potential feedbacks between biodiversity and disturbance. *Ecol Lett* 10:849–864. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01075.x>
- Sánchez-Bayo F, Wyckhuys KAG (2019) Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biol Conserv* 232:8–27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>
- Sands B, Wall R (2017) Dung beetles reduce livestock gastrointestinal parasite availability on pasture. *J Appl Ecol* 54:1180–1189. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12821>
- Scholtz CH, Davis AL V., Kryger U (2009) Evolutionary biology and conservation of dung beetles

- Silva RJ, Diniz S, Vaz-DE-Mello FZ (2010) Habitat heterogeneity, richness and structure of assemblages of dung beetles (Scarabaeidae: Scarabaeinae) in areas of Cerrado in the Chapada dos Parecis, Mato Grosso state, Brazil. *Neotrop Entomol* 39:934–941. <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2010000600014>
- Silva RJ, Pelissari TD, Krinski D, et al (2017) Abrupt species loss of the Amazonian dung beetle in pastures adjacent to species-rich forests. *J Insect Conserv* 21:487–494. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-9988-9>
- Silva RJ, Storck-Tonon D, Vaz-de-Mello FZ (2016) Dung beetle (Coleoptera: Scarabaeinae) persistence in Amazonian forest fragments and adjacent pastures: biogeographic implications for alpha and beta diversity. *J Insect Conserv* 20:549–564. <https://doi.org/10.1007/s10841-016-9885-7>
- Slade EM, Riutta T, Roslin T, Tuomisto HL (2016) The role of dung beetles in reducing greenhouse gas emissions from cattle farming. *Sci Rep* 1–9. <https://doi.org/10.1038/srep18140>
- Song XP, Hansen MC, Potapov P, et al (2021) Massive soybean expansion in South America since 2000 and implications for conservation. *Nat Sustain* 4:784–792. <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00729-z>
- Takatori MMO, Gamarra RM, Faggioni GP, et al (2017) Uso de Geotecnologias na Análise Da Estrutura e Dinâmica Da Paisagem na Região Do Nabileque. *Geociências* 16:87–101
- Tarasov S, Génier F (2015) Innovative bayesian and parsimony phylogeny of dung beetles (coleoptera, scarabaeidae, scarabaeinae) enhanced by ontology-based partitioning of morphological characters. *PLoS One* 10:. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0116671>
- Tavares PD, Uzêda MC, dos Santos Pires A (2019) Biodiversity conservation in agricultural landscapes: The importance of the matrix. *Floresta e Ambient* 26:. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.066417>
- Tilman D (1996) Biodiversity: population versus ecosystem stability. *Ecology* 77:350–363. <https://doi.org/10.2307/2265614>

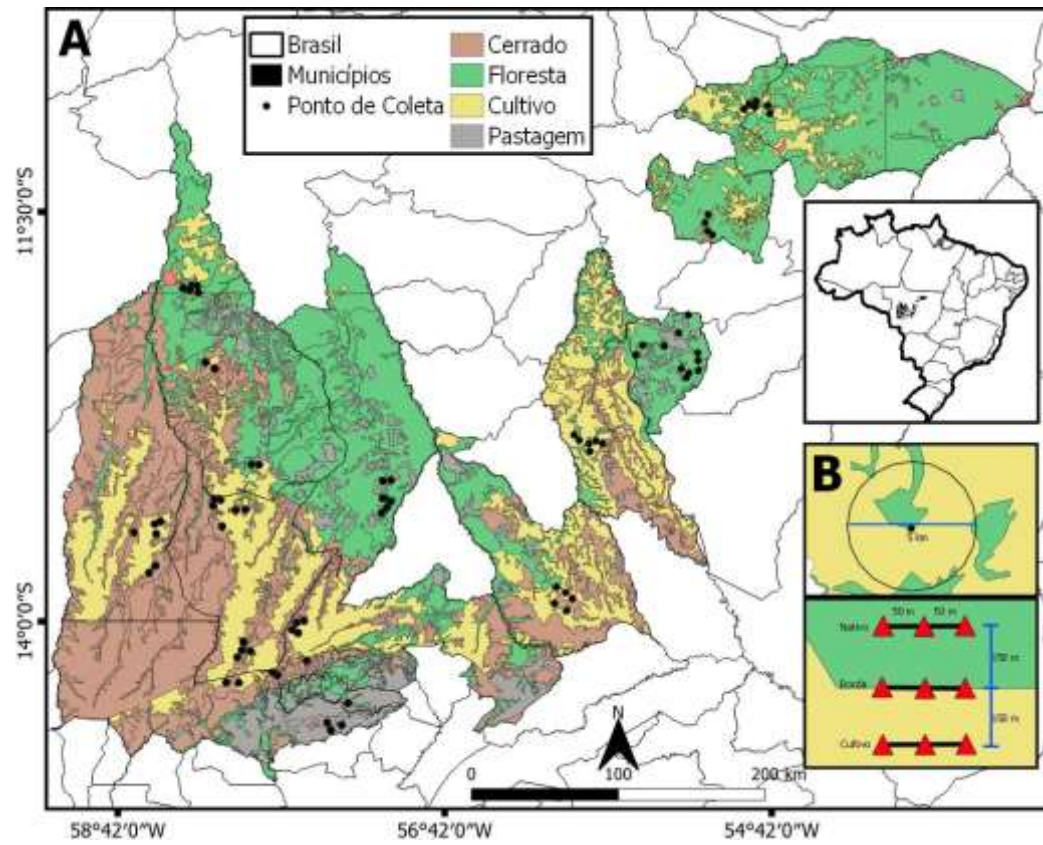
- Tokeshi M, Arakaki S (2012) Habitat complexity in aquatic systems: Fractals and beyond. *Hydrobiologia* 685:27–47. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0832-z>
- Wang Y, Ziv G, Adami M, et al (2019) Mapping tropical disturbed forests using multi-decadal 30 m optical satellite imagery. *Remote Sens Environ* 221:474–488. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.11.028>
- Watling JI, Arroyo-Rodríguez V, Pfeifer M, et al (2020) Support for the habitat amount hypothesis from a global synthesis of species density studies. *Ecol Lett* 23:674–681. <https://doi.org/10.1111/ele.13471>

Fig 1 (a) Localização da área de estudo e (b) desenho amostral para coleta de rolobostas em remanescentes de vegetação nativa e lavouras de soja adjacentes no Mato Grosso, Brasil

Fig 2 Padrões de similaridade da composição de espécies entre ambientes nas 74 paisagens agrícolas. Cada retângulo representa uma paisagem estudada. No gradiente de cor utilizado, tons de verde indicam menor similaridade (dissimilaridade) e vermelho maior similaridade

Fig 3 Padrão de dispersão dos coeficientes de similaridade de Bray-Curtis entre categorias de habitats na Amazônia, Cerrado e transição Amazônia-Cerrado

Fig 4 Coeficientes dos modelos GLMs. Círculo vermelho a variável é significativa. (a) Todos os biomas, (b) Amazônia, (c) Transição e (d) Cerrado. Pasto = quantidade de pastagem, Habitat = quantidade de habitat nativo, T_Cultivo = tempo de uso do solo como cultivo de soja e T_Pasto = tempo desde a última pastagem e NDVI = complexidade estrutural vertical da vegetação



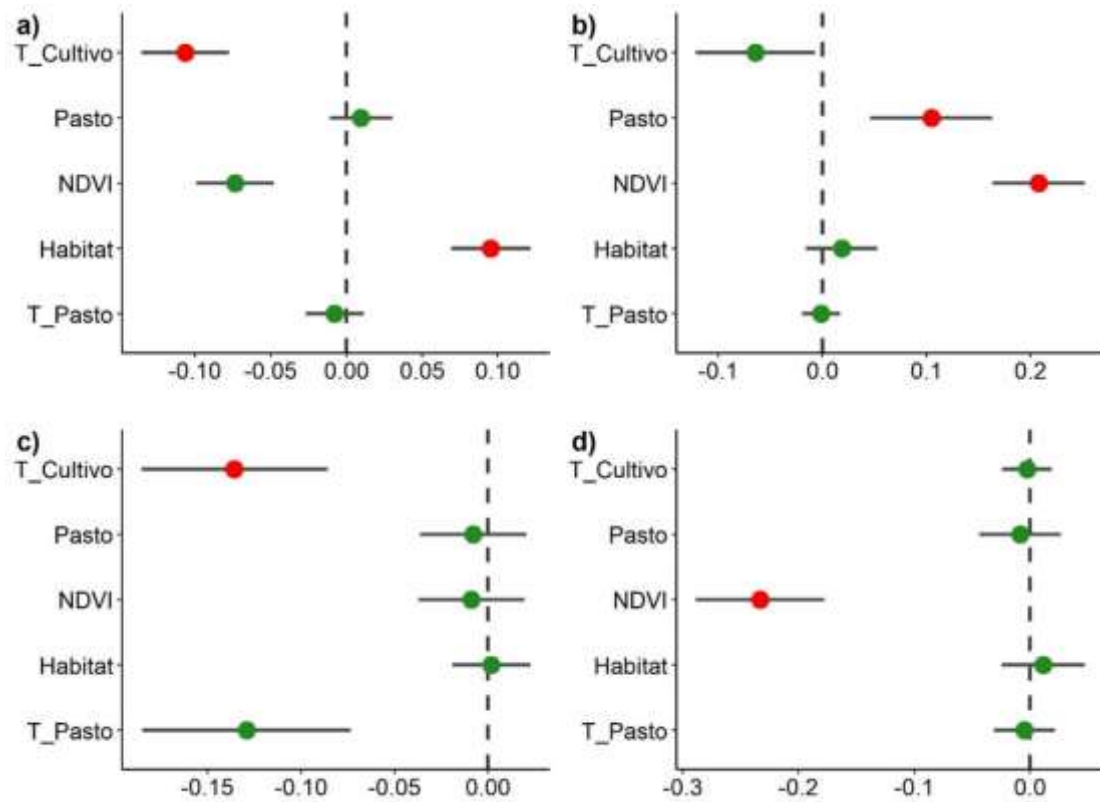
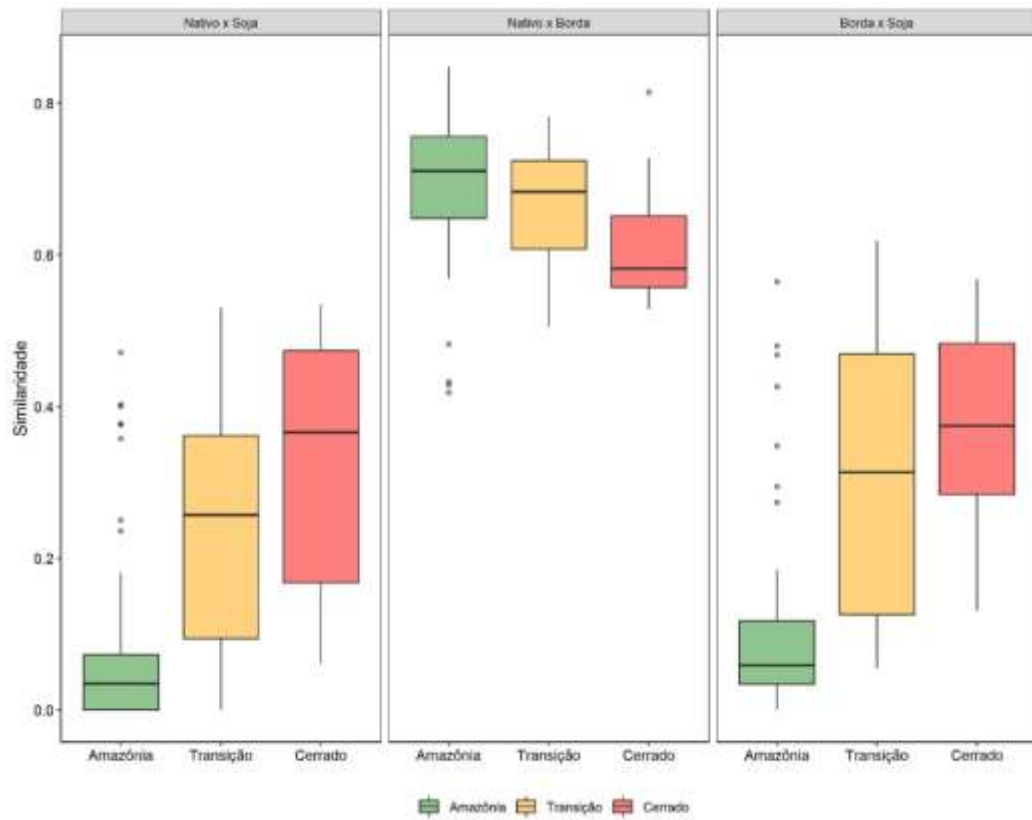


Tabela 1 Modelos GLMs para a similaridade da composição de espécies. Valor de p sublinhados representam que a variável foi estatisticamente significativa. Pasto = quantidade de pastagem, Habitat = quantidade de habitat nativo, T_Cultivo = tempo de uso do solo como cultivo de soja e T_Pasto = tempo desde a última pastagem, NDVI = complexidade estrutural vertical da vegetação e Riq_Nat = riqueza local de espécies do ambiente nativo

Assembleia	Sistema	Modelo	Estimativa	GL	F	Valor p
Geral	Nativo vs. Cultivo	T_Pasto	-0,008	72	20,1	<0,01
		NDVI	-0,936	71	27,2	<0,01
		Pasto	-0,002	70	3,8	0,05.
		Habitat	-	-	-	-
		T_Cultivo	-	-	-	-
		Riq_Nat	-	-	-	-
	Nativo vs. Borda	NDVI	0,223	72	4,1	<0,05
		Riq_Nat	0,001	71	1,2	0,26
		Habitat	0,003	70	0,2	0,61
		T_Pasto	0,001	69	0,5	0,45
		T_Cultivo	0,001	68	0,1	0,99
		Pasto	-	-	-	-
	Borda vs. Cultivo	T_Pasto	-0,008	72	20,9	<0,01
		NDVI	-1,091	71	37,6	<0,01
		Pasto	-0,002	70	3,2	0,07
		T_Cultivo	0,001	69	0,2	0,60
		Habitat	-	-	-	-
		Riq_Nat	-	-	-	-
Amazônia	Nativo vs. Cultivo	T_Cultivo	-0,003	32	2,31	0,13
		Pasto	-0,007	31	1,86	0,18
		T_Pasto	-	-	-	-
		Riq_Nat	-	-	-	-
		Habitat	-	-	-	-
		NDVI	-	-	-	-
	Nativo vs. Borda	T_Pasto	0,005	32	2,30	0,13
		T_Cultivo	-0,003	31	1,00	0,32
		Habitat	0,006	30	0,58	0,48
		NDVI	-	-	-	-
		Riq_Nat	-	-	-	-
		Pasto	-	-	-	-

	Borda vs. Cultivo	Habitat	-0,009	32	9,18	<0,01
		T_Cultivo	-0,001	31	3,61	0,06
		Pasto	0,001	30	0,43	0,51
		NDVI	-0,100	29	0,41	0,52
		T_Pasto	-	-	-	-
		Riq_Nat	-	-	-	-
Transição	Nativo vs. Cultivo	T_Pasto	-0,005	23	6,1	<0,05
		Habitat	0,004	22	0,3	0,56
		NDVI	-2,060	21	10,1	<0,01
		Pasto	0,037	20	5	<0,05
		Riq_Nat	0,007	19	0,99	0,33
		T_Cultivo	0,009	18	1,9	0,18
	Nativo vs. Borda	Riq_Nat	0,006	23	2,8	0,1
		T_Cultivo	0,006	22	3,5	0,07.
		T_Pasto	-0,002	21	0,1	0,7
		Pasto	-	-	-	-
		Habitat	-	-	-	-
		NDVI	-	-	-	-
	Borda vs. Cultivo	T_Pasto	-0,010	23	3,8	<0,05
		Habitat	-0,004	22	1,1	0,27
		NDVI	-2,559	21	10,2	<0,01
		Pasto	0,016	20	0,8	0,36
		T_Cultivo	-	-	-	-
		Riq_Nat	-	-	-	-
Cerrado	Nativo vs. Cultivo	NDVI	2,32	13	0,5	0,48
		Riq_Nat	0,02	12	8,9	<0,05
		Habitat	-0,003	11	2,2	0,16
		T_Cultivo	-	-	-	-
		Pasto	-	-	-	-
		T_Pasto	-	-	-	-
	Nativo vs. Borda	T_Pasto	0,022	13	1,4	0,25
		Pasto	-	-	-	-
		Habitat	-	-	-	-
		NDVI	-	-	-	-
		Riq_Nat	-	-	-	-
		T_Cultivo	-	-	-	-
	Borda vs. Cultivo	Pasto	-0,018	13	3,8	0,07
		T_Pasto	-	-	-	-
		Habitat	-	-	-	-
		NDVI	-	-	-	-

Riq_Nat	-	-	-	-
T_Cultivo	-	-	-	-

Tabela 2 Resultados dos GLMs para variáveis preditoras da riqueza local de espécies. Valores de p em negrito a variável foi significativa. Pasto = quantidade de pastagem, Habitat = quantidade de habitat nativo, T_Cultivo = tempo de uso do solo como cultivo de soja e T_Pasto = tempo desde a última pastagem e NDVI = complexidade estrutural vertical da vegetação

Bioma	Modelo	Estimativa	GL	Chi	Valor p
Geral	Habitat	0,005	72	21,2	<0,01
	NDVI	-0,848	71	3,7	0,05.
	T_Cultivo	-0,017	70	18	<0,01
	Pasto	0,002	69	1	0,3
	T_Pasto	-	-	-	-
Amazônia	NDVI	4,833	32	14,03	<0,01
	Pasto	0,006	31	11,7	<0,01
	T_Cultivo	-0,015	30	3,3	0,07.
	T_Pasto	-0,003	29	0,25	0,61
	Habitat	0,003	28	1,16	0,29
Transição	T_Pasto	-0,027	23	1,97	0,13
	T_Cultivo	-0,028	22	4,97	<0,05
	NDVI	-1,043	21	1,52	0,15
	Pasto	-	-	-	-
	Habitat	-	-	-	-
Cerrado	NDVI	-2,669	13	22,4	<0,01
	Habitat	0,004	12	1,3	0,25
	T_Pasto	-	-	-	-
	T_Cultivo	-	-	-	-
	Pasto	-	-	-	-

Material Suplementar

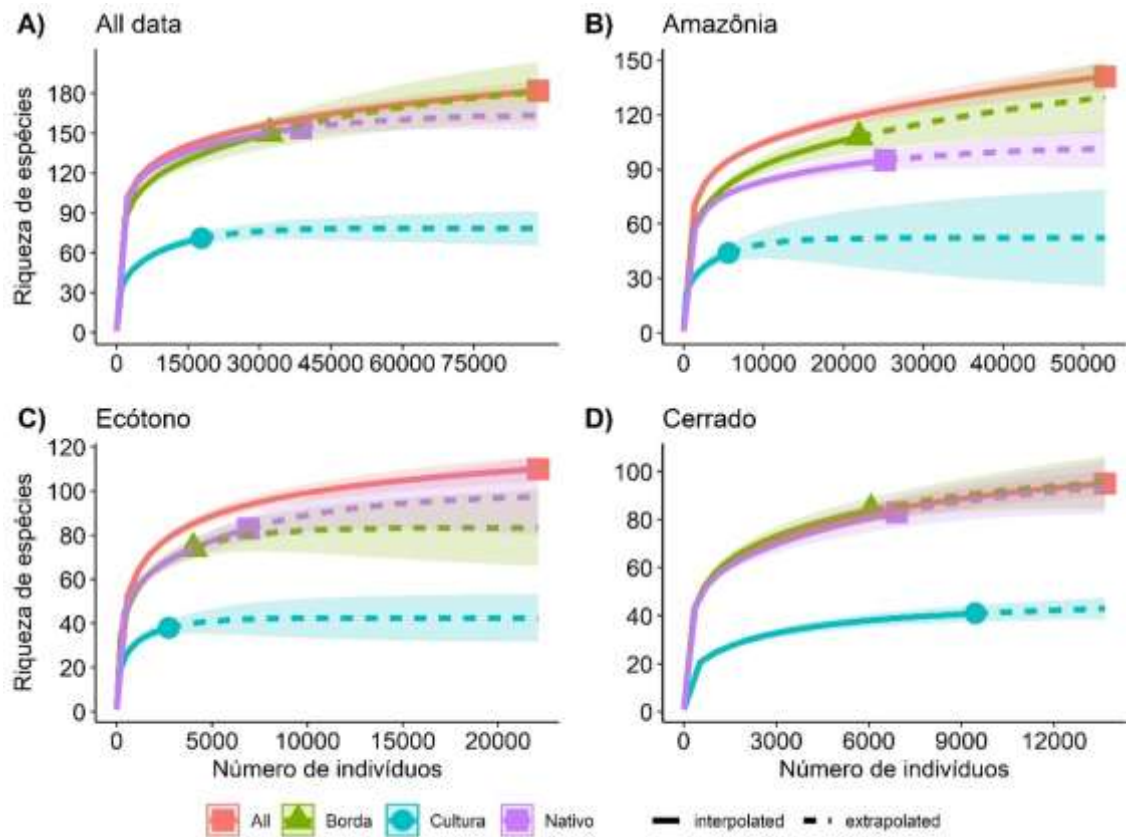


Fig S1 Curvas de rarefação e extrapolação baseadas em abundância de rola-bostas em remanescentes de vegetação nativa, borda dos remanescentes e cultivo de soja adjacente na Amazônia, Cerrado e Transição (transição Amazônia-Cerrado) no Mato Grosso, Centro-Oeste do Brasil

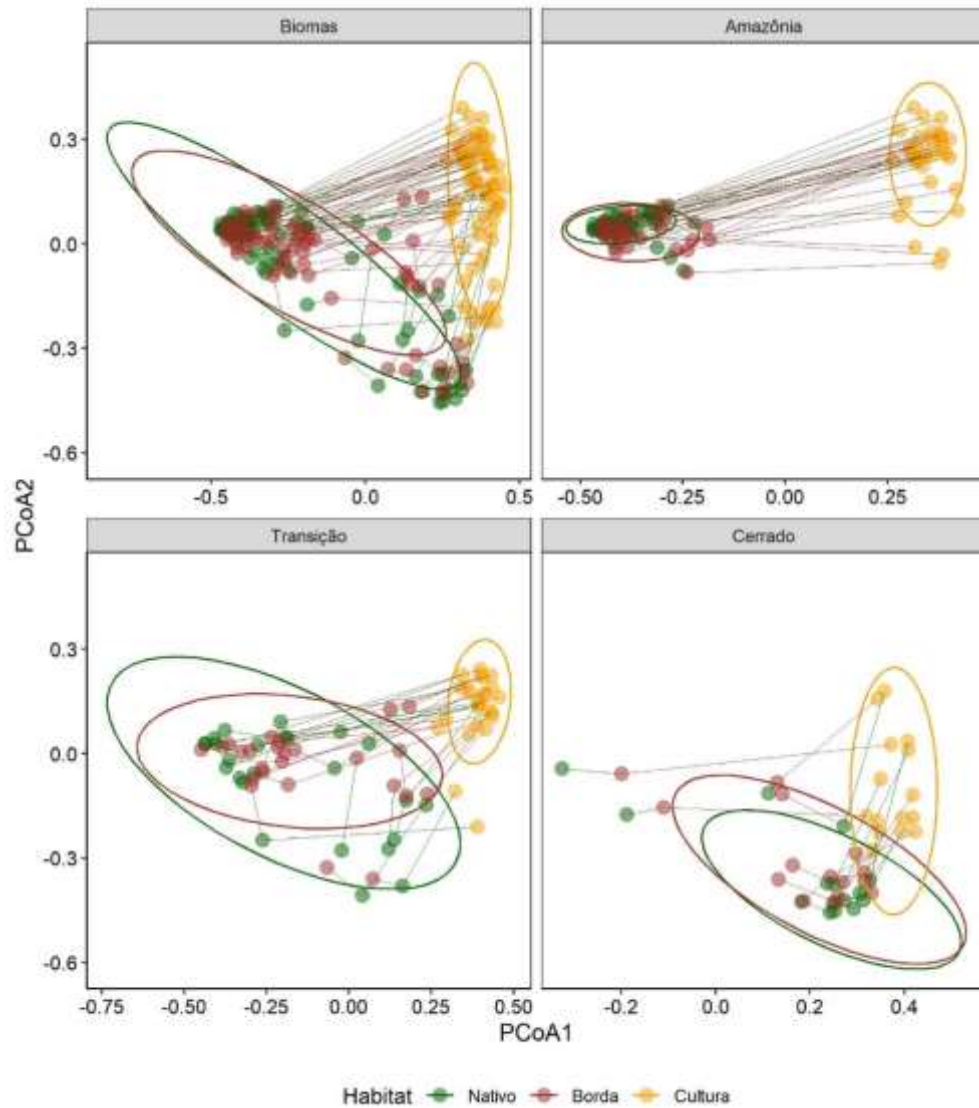


Fig S2 Análise de Coordenadas Principais (PCoAs) utilizando o índice de similaridade de Bray-Curtis para a composição de espécies de besouros rola-bostas entre habitats (Nativo, Borda e Cultivo) em diferentes paisagens agrícolas (Amazônia, Cerrado e Transição) no estado de Mato Grosso, Brasil. Linhas ligando os pontos representam habitats de uma mesma paisagem agrícola

Tabela S1 Lista de informações das variáveis explicativas utilizadas no estudo:

Habitat = Quantidade de habitat; Pasto = Quantidade de pastagem; NDVI = Complexidade estrutural vertical da vegetação; T_Cultivo = Tempo de uso do solo como cultivo; T_Pasto = Tempo desde a última pastagem

Ano	Local	Bioma	NDVI	T_Pasto	T_Cultivo	Pasto	Habitat
2017/2018	1	Amazônia	0,733774	3	3	22,1	66,3
2017/2018	2	Amazônia	0,71961	3	3	38,3	53,2
2017/2018	3	Amazônia	0,72148	3	3	41,7	50
2017/2018	4	Amazônia	0,707162	3	3	27,3	50,9
2017/2018	5	Transição	0,634845	8	8	0	7,5
2017/2018	6	Transição	0,522437	30	17	8,9	21,9
2017/2018	7	Transição	0,415061	30	18	0	22,7
2017/2018	8	Transição	0,68878	6	6	0	48,4
2017/2018	9	Transição	0,628762	13	13	0	49,1
2017/2018	10	Transição	0,656104	30	13	0	63,5
2017/2018	11	Amazônia	0,618449	30	12	9,2	68,1
2017/2018	12	Amazônia	0,633647	6	6	12,7	64,8
2017/2018	13	Amazônia	0,617219	4	4	4,8	77,1
2017/2018	14	Amazônia	0,659529	1	1	0,5	67,4
2017/2018	15	Amazônia	0,682275	12	12	0	52,2
2017/2018	16	Amazônia	0,691516	30	4	0	57,1
2017/2018	17	Amazônia	0,643059	4	4	17,3	27,4
2017/2018	18	Amazônia	0,67436	6	6	40,46	31,9
2017/2018	19	Amazônia	0,641551	11	11	30,5	22,2
2017/2018	20	Cerrado	0,439279	30	14	0	71,5
2017/2018	21	Cerrado	0,490273	30	15	0	49,1
2017/2018	22	Cerrado	0,564624	30	18	0	39,4
2017/2018	23	Cerrado	0,500475	30	6	0	48,2
2017/2018	24	Cerrado	0,427273	5	5	0	8,9
2017/2018	25	Cerrado	0,456367	30	15	6,1	25,6
2017/2018	26	Cerrado	0,648579	30	13	12,4	43,8
2017/2018	27	Transição	0,439117	30	18	0	41,8
2017/2018	28	Transição	0,603085	30	18	0	57,4
2017/2018	29	Transição	0,624637	30	19	0	13,4
2017/2018	30	Transição	0,635335	30	18	0	51,3
2017/2018	31	Cerrado	0,516314	30	14	0	27,4
2017/2018	32	Cerrado	0,603352	30	14	0	25,9
2017/2018	33	Cerrado	0,340544	30	17	0	30,1
2017/2018	34	Cerrado	0,372403	30	14	0	48,8
2017/2018	35	Cerrado	0,425746	30	14	0	37,1

2017/2018	36	Cerrado	0,57102	30	19	0	44,7
2017/2018	37	Cerrado	0,323541	30	14	0	43,7
2017/2018	38	Cerrado	0,412996	30	15	0	60,1
2017/2018	39	Transição	0,665576	30	5	0	76,2
2017/2018	40	Transição	0,661576	30	19	0	37,6
2017/2018	41	Transição	0,715026	30	5	0	57,2
2017/2018	42	Transição	0,693766	30	6	0	48,4
2017/2018	43	Amazônia	0,660817	3	3	58,6	12,3
2018	44	Amazônia	0,722197	8	8	0	37,6
2018	45	Amazônia	0,717997	1	1	22,3	26,3
2018	46	Amazônia	0,663594	3	3	0	43,1
2018	47	Amazônia	0,705037	3	3	0	34,7
2018	48	Amazônia	0,726173	12	12	0	68,5
2018	49	Amazônia	0,711574	16	16	0	56
2018	50	Amazônia	0,700079	9	9	0	46,4
2018	51	Amazônia	0,680115	9	9	0	68,1
2018	52	Amazônia	0,719502	12	12	0	58,1
2018	53	Amazônia	0,716839	30	13	0	34,4
2018	54	Amazônia	0,678647	30	12	0	57,2
2018	55	Amazônia	0,680721	30	12	0	42,5
2018	56	Amazônia	0,706395	30	14	0	41,8
2018	57	Amazônia	0,700494	30	15	0	29,9
2018	58	Amazônia	0,687834	30	15	0	39,4
2018	59	Amazônia	0,680348	18	18	0	43,1
2018	60	Amazônia	0,656138	7	7	9,1	31,2
2018	61	Amazônia	0,690102	12	12	0	44,6
2018	62	Amazônia	0,704637	4	4	0	40,3
2018	63	Transição	0,68879	30	14	0	29,2
2018	64	Transição	0,68195	30	19	0	13,2
2018	65	Transição	0,660615	30	19	0	12,4
2018	66	Transição	0,674905	30	19	0	18,8
2018	67	Transição	0,661026	30	19	0	19,7
2018	68	Transição	0,531749	30	19	0	15,5
2018	69	Transição	0,513542	30	19	0	26,7
2018	70	Transição	0,668385	30	14	0	20,4
2018	71	Transição	0,673898	15	15	0	32,2
2018	72	Transição	0,677802	5	5	0	56,6
2018	73	Transição	0,669882	30	13	0	33,5
2018	74	Transição	0,528748	14	14	0	32,5

Tabela S2 Lista de composição das espécies de rola-bostas coletamos em diferentes paisagens agrícolas no Mato Grosso, Centro-Oeste do Brasil

Espécies	Bioma									
	Amazônia			Cerrado			Transição			Total
	Borda	Cultura	Nativ o	Borda	Cultura	Nativ o	Borda	Cultura	Nativ o	
<i>Anomiopus</i> sp.1			1							1
<i>Ateuchus</i> aff. <i>carbonarius</i>		2								2
<i>Ateuchus</i> aff. <i>latus</i>	5		8							13
<i>Ateuchus</i> aff. <i>ovalis</i>				3		12				15
<i>Ateuchus</i> aff. <i>pygidialis</i> 1	11		33	8		35	16		37	140
<i>Ateuchus</i> aff. <i>pygidialis</i> 2	44		55	10		20	29	3	35	196
<i>Ateuchus</i> aff. <i>pygidialis</i> 3				46	43	192		5		286
<i>Ateuchus</i> sp.1	1		2							3
<i>Ateuchus</i> sp.2	46		179							225
<i>Ateuchus</i> sp.3	64		55							119
<i>Ateuchus striatulus</i>	4	13	21							38
<i>Ateuchus substriatus</i>	105		144				10			259
<i>Ateuchus vividus</i>				7	26	43	22	77	21	196
<i>Besourengea horacioi</i>	37		109							146
<i>Besourengea minutus</i>		1		19	4	143				167
<i>Besourengea</i> sp.1				8		105		2		115
<i>Canthidium</i> aff. <i>dohrni</i>	1									1
<i>Canthidium</i> aff. <i>hyla</i> 1		1		20	41	13				75
<i>Canthidium</i> aff. <i>hyla</i> 2		2			1	1				4
<i>Canthidium</i> aff. <i>impressum</i>	1	2		5		1	1	2	2	14
<i>Canthidium</i> aff. <i>melanocephalum</i>	484		277	27		69	170		61	1088
<i>Canthidium</i> aff. <i>orbiculatum</i>	274		210						12	496

<i>Canthidium aff. viride</i>	3	129		77	29	147		3		388
<i>Canthidium barbaticum</i>	7	59	2	1237	310	2462	191	87	451	4806
<i>Canthidium humerale</i>		2					1			3
<i>Canthidium multipunctatum</i>		1		6		56	2	7	19	91
<i>Canthidium sladeni</i>				115	6	421	3		24	569
<i>Canthidium sp.1</i>			52							52
<i>Canthidium sp.10</i>	28		39				8		8	83
<i>Canthidium sp.11</i>	361		345	57		47	32		14	856
<i>Canthidium sp.12</i>	1									1
<i>Canthidium sp.13</i>	13	1	20				16		15	65
<i>Canthidium sp.14</i>	1									1
<i>Canthidium sp.15</i>								1		1
<i>Canthidium sp.16</i>	39		33							72
<i>Canthidium sp.2</i>			39							39
<i>Canthidium sp.3</i>	11		13				2		5	31
<i>Canthidium sp.4</i>						1				1
<i>Canthidium sp.5</i>	144		125	4		12	35		64	384
<i>Canthidium sp.6</i>	5	26	6	4	2	8				51
<i>Canthidium sp.7</i>	1		8						7	16
<i>Canthidium sp.8</i>			2							2
<i>Canthidium sp.9</i>				2				5		7
<i>Canthidium stofeli</i>			1							1
<i>Canthidium sulcatum</i>									1	1
<i>Canthon aff. brunneus</i>			10							10
<i>Canthon aff. rufoceruleus</i>	49		3							52
<i>Canthon aff. simulans</i>	1	8					6		18	33
<i>Canthon arriagadai</i>		14				1		1		16
<i>Canthon bimaculatus</i>	1012		1393							2405
<i>Canthon cinctellus</i>		2				1				3
<i>Canthon conformis</i>	21	85	2	12		2	57		18	197

<i>Deltochilum enceladus</i>	29		54							83
<i>Deltochilum orbiculare</i>	195		376			1	109		141	822
<i>Deltochilum orbigny</i>										
<i>amazonicum</i>	3		2						1	6
<i>Deltochilum parsi</i>			1							1
<i>Deltochilum pseudoicarus</i>				1		2				3
<i>Deltochilum sp.1</i>	2		4	60		70	34		35	205
<i>Deltochilum sp.2</i>	2		1						7	10
<i>Deltochilum sp.3</i>	15		15	11		12	18		26	97
<i>Deltochilum sp.4</i>			1						1	2
<i>Deltorhinum kempffmercadoi</i>						2				2
<i>Dendropaemon ater</i>	1									1
<i>Dendropaemon haroldi</i>									2	2
<i>Diabroctis mimas</i>						1		3	2	6
<i>Diabroctis mirabilis</i>				1	1	11		1	2	16
<i>Dichotomius aff. batesi</i>	900		1027				345		244	2516
<i>Dichotomius aff. cuprinus</i>	362	137	647				12		3	1161
<i>Dichotomius aff. lucasi 1</i>	835		820	137	1	99	1103		679	3674
<i>Dichotomius aff. lucasi 2</i>	113		65			2	5			185
<i>Dichotomius aff. semiaeneus</i>				5	17					22
<i>Dichotomius bitiensis</i>				1						1
<i>Dichotomius bos</i>	6	38	11	3	6	3	22	72	18	179
<i>Dichotomius lycas</i>				78	4	113	48	4	88	335
<i>Dichotomius mamillatus</i>	46		38						3	87
<i>Dichotomius melzeri</i>	196	7	164	2		1	94		74	538
<i>Dichotomius nimuendaju</i>	1		1							2
<i>Dichotomius nesus</i>	2	36		79	455	77	135	1129	83	1996
<i>Dichotomius opacus</i>	111	1	210	1			8		3	334
<i>Dichotomius parsi</i>									2	2
<i>Dichotomius pelamon</i>	4		6							10

<i>Dichotomius robustus</i>	1								1
<i>Dichotomius</i> sp.1	1								1
<i>Dichotomius</i> sp.2		3						1	4
<i>Dichotomius</i> sp.3	2					6		10	18
<i>Dichotomius</i> sp.4	1								1
<i>Dichotomius</i> sp.5		1				1		6	8
<i>Dichotomius</i> sp.6	4	2				6			12
<i>Dichotomius worontzowi</i>	155	114	27		9	252		263	820
<i>Digitonthophagus gazella</i>		5			2		16		23
<i>Eurysternus atrosericus</i>	281	345	1		13	99		73	812
<i>Eurysternus caribaeus</i>	1294	973	123	2	61	585		473	3511
<i>Eurysternus foedus</i>	52	61	2			12		17	144
<i>Eurysternus hamaticollis</i>	164	188							352
<i>Eurysternus harlequin</i>	45	34	1			1		2	83
<i>Eurysternus howdeni</i>	13	10				1		1	25
<i>Eurysternus hypocrita</i>	3	17				19		19	58
<i>Eurysternus jessopi</i>	1	1							2
<i>Eurysternus nigrovirens</i>			130		209	222	1	354	916
<i>Eurysternus uniformis</i>	78	108				1		1	188
<i>Eurysternus ventricosus</i>	17	15	1		1			5	39
<i>Eurysternus wittmerorum</i>	3465	4336				28		46	7875
<i>Eutrichillum hirsutum</i>	5	10	6	12	36	1	18		88
<i>Genieridium bidens</i>	1	117	21	874	99	131	3990	62	5295
<i>Genieridium cryptops</i>		1	26	4	142	4	4	29	210
<i>Isocopris foveolatus</i>			8		12	1	1		22
<i>Isocopris hypocrita</i>			5		3				8
<i>Isocopris imitator</i>	27	37			1	2		13	80
<i>Isocopris nitidus</i>		2							2
<i>Isocopris tarsalis</i>			1				2	3	6
<i>Leotrichillum</i> sp.1			35	3	329				367

<i>Malagoniella aeneicollis</i>				2	2	27				31
<i>Ontherus</i> aff. <i>edentulus</i>	1						1			2
<i>Ontherus</i> aff. <i>lichyi</i>							1			1
<i>Ontherus appendiculatus</i>	7	583	11	95	80	54	396	1676	165	3067
<i>Ontherus azteca</i>	29	1	16	45		19	17		23	150
<i>Ontherus dentatus</i>				443	6	479	1	17	3	949
<i>Ontherus ulcopygus</i>	1									1
<i>Onthophagus</i> aff. <i>acuminatus</i>			2							2
<i>Onthophagus</i> aff. <i>buculus</i>	5	335		54	101	213	22	147	13	890
<i>Onthophagus</i> aff. <i>onorei</i>	1754	1	2927				60		320	5062
<i>Onthophagus</i> aff. <i>rubescens</i>	5073	2	5082	10		11	11		72	10261
<i>Onthophagus buculus</i>	1	40		2	4		2	33	4	86
<i>Onthophagus onthochromus</i>	47		104	6		2	18		27	204
<i>Onthophagus osculatii</i>	1133	5	2530	6		26	260		709	4669
<i>Onthophagus ptox</i>	173	565	14	401	282	155	192	479	77	2338
<i>Onthophagus</i> sp.1		69		4	7	12	2	81	11	186
<i>Onthophagus</i> sp.2	1									1
<i>Oxysternon conspicillatum</i>	4		11						1	16
<i>Oxysternon curvispinum</i>	5			6		1	5		3	20
<i>Oxysternon macleayi</i>	1299		997				562		407	3265
<i>Oxysternon oberthuri</i>			2							2
<i>Oxysternon palemo</i>				217	87	271	318	62	681	1636
<i>Oxysternon silenus</i>	133		78	1			28		57	297
<i>Phanaeus bispinus</i>	3		2			1	3		5	14
<i>Phanaeus chalcomelas</i>	18		19			2	1		6	46
<i>Phanaeus kirbyi</i>					6	1	2	8	7	24
<i>Phanaeus palaeno</i>		10	2	77	55	69	27	95	94	429
<i>Phanaeus sororibispinus</i>	4		1	2		3	35		58	103
<i>Pseudocanthon xanthurus</i>		550		2	1			10		563
<i>Scybalocanthon aereus</i>							2			2

<i>Scybalocanthon uniplagiatus</i>	216		59			1				276
<i>Sulcophanaeus faunus</i>	4		13				2		3	22
<i>Sylvicanthon attenboroughi</i>	132		118				7		12	269
<i>Sylvicanthon candezei</i>	23		20	1			4		9	57
<i>Sylvicanthon proseni</i>	76		50							126
<i>Trichillum adjunctum</i>							1	1		2
<i>Trichillum aff. arrowi</i>				2		15				17
<i>Trichillum externepunctatum</i>	13	1977	11	50	234	82	122	1166	54	3709
<i>Uroxys</i> sp.1	31	1	8				1			41
<i>Uroxys</i> sp.2				1		5				6
<i>Uroxys</i> sp.3	1									1
<i>Uroxys</i> sp.4	11			14		69				94
Total	23089	5972	25612	4015	2734	6900	6070	9453	6578	90423

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O desenvolvimento do estudo “Resposta da comunidade de Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) em plantação de soja (*Glycine max* L.): efeitos de variáveis de paisagem e de histórico de uso do solo” teve como objetivo investigar como as comunidades de rola-bostas em cultivos de soja na Amazônia, Cerrado e Transição (transição Amazônia-Cerrado) no estado de Mato Grosso estão estruturadas, bem como os fatores que as afetam.

As espécies mais abundantes e com maior frequência de ocorrência em cultivos de soja são besouros rola-bostas amplamente distribuídos em florestas secas (Cerrado, Pantanal e Caatinga) no Brasil, nos quais são também frequentemente coletados em elevado número de indivíduos em ambientes antropizados, como por exemplo, em campos de pastagem usados para a pecuária bovina e ecossistemas urbanos. Isso pode indicar que os cultivos apresentam uma comunidade de rola-bosta relativamente bem estruturada e, potencialmente, de elevada importância para o funcionamento desse agroecossistema.

A manutenção e a conservação de remanescentes de vegetação nativa, como nossas as áreas de reserva legal, são indispensáveis para espécies sensíveis, sendo que independentemente do tipo de vegetação a maioria dos rola-bostas não são capazes de se dispersar ou colonizar ambientes de cultivos de soja. Esse padrão é um tanto claro, mesmo em relação aos ambientes de borda, pois cultivos de soja demonstram manter uma comunidade distinta.

Além disso, nossos resultados mostram que quanto mais rico em espécies são os remanescentes de vegetação nativa maior é a similaridade da composição de espécies entre cultivos de soja e ambientes nativos e de borda. Por outro lado, os resultados também indicam uma maior capacidade das espécies da comunidade de rola-bostas em paisagem no Cerrado, onde encontramos uma maior proporção de espécies que potencialmente conseguem utilizar tanto ambientes nativos, quanto ambientes de cultivos de soja (generalistas de habitats).

Dessa maneira, este estudo pode ter implicações mais amplas para a conservação da biodiversidade em agroecossistemas, onde fornecemos evidências de como as comunidades de besouros rola-bostas em diferentes tipos de vegetação (Amazônia, Cerrado e transição Amazônia-Cerrado) estão respondendo às novas condições da paisagem.