



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA



Dissertação de Mestrado

Efeito da conversão de áreas campestres em cultivos de soja sobre
a comunidade de Coleoptera no Pampa

Aline Gonçalves Soares

Porto Alegre, fevereiro de 2020

Efeito da conversão de áreas campestres em cultivos de soja sobre a
comunidade de Coleoptera no Pampa

Aline Gonçalves Soares

Dissertação de Mestrado apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Instituto
de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande
do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do
título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Gerhard Ernst Overbeck

Comissão Examinadora

Dr. Pedro Giovâni da Silva (UFMG)

Prof^ª. Dr^ª. Letícia Maria Vieira (UFLA)

Prof^ª. Dr^ª. Sandra Maria Hartz (UFRGS)

Porto Alegre, fevereiro de 2020

CIP - Catalogação na Publicação

Gonçalves Soares, Aline
Efeito da conversão de áreas campestres em culturas
de soja sobre a diversidade de Coleoptera no Pampa /
Aline Gonçalves Soares. -- 2020.
61 f.
Orientador: Gerhard Ernst Overbeck.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do
Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências, Programa
de Pós-Graduação em Ecologia, Porto Alegre, BR-RS,
2020.

1. Biodiversidade. 2. Besouros. 3. Ecossistemas
campestres. 4. Agroecossistemas. I. Ernst Overbeck,
Gerhard, orient. II. Título.

AGRADECIMENTOS

A CAPES pela bolsa de mestrado, ao CNPq pelo financiamento do projeto (MCTI/CNPq N° 20/2017 – Nexus II) e ao PPG-Ecologia UFRGS pelo suporte e acolhimento.

Ao meu orientador, Prof. Gerhard Overbeck, por aceitar orientar uma aluna sem conhecimentos em botânica e com enfoque em coleópteros, além de todos os ensinamentos e contribuições para este trabalho.

Ao meu co-orientador informal, Dr. Luciano Moura, pelo incentivo e por todas as conversas e trocas de ideias que com certeza contribuíram muito para meu crescimento profissional.

Aos colegas e amigos do LEVCamp que me acolheram desde o início desse processo, obrigada pelo companheirismo.

A todos que contribuíram de alguma forma nesse período do mestrado, em especial àqueles que participaram das expedições a campo comigo, obrigada.

SUMÁRIO

Índice de Tabelas	2
Índice de figuras	3
Resumo	4
Abstract	5
Introdução geral	6
Referências	112
Artigo. Respostas de comunidades de besouros no sul do Brasil à conversão de campos nativos em cultivos de soja	178
Resumo.....	20
Introdução	21
Métodos.....	24
Resultados	29
Discussão.....	34
Agradecimentos.....	42
Referências.....	43
Material Suplementar	53
Considerações finais	61

Índice de tabelas

Artigo

Tab. 1 Melhores modelos selecionados (GLM) com $AICc \leq 2$, para cada variável resposta analisada em <i>pitfall</i> e rede de varredura. Distribuição utilizada: Binomial negativa.....	31
Tab. 2 Modelos selecionados (GLM) para análise das guildas tróficas em rede de varredura e <i>pitfall</i> , com $\Delta AICc \leq 2$. Distribuição utilizada: Gaussiana.....	32
Tab. 3 Espécies indicadoras de áreas campestres e culturas de soja em ambos métodos de amostragem.....	33

Material Suplementar

Tab. S1 Lista das espécies de besouros amostrados por armadilhas de queda (<i>pitfall trap</i>) e classificação com base nas guildas tróficas (Marinoni et al. 2001), com o respectivo número de indivíduos coletados nas diferentes distâncias (10, 125 e 250 metros) em campos nativos e plantações convencionais de soja, Rio Grande do Sul, Brasil.....	53
Tab. S2 Lista das espécies de besouros amostrados por rede de varredura (<i>sweep net</i>) e classificação com base nas guildas tróficas (Marinoni et al. 2001), com o respectivo número de indivíduos coletados nas diferentes distâncias (10, 125 e 250 metros) em campos nativos e plantações convencionais de soja, Rio Grande do Sul, Brasil	58

Índice de figuras

Artigo

Fig. 1 Delineamento amostral. A Transectos adjacentes separados por uma cerca, cada parcela está distante da cerca em 10m, 125m e 250m em cada hábitat. B Em cada parcela foram aplicados os métodos de coleta de rede de varredura (sweep net), e instaladas cinco armadilhas do tipo pitfall trap (círculos cinzas), três parcelas de biomassa da vegetação coletadas (quadrados verdes) e informações sobre os grupos funcionais da vegetação (traços azuis). C1 Área de soja. C2 Limite Soja-Campo nativo. C3 Área de campo nativo. D1 Armadilha pitfall trap. D2 Rede de varredura (sweep net). D3 Coleta biomassa **25**

Fig. 2 Abundância, riqueza observada e riqueza estimada de besouros entre áreas de campo nativo (branco) e cultura de soja (cinza) com respectivo valor de p. Linhas na horizontal dentro do boxplot representam a mediana, pontos representam outliers. **30**

Fig. 3 Análise de coordenadas principais (PCoA) da composição de besouros baseado na similaridade de Bray–Curtis e Adonis comparando áreas de cultivo de soja (cinza) e campo nativo (preto) utilizando o método *pitfall* (a) e rede de varredura (b). Triângulos representam o sítio Aceguá, quadrados o sítio Jari e círculos Alegrete. **32**

Fig. 4 Regressões lineares significativas entre as guildas tróficas de solo e as formas de vida vegetal. **34**

Fig. 5 Regressões lineares significativas entre as guildas tróficas da vegetação e as formas de vida vegetal. **34**

Resumo

A conversão de ecossistemas campestres em monoculturas é uma das principais ameaças à biodiversidade da atualidade. Apesar de alguns estudos recentes, o impacto dessas mudanças sobre diferentes grupos de organismos ainda é pouco compreendido nos campos do sul do Brasil. Os besouros são considerados indicadores ambientais, em razão da sua importância ecológica e da rápida resposta às mudanças nos ambientes. Este estudo teve como objetivo analisar, observando parâmetros das comunidades de besouros, os efeitos da conversão de campos nativos em cultivos de soja nos campos do Pampa. Selecionamos três sítios campestres no bioma Pampa, cada um contendo três blocos compostos por lavoura e campo nativo sob pastejo. Também avaliamos se haveria efeito de borda sobre as comunidades de besouros. A amostragem foi realizada com armadilhas de queda e rede de varredura, no período de floração da soja, utilizando parcelas a diferentes distâncias da borda. Observamos que a riqueza e abundância dos besouros coletados na vegetação diminuíram nas áreas agrícolas, mas não houve diferenças para os besouros de solo. Já a composição de espécies foi diferente entre os habitats nos dois extratos, com maior proporção de espécies oportunistas na soja. Não encontramos respostas que indiquem efeito de borda, sugerindo que a drástica mudança entre habitats é o principal fator selecionando as comunidades. Também observamos influência do tamanho das áreas sobre a riqueza das espécies de solo. Nossos resultados indicam que a simplificação do habitat é o fator determinante sobre a estrutura da comunidade de besouros. A menor variedade de recursos resultantes da conversão, juntamente com o manejo agrícola, cria uma barreira entre os habitats, impossibilitando a ocorrência de espécies campestres dependentes de ambientes mais complexos.

Palavras-chave: Biodiversidade, Besouros, Ecossistemas campestres, Agroecossistemas.

Abstract

The conversion of grasslands to arable land is a major cause of global biodiversity decline. Despite some recent studies, the impact of these changes on different groups of organisms is still poorly understood in the South Brazilian grasslands. Beetles are considered environmental indicators, due to their ecological importance and the rapid response to changes in environments. We investigated the effects of the conversion of grasslands to soybean crops in the Brazilian Pampa region on different parameters of the beetle communities. Three sites were selected, each containing three blocks composed of adjacent soybean crops and grazed grasslands. We also assessed whether there was an edge effect on the beetle community. The sampling was carried out with pitfall traps and sweep net, during the period of soybean flowering, using plots at different distances from the edge. We observed a reduction richness and abundance of vegetation beetles on croplands, but there were no differences for beetles collected on the ground. The species composition was different between habitats in the two extracts, with a higher proportion of opportunistic species in soybean crops. We found no edge effect, suggesting that the drastic change between habitats is the main factor in selecting communities. We also observed the influence of patch size on the richness of the species on the ground. Our results indicate that the main factor in structuring the beetle community is the simplification of the habitat. The smaller range of resources resulting from conversion and from management activities of croplands creates a barrier between habitats and leads to conditions that are unfavorable for grassland species that depend on more complex environments.

Keywords: Biodiversity, Beetles, Grasslands, Agroecosystems.

Introdução geral

O aumento da conversão de áreas naturais em monoculturas em razão da demanda crescente por alimentos e energia é uma das principais ameaças globais à diversidade (Foley et al. 2005; Hendrickx et al. 2007; Attwood et al. 2008; Lange et al. 2011; Newbold et al. 2015). Atualmente, cerca de 75% da área terrestre está sob uso antrópico e, mesmo que essas atividades diminuam substancialmente ou que o uso da terra se torne mais eficiente, as mudanças causadas na biodiversidade já são irreversíveis (Ellis 2011).

Os campos estão entre os habitats mais ricos em espécies do mundo, cobrindo cerca de 40% da superfície terrestre (Wilson et al. 2012). Além da elevada importância ecológica em virtude da alta biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos, muitas áreas campestres têm também alto valor econômico por serem utilizadas na produção de alimentos e como forrageio para o gado, como, por exemplo, na parte subtropical da América do Sul (Nabinger et al. 2009).

Apesar da sua relevância, atividades antrópicas colocam os campos entre os ecossistemas mais ameaçados atualmente (Oliveira et al. 2017). O bioma Pampa tem sido negligenciado em termos de conservação da biodiversidade e dos seus serviços ecossistêmicos (Overbeck et al. 2007, 2015), e vem sofrendo diversas conversões de suas áreas naturais para a agricultura, principalmente soja e arroz (Andrade et al. 2015; Silveira et al. 2017; Oliveira et al. 2017). Em um período de quinze anos, entre os anos 2000 e 2015, a área plantada com soja aumentou 73,7% em todo o Rio Grande do Sul. Entretanto, se considerarmos somente o Pampa, o aumento da área cultivada com soja foi de 188,5% no mesmo período. No município de Aceguá, por exemplo, a área plantada aumentou 1.150% nesse período, e aproximadamente 7,4% desse aumento ocorreu em áreas de campo nativo (Kuplich et al. 2018).

As atividades agrícolas provocam diversas alterações nas características bióticas e abióticas dos ecossistemas naturais, resultando em mudanças na composição e na estrutura das comunidades (Barlow et al. 2007; Geiger et al. 2010). Como também impactam processos ao nível do ecossistema (Leidinger et al. 2017), as mudanças na biodiversidade ameaçam o fornecimento de diversos serviços ecossistêmicos, como estoque de carbono no solo, habitat para polinizadores e controle da erosão (Andrade et al. 2015; Oliver et al. 2015). Tradicionalmente, a produção pecuária no Pampa está associada à conservação das características dos campos nativos, principalmente por impedir a dominância de espécies vegetais, contribuindo para a manutenção da diversidade vegetal (Overbeck et al. 2007). O estabelecimento de um manejo sustentável dos ecossistemas campestres é fundamental para que seja possível viabilizar a conservação da biodiversidade e promover a manutenção dos serviços ecossistêmicos. Para que isso ocorra, é essencial entender como as monoculturas afetam a biodiversidade, para possibilitar a definição de ações de conservação.

Uma das consequências imediatas da conversão de áreas naturais em monoculturas é a formação de manchas menores e o aumento das áreas de borda entre paisagens, expondo os campos nativos remanescentes aos efeitos das vegetações adjacentes (Fahrig 2013). Efeitos de borda ocorrem quando as condições bióticas e abióticas mudam ao longo da transição entre dois habitats, afetando a biodiversidade e a funcionalidade do ecossistema em ambos os habitats, modificando a composição, estrutura ou função perto da borda, em comparação com o ecossistema em qualquer lado da borda (Murcia 1995; Harper et al. 2005). Estes efeitos são amplamente estudados em diferentes biomas e organismos. Entretanto, mesmo que ecossistemas campestres sejam de alta relevância para a conservação da biodiversidade, os efeitos de borda sobre as

comunidades desses ecossistemas têm sido pouco estudados quando comparados aos efeitos nas comunidades florestais (Ries et al. 2017).

As bordas de habitats podem alterar as condições abióticas, como mudanças no microclima e disponibilidade de nutrientes, e influenciar diversos processos das comunidades, como taxas de dispersão, interações entre espécies e composição da comunidade em habitats adjacentes (Murcia 1995; Ries et al. 2004; Harper et al. 2005; Laurance 2008; Magura et al. 2017). Os mecanismos responsáveis por tais efeitos podem ser classificados em fluxos ecológicos, distribuição heterogênea de recursos e acesso a recursos localizados em diferentes lados da borda, e restrições de movimento dos organismos (Cadenasso et al. 2003; Ries et al. 2004; Prevedello et al. 2013).

Os efeitos de borda diferem entre grupos taxonômicos, e alguns fatores permitem fazer previsões de como determinado grupo vai reagir (Barbaro and Van Halder 2009; Delgado et al. 2013). O movimento de organismos através das bordas é um processo importante na estruturação das comunidades, e pode afetar até mesmo organismos pequenos (Fahrig 2003; Scheneider et al. 2013; Caitano et al. 2020). Espécies de solo podem ter sua dispersão limitada por alterações da umidade, temperatura, quantidade de solo exposto (Robinson et al. 2018), enquanto que espécies que se dispersam pelo ar são afetadas pela temperatura do ar e velocidade do vento (Kearney et al. 2010). Além disso, espécies que habitam o centro do habitat podem ser afetadas pelos efeitos de borda, pois estes podem penetrar longas distâncias (>1 km) nos habitats adjacentes, o que coloca estas espécies em risco de extinção local nos habitats fragmentados (Ewers and Didham 2008). Assim, um melhor entendimento de como as bordas afetam os organismos presentes nesses habitats fragmentados pode auxiliar na conservação dessas áreas.

Os artrópodes de campo possuem adaptações a ecossistemas campestres e demonstram características como oportunismo e respostas rápidas a perturbações (Morris

et al. 2001). Os besouros, um grupo dentro dos artrópodos, formam o grupo mais diversificado do Reino Animal, representando cerca de 25% (350.000–400.000 táxons) de todas as espécies descritas (Hammond, 1992), e avaliações recentes estimaram que existam, globalmente, cerca de 1,5 milhão de espécies (Stork 2018). Estes insetos possuem hábitos alimentares diversos e são importantes em diversos processos ecológicos, como controle de pragas e parasitos, ciclagem de nutrientes, dispersão secundária de sementes e aeração e fertilidade do solo (Cole et al. 2002; Nichols et al. 2008). Como respondem rapidamente às mudanças ambientais, são frequentemente utilizados como indicadores biológicos (Audino et al. 2014; Hanson et al. 2016; Rusch et al. 2016), e também, pela sua versatilidade, são excelentes modelos para avaliar como as bordas afetam os traços biofísicos e comportamentais das espécies (Caitano et al. 2018). No entanto, poucos estudos abordaram os efeitos de mudanças no uso da terra e do manejo sobre os artrópodes nos campos do sul do Brasil (Podgaiski et al. 2013; Ferreira et al. 2020).

Este estudo, portanto, foi realizado como parte do projeto “Cenários de conversão da vegetação nativa e a sustentabilidade de agroecossistemas no bioma Pampa” (Chamada MCTI/CNPq N° 20/2017 – Nexus II, sob coordenação do Prof. Dr. Valério De Patta Pillar, Departamento de Ecologia, UFRGS), que tem como um de seus objetivos específicos analisar os efeitos da conversão da vegetação nativa campestre em uso agrícola ou silvicultural sobre a biodiversidade na região do Pampa gaúcho. Neste contexto, avaliamos os efeitos da conversão de campos nativos em plantações de soja sobre comunidades de besouros do Pampa.

Os objetivos específicos foram:

1. Analisar a influência de áreas agrícolas na riqueza, abundância e composição de espécies de Coleoptera.

Nossa hipótese é de que o impacto das terras cultivadas com soja sobre a fauna estará relacionado à composição da comunidade, onde espécies oportunistas, como as pragas agrícolas, serão encontradas em maior número nas áreas cultivadas, enquanto espécies dependentes de recursos específicos predominarão nas áreas naturais.

2. Analisar se existe variação nas comunidades de besouros entre os ambientes que evidencie um efeito de borda.

Esperamos encontrar diferenças na diversidade à medida que avançaremos ao interior das áreas amostradas, onde áreas campestres naturais apresentarão maior diversidade de besouros quanto mais afastadas das culturas, pois sofrerão menor influência do manejo e da simplificação da área agrícola; o oposto é esperado para as áreas cultivadas, onde as áreas mais afastadas dos campos nativos apresentaram menor diversidade.

Estrutura da dissertação

Esta dissertação está estruturada na forma de um artigo, conforme as normas do periódico “Biodiversity and Conservation” ao qual se pretende submeter o manuscrito, após tradução para o inglês.

Referências

- Andrade BO, Koch C, Boldrini II, et al (2015) Grassland degradation and restoration: A conceptual framework of stages and thresholds illustrated by southern Brazilian grasslands. *Nat e Conserv* 13:95–104. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.08.002>
- Attwood SJ, Maron M, House APN, Zammit C (2008) Do arthropod assemblages display globally consistent responses to intensified agricultural land use and management? *Glob Ecol Biogeogr* 17:585–599. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2008.00399.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>
- Barbaro L, Van Halder I (2009) Linking bird, carabid beetle and butterfly life-history traits to habitat fragmentation in mosaic landscapes. *Ecography* 32:321–333. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2008.05546.x>
- Barlow J, Gardner TA, Araujo IS, et al (2007) Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proc Natl Acad Sci U S A* 104:18555–18560. <https://doi.org/10.1073/pnas.0703333104>
- Cole LJ, McCracken DI, Dennis P, et al (2002) Relationships between agricultural management and ecological groups of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) on Scottish farmland. *Agric Ecosyst Environ* 93:323–336. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00333-4](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00333-4)
- Cadenasso ML, Pickett STA (2001) Effect of edge structure on the flux of species into forest interiors. *Conserv Biol* 15:91–97. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2001.99309.x>
- Cadenasso ML, Pickett STA, Weathers KC, Jones CG (2003) A Framework for a Theory of Ecological Boundaries. *Am Inst Biol Sci* 53:750–758. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0750:AFFATO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0750:AFFATO]2.0.CO;2)

- Caitano B, Dodonov P, Delabie JHC (2018) Edge, area and anthropization effects on mangrove-dwelling ant communities. *Acta Oecol* 91:1–6.
<https://doi.org/10.1016/j.actao.2018.05.004>
- Caitano B, Chaves TP, Dodonov P et al. (2020) Edge effects on insects depend on life history traits: a global meta-analysis. *J Insect Conserv* 24, 233–240.
<https://doi.org/10.1007/s10841-020-00227-1>
- Delgado JD, Morales GM, Arroyo NL, Fernández-Palacios JM (2013) The responses of leaf litter invertebrates to environmental gradients along road edges in subtropical island forests. *Pedobiologia* 56:137–146.
<https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2013.01.003>
- Ellis EC (2011) Anthropogenic transformation of the terrestrial biosphere. *Philos Trans R Soc A Math Phys Eng Sci* 369:1010–1035.
<https://doi.org/10.1098/rsta.2010.0331>
- Ewers RM, Didham RK (2008) Pervasive impact of large-scale edge effects on a beetle community. *Proc Natl Acad Sci USA* 105(14):5426–5429.
<https://doi.org/10.1073/pnas.0800460105>
- Ewers RM, Thorpe S, Didham RK (2007) Synergistic interactions between edge and area effects in a heavily fragmented landscape. *Ecology* 88:96–106.
[https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2007\)88\[96:SIBEAA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2007)88[96:SIBEAA]2.0.CO;2)
- Fahrig L (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34:487–515.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Flammini, A, Puri, M, Pluschke, L, Dubois, O (2014) Walking the Nexus Talk: Assessing the Water-Energy-Food Nexus in the Context of the Sustainable Energy for All Initiative. FAO
- Ferreira PMA, Andrade BO, Podgaiski LR, et al (2020) Long-term ecological research in southern Brazil grasslands: Effects of grazing exclusion and deferred grazing on plant and arthropod communities. *PLoS One* 15:e0227706.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227706>

- Foley JA, DeFries R, Asner GP, et al (2005) Global consequences of land use. *Science* 309:570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Geiger F, de Snoo GR, Berendse F, et al (2010) Landscape composition influences farm management effects on farmland birds in winter: A pan-European approach. *Agric Ecosyst Environ* 139:571–577. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.09.018>
- Hammond PM. 1992. Species inventory. In *Global Biodiversity: Status of the Earth's Living Resources: A Report*, ed. B Groombridge 17–39.
- Hanson HI, Palmu E, Birkhofer K, et al (2016) Agricultural land use determines the trait composition of ground beetle communities. *PLoS One* 11:1–13. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0146329>
- Harper KA, Macdonald SE, Burton PJ et al (2005) Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conserv Biol* 19:768–782. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00045.x>
- Hendrickx F, Maelfait JP, Van Wingerden W, et al (2007) How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *J Appl Ecol* 44:340–351. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01270.x>
- Kearney MR, Briscoe NJ, Karoly DJ et al (2010) Early emergence in a butterfly causally linked to anthropogenic warming. *Biol Lett* 6:674–677. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2010.0053>
- Kuplich TM, Fernando L, Costa F (2018) O Avanço Da Soja No Bioma Pampa. *Bol Geográfico do Rio Gd do Sul* 0:83–100
- Lange M, Weisser WW, Gossner MM, et al (2011) The impact of forest management on litter-dwelling invertebrates: A subtropical-temperate contrast. *Biodivers Conserv* 20:2133–2147. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0078-0>
- Laurance WF (2008) Theory meets reality: how habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biol Conserv* 141:1731–1744. <http://doi:10.1016/j.biocon.2008.05.011>

- Leidinger JLG, Gossner MM, Weisser WW, et al (2017) Historical and recent land use affects ecosystem functions in subtropical grasslands in Brazil. *Ecosphere* 8:e02032. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2032>
- Magura T, Lövei GL, Tóthmérész B (2017) Edge responses are different in edges under natural versus anthropogenic influence: a meta-analysis using ground beetles. *Ecol Evol* 7:1009–1017. <https://doi.org/10.1002/ece3.2722>
- Morris AJ, Whittingham MJ, Bradbury RB, et al (2001) Foraging habitat selection by yellowhammers (*Emberiza citrinella*) nesting in agriculturally contrasting regions in lowland England. *Biol Conserv* 101:197–210. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00067-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00067-2)
- Murcia C (1995) Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends Ecol Evol* 10:58–62. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88977-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88977-6)
- Nabinger C, Ferreira ET, Freitas AK, Carvalho PCdF, Sant’Anna DM (2009) Produção animal com base no campo nativo: aplicações de resultados de pesquisa. *Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade*. Brasília, Ministério do Meio Ambiente 175–198
- 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, Spector S, Louzada J, et al (2008) Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biol. Conserv.* 141:1461–1474
- Oliveira TE de, Freitas DS de, Gianezini M, et al (2017) Agricultural land use change in the Brazilian Pampa Biome: The reduction of natural grasslands. *Land use policy* 63:394–400. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.02.010>
- Oliver TH, Heard MS, Isaac NJB, et al (2015) Biodiversity and Resilience of Ecosystem Functions. *Trends Ecol. Evol.* 30:673–684. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.08.009>
- Overbeck GE, Müller SC, Fidelis A, et al (2007) Brazil’s neglected biome: The South Brazilian Campos. *Perspect Plant Ecol Evol Syst* 9:101–116. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2007.07.005>

- Overbeck GE, Vélez-Martin E, Scarano FR, et al (2015) Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Divers Distrib* 21:1455–1460. <https://doi.org/10.1111/ddi.12380>
- Podgaiski LR, Joner F, Lavorel S, et al (2013) Spider Trait Assembly Patterns and Resilience under Fire-Induced Vegetation Change in South Brazilian Grasslands. *PLoS One* 8: e60207. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0060207>
- Prevedello JA, Figueiredo MSL, Grelle CEV, Vieira MV (2013) Rethinking edge effects: the unaccounted role of geometric constraints. *Ecography* 36:287–299. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07820.x>
- Ries L, Fletcher RJ Jr, Battin J, Sisk TD (2004) Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models and variability explained. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 35:491–522. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130148>
- Ries L, Murphy SM, Wimp GM, Fletcher RJ Jr (2017) Fechando lacunas persistentes no conhecimento sobre ecologia de bordas. *Curr Landsc Ecol Rep*. <https://doi.org/10.1007/s40823-017-0022-4>
- Robinson SI, McLaughlin ÓB, Marteinsdóttir B, O’Gorman EJ (2018) Soil temperature effects on the structure and diversity of plant and invertebrate communities in a natural warming experiment. *J Anim Ecol* 87:634–646. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12798>
- Rusch A, Binet D, Delbac L, Thiéry D (2016) Local and landscape effects of agricultural intensification on Carabid community structure and weed seed predation in a perennial cropping system. *Landsc Ecol* 31:2163–2174. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0390-x>
- Silveira VCP, González JA, da Fonseca EL (2017) Mudanças no uso da terra depois do período de aumento de preço das commodities no Rio Grande do Sul, Brasil. *Cienc Rural* 47: e20160647. <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20160647>
- Stork NE (2018) How Many Species of Insects and Other Terrestrial Arthropods Are There on Earth? *Annu Rev Entomol* 63:31–45. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-020117-043348>

Wilson JB, Peet RK, Dengler J, Pärtel M (2012) Plant species richness: The world records. *J Veg Sci* 23:796–802. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01400.x>

Artigo. Respostas de comunidades de besouros no sul do Brasil à conversão de campos nativos em cultivos de soja

Aline Gonçalves Soares^{1*}, Luciano de A. Moura², Luciana da Silva Menezes³, William Dröse³, Gerhard Ernst Overbeck^{1,3,4}

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil

²Museu de Ciências Naturais, Secretaria Estadual do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil

³Programa de Pós-Graduação em Botânica, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil

⁴Departamento de Botânica, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil

*Autor correspondente, soares.alineg@gmail.com

Funding (Capes, Cnpq – Projeto Nexus, Cnpq – bolsa de produtividade G.E. Overbeck)

Conflicts of interest/Competing interests (Os autores declaram que não há conflito de interesses)

Availability of data and material (Não se aplica)

Code availability (Não se aplica)

Resumo

As conversões de áreas naturais em monoculturas estão entre as principais ameaças globais atualmente, e há poucos estudos sobre as consequências de mudanças no uso da terra sobre diferentes táxons. Os besouros são importantes referências para estudos sobre as consequências dessas conversões, pois reagem rapidamente às mudanças ambientais. O objetivo deste estudo foi compreender como os besouros respondem à conversão dos campos nativos em cultivo de soja, além de analisar se há efeito de borda entre os habitats. Avaliamos a diversidade e a composição de besouros em três sítios campestres no bioma Pampa utilizando um delineamento de três blocos por sítio, cada um contendo uma área de lavoura e outra de campo nativo sob pastejo. A amostragem foi feita utilizando armadilhas de queda e rede de varredura, no período de floração da soja, entre janeiro e março de 2019. Coletamos 1177 besouros, distribuídos em 180 morfoespécies. Os campos nativos apresentaram maior riqueza e abundância de besouros da vegetação, enquanto os besouros de solo não diferiram entre habitats, mas apresentaram diferença na riqueza relacionada ao tamanho do fragmento amostrado. A composição de morfoespécies diferiu entre habitats para ambos os métodos de captura. As variáveis da vegetação não apresentaram relação com os besouros campestres. Nossos resultados sugerem que a simplificação do habitat é responsável pela alteração nas comunidades de besouros. Incorporar outras variáveis, como porcentagem de solo descoberto, riqueza de espécies vegetais e análises da paisagem circundante pode auxiliar na compreensão das diferentes respostas às mudanças no uso da terra.

Palavras-chave: Biodiversidade, Coleoptera, Ecossistemas campestres, Agroecossistemas, Soja.

Introdução

Um ponto importante na ecologia da conservação é compreender o impacto da intensificação agrícola na biodiversidade. O crescimento acelerado das conversões de áreas naturais em monoculturas devido à demanda crescente por alimentos e energia é uma das principais ameaças globais da atualidade, e o impacto sobre a diversidade biológica é preocupante (Foley et al. 2005; Hendrickx et al. 2007; Attwood et al. 2008; Newbold et al. 2015). Atualmente a maior taxa de conversão de ecossistemas naturais concentra-se em países em desenvolvimento, geralmente localizados em regiões tropicais com elevada riqueza de espécies (Green et al. 2005). O Brasil possui grande extensão territorial e, atualmente, áreas agrícolas avançam rapidamente sobre ecossistemas naturais (Carvalho et al. 2009; Ditt et al. 2010). No entanto, pouca atenção é dada ao monitoramento das consequências dessa atividade antrópica no país, principalmente em habitats não florestais (Overbeck et al. 2015).

Os ecossistemas campestres cobrem cerca de 40% da superfície terrestre do planeta, possuem um considerável valor ecológico devido à sua alta biodiversidade e à alta importância para o fornecimento dos serviços ecossistêmicos, além de também ter, em muitas regiões, um alto potencial de uso econômico, principalmente devido ao potencial forrageiro da sua vegetação (Gibson 2009; Nabinger et al. 2009; Freitas et al. 2019). No Rio Grande do Sul, o bioma Pampa corresponde a 68,8% da superfície do estado (IBGE 2019). Apesar de apresentar uma cobertura vegetal aparentemente uniforme, os campos que compõem esse bioma possuem elevada riqueza de espécies e uma diversidade de ecossistemas campestres (Andrade et al. 2019). Entretanto, estes ecossistemas já tiveram mais da metade da sua área convertida para outros usos e encontram-se altamente ameaçados (Pillar & Véllez 2010; MMA, 2014).

A soja é a principal cultura anual na região, e o avanço dessa atividade é responsável por grande parte da descaracterização das paisagens naturais do Pampa (Oliveira et al. 2017). A área plantada de soja no estado aumentou 188,5% em um período de 15 anos, avançando principalmente sobre áreas antes utilizadas para pecuária e em áreas anteriormente cultivadas com milho (Kuplich et al. 2018). Como resultado dessas atividades, as áreas campestres remanescentes são frequentemente fragmentadas, restando apenas uma pequena porção de sua área original, gerando preocupação com relação a conservação desses ecossistemas (Oliveira et al. 2017). Além da perda direta de habitat, também há impactos sobre os remanescentes, que sofrem com a redução de espécies e homogeneização biológica (Staude et al. 2018).

Além de analisar áreas convertidas para uso agrícola, avaliar o efeito de borda das manchas de campos nativos e monoculturas é importante para entendermos a estruturação das comunidades destas áreas. As bordas de habitats podem alterar as condições abióticas, como mudanças no microclima e disponibilidade de nutrientes, e influenciar diversos processos das comunidades, como taxas de dispersão, interações entre espécies e composição da comunidade em habitats adjacentes (Murcia 1995; Ries et al. 2004; Harper et al. 2005; Laurance 2008; Magura et al. 2017). Portanto, avaliar como as comunidades são afetadas por esses efeitos é uma importante ferramenta para a conservação.

Os besouros são um grupo alvo interessante para estudos sobre os impactos das modificações nos ecossistemas, pois representam uma ampla gama de grupos tróficos e funcionais (Lawrence et al. 2000). Alguns grupos são importantes indicadores ambientais em resposta às mudanças do uso da terra (Twardovski et al. 2019), além de possuírem papel importante em diferentes processos e serviços ecossistêmicos, como ciclagem de nutrientes, controle de pragas, polinização e manutenção da estrutura do solo (Tschardt et al. 2005; Grimbacher et al. 2006). Além disso, são organismos sensíveis a mudanças

em pequena escala no habitat e nas condições climáticas (Woodcock & Pywell 2010). Em ecossistemas campestres fragmentados por práticas agrícolas, habitats com estrutura mais complexa potencialmente sustentam maior abundância e riqueza de espécies de todos os grupos tróficos de besouros, bem como maior quantidade de táxons especialistas em comparação ao uso intensivo da terra (Attwood et al. 2008; Newbold et al. 2015). Apesar de diversos estudos confirmando a diferença nos padrões de diversidade entre campos nativos e campos cultivados, poucos estudos avaliaram se pode ser observada também uma influência das atividades de manejo agrícola sobre a diversidade próxima à área manejada. Áreas agrícolas já registram maior diversidade de invertebrados nas bordas de cultivos em comparação ao interior, possivelmente em razão do contato com áreas naturais ao redor e também a menor intensidade de aplicações químicas nessas áreas (Clough et al. 2007; Evans et al. 2016).

Neste estudo objetivamos avaliar o impacto da agricultura sobre a comunidade e diversidade de espécies de besouros em áreas de cultivo de soja e de campo nativo adjacentes, avaliar os parâmetros da vegetação que determinam as comunidades destes insetos e também determinar quais os principais grupos tróficos afetados com a mudança do manejo. Esperamos que o campo nativo, ou seja, o habitat natural, apresente maior diversidade de besouros, considerando tanto besouros da vegetação, quanto aqueles que ocorrem no solo, devido à maior complexidade do habitat. Esperamos uma resposta diferente entre a borda e o centro dos habitats analisados, em que as parcelas campestres mais próximas à cerca que separa os dois manejos apresentem menor diversidade de espécies que as parcelas no centro dos campos, e as parcelas agrícolas próximas à cerca apresentem maior diversidade de espécies em comparação as parcelas no centro das culturas. Também esperamos que as áreas agrícolas apresentem um aumento na

abundância de espécies tolerantes/oportunistas devido à diminuição da complexidade da vegetação, e especialmente de pragas da soja.

Métodos

Área de estudo

Representando diferentes fisionomias campestres do bioma Pampa, o estudo foi realizado em três sítios localizados nos municípios de Aceguá, Alegrete e Jari. O clima na região é Cfa, com precipitação média anual de 1232mm, 1640mm e 1688mm, temperatura anual média de 17.9°C, 18.7°C e 19.4°C, e altitude média de 104m, 76m e 441m para Aceguá, Alegrete e Jari, respectivamente. Em cada sítio, três blocos foram estabelecidos, cada um contendo uma área de lavoura de soja em estágio de floração e uma área de campo nativo sob pastejo.

Amostragem dos coleópteros

A coleta de dados foi realizada no período de floração da soja, entre os meses de janeiro e março de 2019. Dois métodos amostrais foram utilizados: armadilhas de queda (= *pitfall traps*) para coletar indivíduos de solo, e rede de varredura (*sweep net*) para coletar espécimes de vegetação. Em cada bloco foram delimitadas três parcelas nas áreas de soja e três parcelas nos campos nativos, cada uma medindo 50x10m, com distância de 10, 125 e 250 metros da cerca que delimita os dois tratamentos (Fig. 1).

Em cada parcela foram instalados cinco *pitfall traps* com uma distância de 10 metros entre cada armadilha. Cada *pitfall trap* era composto por um frasco de plástico de 375ml, preenchidos com aproximadamente 150ml de álcool 70°GL e detergente para a captura e conservação dos organismos. Para proteger as armadilhas da chuva, pratos de plástico transparente sustentados por palitos de madeira foram utilizados como proteção (Fig. 1). As armadilhas foram enterradas ao nível do solo, permanecendo em campo por

72 horas. Após este período, o material coletado foi acondicionado e analisado em laboratório.

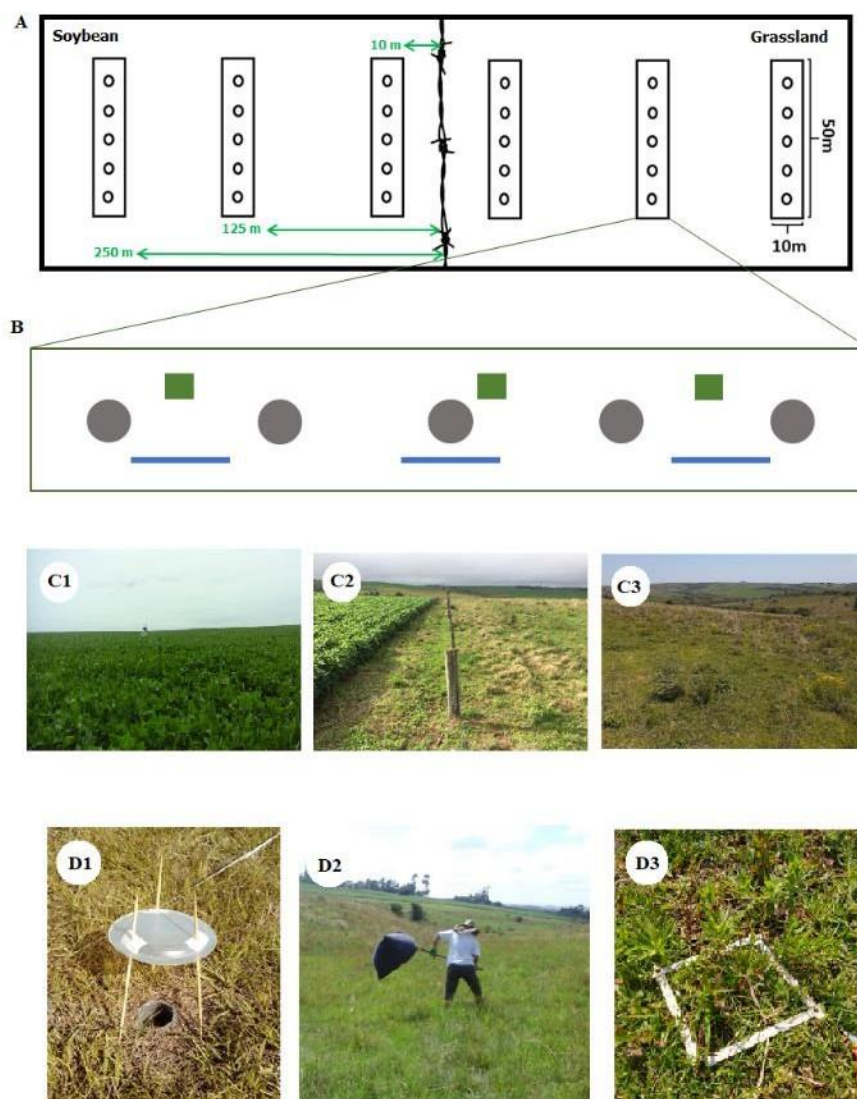


Fig. 1 Delineamento amostral. **A** Transectos adjacentes separados por uma cerca, cada parcela está distante da cerca 10m, 125m e 250m em cada hábitat. **B** Em cada parcela foram aplicados os métodos de coleta de rede de varredura (*sweep net*), e instaladas cinco armadilhas do tipo *pitfall trap* (círculos cinzas), três parcelas de biomassa da vegetação foram coletadas (quadrados verdes) e também informações sobre composição de grupos funcionais da vegetação (traços azuis). **C1** Área de soja. **C2** Limite Soja-Campo nativo. **C3** Área de campo nativo. **D1** Armadilha *pitfall trap*. **D2** Rede de varredura (*sweep net*). **D3** Quadro para coleta de biomassa.

Para o método de varredura, em cada parcela foram traçadas imaginariamente três transecções, onde a rede foi acionada 30 vezes em movimentos de pêndulo em cada transecção. Os organismos coletados foram transferidos para sacos plásticos contendo Acetato de Etila (99,5%), e posteriormente armazenados em potes contendo álcool 70°GL.

Os besouros foram montados em alfinetes entomológicos e identificados em nível de morfoespécies. Além da identificação taxonômica, as espécies também foram categorizadas em quatro guildas tróficas: predadores, herbívoros, fungívoros e decompositores (Marinoni *et al.* 2001).

Amostragem das variáveis preditoras

Como variáveis de vegetação, a composição de grupos funcionais de plantas foi avaliada devido à facilidade de classificação em comparação com a identificação taxonômica. Para tal, em cada parcela foram amostrados três transectos de um metro cada, com cinco observações (pontos) por transecto. Em cada ponto observado foi realizado o registro dos grupos funcionais presentes. As plantas foram classificadas em oito grupos funcionais (adaptado de Ferreira *et al.* 2020): gramíneas (cespitosa, touceira, rizomatosa), herbáceas (ereta, prostrada, roseta), arbustos e *Eryngium* (Apiaceae). A biomassa aérea total foi coletada em três pontos de cada parcela de campo nativo, em um quadrado de 15cm x 15cm. Em laboratório, a biomassa foi seca em estufa a 48°C durante 72 horas e pesada em balança analítica.

Além disso, o tamanho dos fragmentos, definido pelo tamanho total da área em que as parcelas foram alocadas, foi utilizado como variável da paisagem. Os valores para esta variável foram estimados utilizando o software Google Earth.

Análise de dados

Testamos o efeito do uso da terra (cultura de soja, campo nativo) e da distância da borda (10m, 125m, 250m) sobre a riqueza observada, riqueza rarefeita, abundância, composição e espécies funcionais (guildas tróficas), utilizando modelos lineares generalizados (GLM), análises de composição, espécies indicadoras e coinércia. A análise dos dados foi realizada ao nível da parcela. Como os dois métodos de amostragem

utilizados coletam besouros de extratos diferentes, os dados correspondentes a cada método foram analisados separadamente.

Para obter os valores de riqueza estimada, realizamos uma rarefação por extrapolação da riqueza de espécies baseada no número de indivíduos com o pacote iNEXT e a função ChaoRichness (Hsieh et al. 2016). Utilizamos modelos lineares generalizados (GLM) para testar estatisticamente os efeitos do tamanho do fragmento, tipo de habitat, distâncias da borda, assim como a interação entre tipo de habitat e tamanho do fragmento. Os modelos foram ajustados usando a função `glm.nb` para riqueza observada, riqueza estimada e abundância, e a função `glm` para os grupos tróficos, ambos com o pacote `lme4` (Bates et al. 2015). Os dados referentes ao tamanho dos fragmentos foram transformados por $\log(x+1)$ para padronização dos valores.

Para cada variável resposta, aplicamos o modelo aditivo completo (com todas as variáveis), modelos simples e os modelos nulos ($y \sim 1$). A seleção do melhor modelo baseou-se no critério de Akaike corrigido para pequenas amostras (AICc), utilizando a função ‘AICctab’ do pacote `bbmle` (Bolker 2017). Os modelos com $\Delta AICc \leq 2$ foram considerados viáveis para explicar os padrões observados. Para avaliar o ajuste dos modelos foi calculado o pseudo- R^2 (D^2) utilizando a função *Dsquare* no pacote `modEvA` (Barbosa et al. 2016).

Para a comparação das áreas a respeito dos grupos tróficos, os atributos médios das comunidades (CWM – *Community Weight Mean*) foram calculados. Para obter esses valores foi necessário criar duas matrizes: B e W. A matriz B representa as espécies de besouros pelos seus grupos tróficos, enquanto a matriz W é composta pelas espécies com relação às suas comunidades. A multiplicação dessas matrizes resulta em uma matriz T, que possui os valores dos atributos médios de cada comunidade. A matriz T foi então incluída nas análises. Para os grupos funcionais da vegetação, também foi feito CWM,

onde a matriz B representa os grupos funcionais de plantas, e os valores para a matriz W correspondiam a contagem do número de vezes que uma espécie funcional foi observada na comunidade. Os valores extraídos da matriz T foram utilizados nos modelos GLM.

Para verificar se a distribuição das guildas tróficas tinha relação com os grupos funcionais da vegetação nas áreas campestres, foi realizada uma análise de coinércia utilizando todas as variáveis, com posterior teste de Monte Carlo para cada grupo, através da função `coinertia` e `RV.rtest` do pacote `ade4` (Mason et al. 2013).

Os efeitos da biomassa e dos grupos funcionais das plantas sobre os besouros das áreas naturais também foram testados utilizando GLM com a função `glm.nb` implementada na biblioteca `lme4` (Bates et al. 2015). Para criar os modelos, utilizamos o VIF (Variance Inflation Factor) para detectar multicolinearidade nas variáveis ambientais utilizando a função `vif` do pacote `car`. Esse valor foi calculado para todas as variáveis preditoras, e selecionamos somente aquelas com $VIF \leq 3$. Com isso, foram removidas as seguintes variáveis: formas de vida arbustiva, herbácea ereta, roseta, gramínea rizomatosa e cespitosa. Valores de VIF foram calculados utilizando a função `vif` do pacote `car`. A seleção de modelos também foi feita utilizando `AICctab`.

Para verificar a resposta da composição de espécies de besouros aos diferentes habitats e distâncias, foram realizadas análises de coordenadas principais (PCoA), utilizando o índice de Bray-Curtis como medida de similaridade. O efeito dos dois fatores, uso da terra e distância, sobre a composição foi testado através de uma análise de variância multivariada (função `Adonis`), com base em 9999 permutações. Além disso, foi realizada uma análise de espécies indicadoras associadas aos tipos de habitat utilizando a função `multipatt` do pacote `indicspecies` (De Cáceres & Jansen, 2015). Todas as análises descritas foram realizadas com o software Rstudio (Team, 2019)

Resultados

Considerando ambos os métodos de amostragem, coletamos 86 morfoespécies e 662 indivíduos na soja e 144 espécies e 749 indivíduos no campo, com 45 morfoespécies ocorrendo em ambos os ambientes. Foram registradas 136 espécies nas armadilhas *pitfall* (Tab. S1) e 57 na rede de varredura (Tab.S2). Apenas 11 espécies foram amostradas pelos dois métodos de captura. Dos 1411 indivíduos coletados, 224 foram capturados pelo método de rede de varredura e 1177 capturados por *pitfall*, distribuídos em 32 famílias e 180 morfoespécies. Nitidulidae foi a família mais abundante, correspondendo a 21% do total de espécimes coletados. Chrysomelidae (22 morfoespécies), Curculionidae (22 morfoespécies) e Carabidae (21 morfoespécies) foram as famílias com maior número de morfoespécies.

Para o método *pitfall*, o número de indivíduos não diferiu entre os habitats, enquanto, para os dados coletados por rede de varredura, o melhor modelo mostrou que abundância foi influenciada negativamente pela soja. A riqueza observada dos besouros coletados pela rede de varredura, ou seja, dos besouros da vegetação, também diferiu significativamente conforme o tipo de habitat (Fig. 2). No entanto, a riqueza observada dos besouros de solo, coletados pelos *pitfall traps*, não diferiu em função do tipo de habitat, mas respondeu ao tamanho de habitat (Tab. 1). Contudo, quando a riqueza foi padronizada pelo número de indivíduos, o tamanho do fragmento também se tornou uma variável importante para explicar os besouros da vegetação, em que fragmentos maiores teriam menor riqueza, enquanto que para besouros de solo essa variável não foi mais relevante, e a riqueza estimada foi significativamente menor nas áreas de soja (Fig. 2). Para ambos os métodos de captura não foram encontradas diferenças significativas entre as distâncias das parcelas para a abundância, riqueza observada e riqueza estimada.

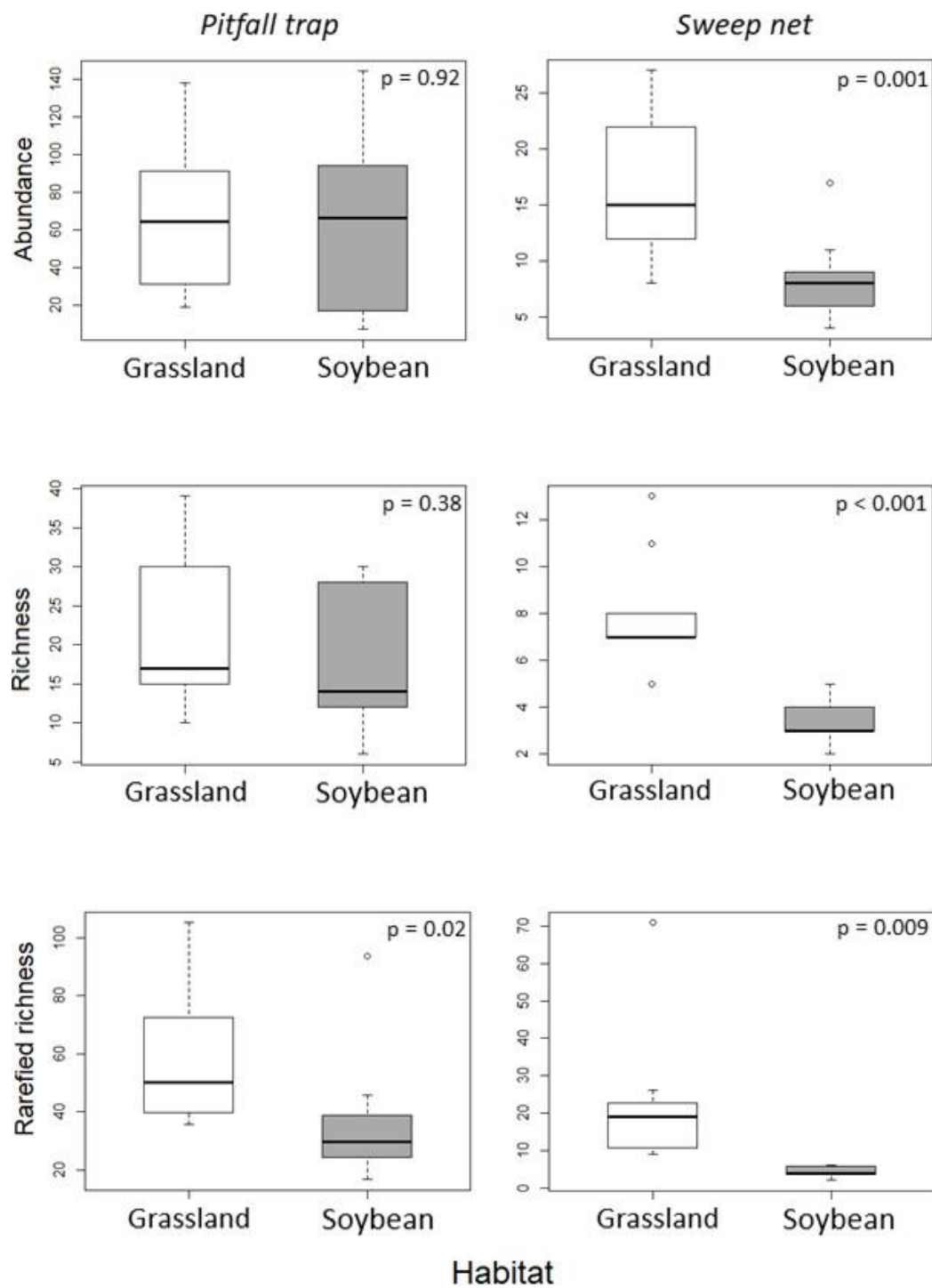


Fig. 2 Abundância, riqueza observada e riqueza estimada de besouros entre áreas de campo nativo (branco) e cultura de soja (cinza) com respectivo valor de p. Linhas na horizontal dentro do boxplot representam a mediana, pontos representam outliers.

Tab. 1 Melhores modelos selecionados (GLM) com $AICc \leq 2$, para cada variável resposta analisada em rede de varredura (a) e *pitfall* (b). Distribuição utilizada: Binomial negativa.

a						
Response variable	Model	AICc	$\Delta AICc$	df	weight	D²
Species richness	Habitat	77.8	0	3	0.6596	0.71
Rarefey richness	Habitat + Patch size	116.2	0	4	0.43	0.77
Abundance	Habitat	113.6	0	3	0.7347	0.38

b						
Response variable	Model	AICc	$\Delta AICc$	df	weight	D²
Species richness	Patch size	130.9	0	3	0.5621	0.29
Rarefey richness	Habitat	164.3	0	3	0.394	0.21
Abundance	Null model	188.7	0	2	0.5146	Null

Com relação às guildas tróficas, o habitat campo apresenta maior proporção de espécies fungívoras da vegetação independentemente do tamanho do fragmento. Por outro lado, as espécies decompositoras diminuem sua proporção à medida que a área aumenta, independente do habitat. As espécies de solo apresentaram efeito da combinação do tamanho do fragmento com o habitat para três guildas: decompositores, fungívoros e herbívoros (Tab. 2). A proporção de espécies decompositoras e fungívoras diminuiu conforme o tamanho da área agrícola aumentou, enquanto as espécies herbívoras revelaram um aumento conforme o tamanho dos fragmentos de soja aumentaram.

Tab. 2 Modelos selecionados (GLM) para análise das guildas tróficas para rede de varredura (a) e *pitfall*, trap (b) com $\Delta AICc \leq 2$. Distribuição utilizada: Gaussiana.

a

Response variable	Model	AICc	$\Delta AICc$	df	weight	D ²
Predator	Null Model	-31.7	0	2	0.3037	Null
Decomposer	patch size	-63	0	3	0.3723	0.21
Fungivore	habitat	-4	0	3	0.5345	0.24
Herbivore	Null Model	1.3	0	2	0.4327	Null

b

Response variable	Model	AICc	$\Delta AICc$	df	weight	D ²
Predator	Null Model	-3.6	0	2	0.294	Null
Decomposer	habitat * patch size	-5.4	0	5	0.9444	0.64
Fungivore	habitat * patch size	-26.8	0	5	0.6933	0.67
Herbivore	habitat * patch size	-19.9	0	5	0.5072	0.49

A composição de coleópteros apresentou clara diferença entre habitats (Fig. 3), além de também indicar diferenças entre os três sítios, de forma muito clara para os dados coletados pelo método de *pitfall*, mas também visível para os dados da rede de varredura.

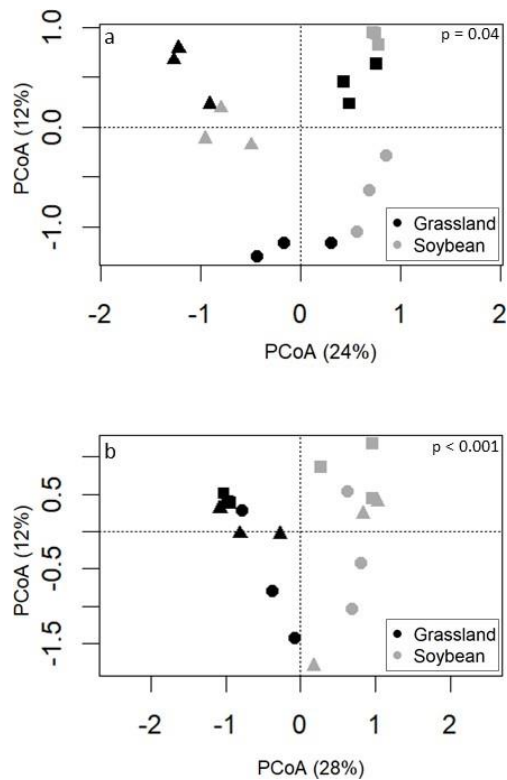


Fig. 3 Análise de coordenadas principais (PCoA) da composição de besouros baseado na similaridade de Bray–Curtis e Adonis comparando áreas de cultivo de soja (cinza) e campo nativo (preto) utilizando o métodos *pitfall trap* (a) e rede de varredura (b). Triângulos representam o sítio Aceguá, quadrados o sítio Jari e círculos Alegrete.

A análise de espécies indicadoras para o método de varredura apontou duas espécies das áreas campestres e uma de soja, todas pertencentes à guilda de besouros herbívoros. Uma espécie de solo foi indicadora para campos e uma para a soja (Tab. 3).

Tab. 3 Espécies indicadoras de áreas campestres e culturas de soja em ambos métodos de amostragem.

Pitfall trap				Sweep net		
	Species	Stats	p-value	Species	Stats	p-value
Grassland	Anthicinae sp.	0.822	0.0246	Baridinae sp.1	0.745	0.0298
				<i>Spintherophyta</i> sp.	0.745	0.0271
Soybean	Harpalinae sp.2	0.645	0.0483	<i>Diabrotica speciosa</i>	0.931	< 0.001

Os modelos criados para verificar a relação entre as variáveis ambientais, selecionadas pelo VIF, e a abundância e riqueza dos besouros nas parcelas campestres, não foram explicativos. Apesar da análise de coinércia não ter apresentado relação significativa entre as guildas tróficas e as formas de vida vegetais nas áreas campestres para nenhum método de captura, as análises de regressão indicam um efeito positivo dos arbustos sobre a proporção de besouros de solo herbívoros, e também das herbáceas eretas e gramíneas rizomatosas sobre besouros fungívoros, além de um efeito negativo das herbáceas rosetadas sobre a mesma guilda (Fig. 4). A proporção de herbívoros diminuiu à medida que a proporção de arbustos aumentou para as espécies coletadas com rede de varredura, enquanto que o oposto foi observado para os besouros predadores; no entanto, essas relações eram fracas (Fig. 5).

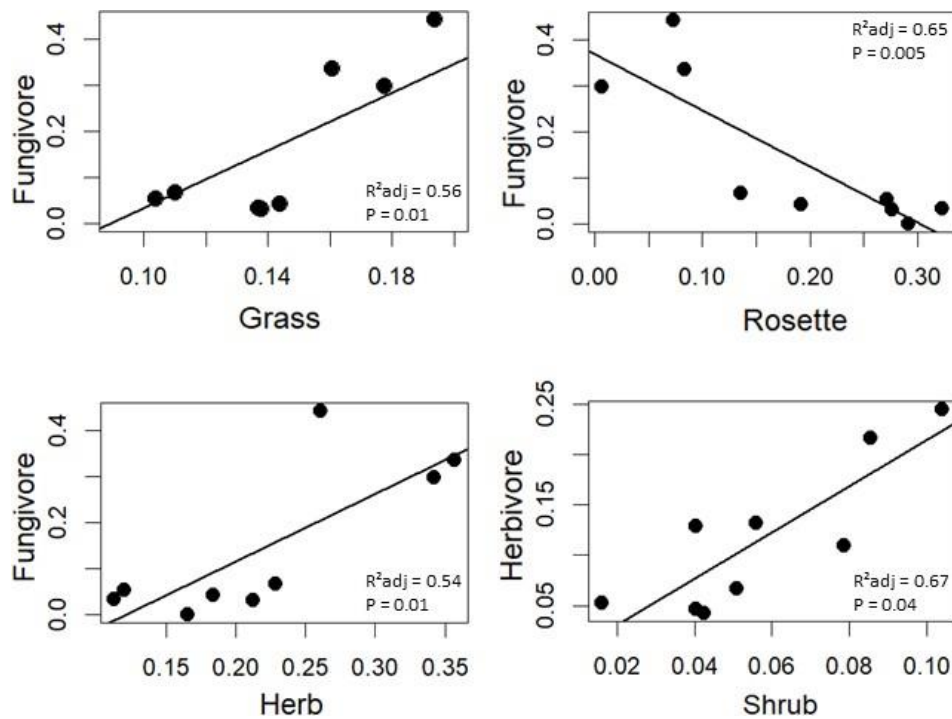


Fig. 4 Regressões lineares significativas entre as guildas tróficas de solo e as formas de vida vegetal.

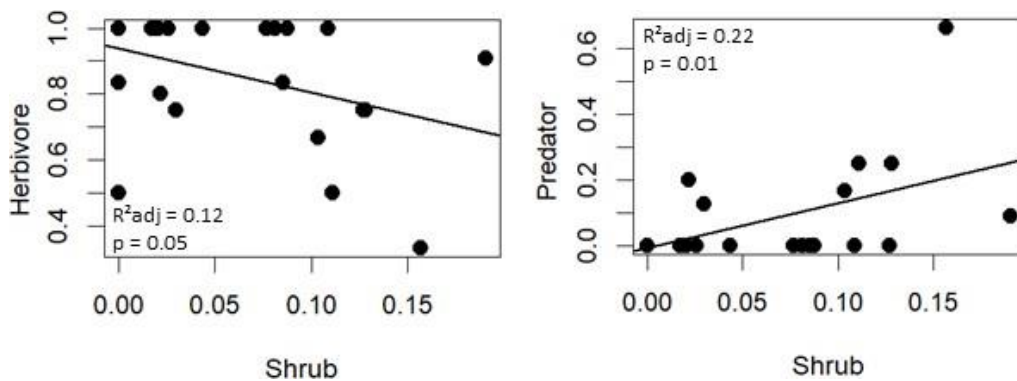


Fig. 5 Regressões lineares significativas entre as guildas tróficas da vegetação e as formas de vida vegetal.

Discussão

Nossos resultados demonstram que as comunidades de besouros da vegetação sofrem alterações nas áreas agrícolas com plantio de soja. Entretanto, nossas hipóteses de que a diversidade de besouros mudaria entre as diferentes distâncias amostradas, e que a

diversidade de besouros de solo diminuiria na lavoura não foram confirmadas. Mostramos também a sensibilidade de espécies fungívoras, decompositoras e herbívoras à simplificação do habitat.

Maiores riqueza e abundância de besouros da vegetação em áreas naturais são consistentes com outros estudos realizados anteriormente (p. ex. Purtauf et al. 2005; Bártary et al. 2007; Attwood et al. 2008; Li et al. 2018). Áreas agrícolas caracterizam-se por serem ambientes homogêneos e com menor disponibilidade de recursos, o que resulta em um efeito negativo na diversidade de insetos (Benton et al. 2003; Gayer et al. 2019). A heterogeneidade do habitat viabiliza um maior número de nichos, permitindo a coexistência de espécies variadas (Amarasekare 2003). Além disso, atividades ligadas ao manejo, como a aplicação de pesticidas nas lavouras com o objetivo de reduzir espécies prejudiciais (i.e. pragas), podem contribuir para a redução da diversidade nessas áreas, atingindo também outros grupos que prestam serviços benéficos às culturas, como o controle de pragas e polinização (Gonthier et al. 2014; Li et al. 2018).

Além de influenciar a riqueza, a heterogeneidade de habitat também é um fator determinante na composição das espécies animais (Benton et al. 2003; Lassau et al. 2005; Ng et al. 2018b). Ambientes heterogêneos possibilitam a ocorrência de um maior número de espécies, viabilizando muitas características essenciais, como suporte para a reprodução e nidificação, além da possibilidade de forrageamento das diferentes espécies da fauna (Halffter and Edmonds 1982; Halffter 1991; Amarasekare 2003). A simplificação do habitat gera mudanças microclimáticas nas áreas, como alterações na temperatura, umidade e na incidência de luz (Bártary et al. 2007; Schaffers et al. 2008; Li et al. 2018; Ng et al. 2018). Essas mudanças estruturais e microclimáticas resultam na diminuição da disponibilidade de recursos nesses ambientes, o que torna o ambiente desfavorável para muitas espécies. Em nosso estudo, observamos nítida diferença na

composição dos besouros entre os habitats, e atribuímos esse resultado à simplificação das áreas em decorrência da agricultura, onde a substituição da diversidade de espécies vegetais dos campos nativos para uma única espécie na soja tornou esse ambiente inadequado para muitas espécies dependentes de condições ambientais e recursos alimentares específicos, fazendo com que somente as espécies com capacidade de se adaptar a ambientes intensamente manejados persistam no local. A análise de espécies indicadoras apontou na soja duas espécies que são reconhecidamente adaptadas a essas áreas, como *Diabrotica speciosa*, que foi indicadora da vegetação e é uma espécie herbívora generalista, frequentemente apontada como uma das pragas agrícolas predominantes nas lavouras, sendo encontrada nas plantações tanto na fase vegetativa, quanto na fase reprodutiva (Chiaradia et al. 2011). A segunda espécie indicadora da soja, capturada por armadilha de queda, pertence à Harpalinae (Carabidae), que é a maior subfamília de Carabidae e que pode variar em sua morfologia e hábitos alimentares dependendo do gênero (Ober 2002). Com relação às áreas campestres, Baridinae (Curculionidae) e *Spintherophyta* sp. (Chrysomelidae) foram as espécies indicadoras do extrato vegetativo. Estas espécies pertencem a famílias tipicamente herbívoras, sendo que *Spintherophyta* sp. é um gênero de besouros polípagos, mas sem especificidade de planta hospedeira, o que permite que esses besouros habitem locais variados (Jolivet 1987; Kirmse & Chaboo 2018). A espécie pertencente à subfamília Anthicinae (Anthicidae) foi classificada como indicadora de solo. Trata-se de uma família com ampla distribuição, com hábitos variados. As espécies de Anthicidae encontradas no solo são frequentemente associadas à habitats com alta umidade (Chandler 2016).

Embora os modelos não tenham demonstrado influência do tipo de uso sobre as comunidades de besouros de solo (com apenas a riqueza estimada com diferenças significativas, mas não a abundância e a riqueza observada), a ordenação evidencia uma

separação entre áreas com diferentes usos da terra, mesmo que predomine ainda mais a separação conforme os locais de coleta. Em estudos sobre diversidade de besouros de solo é comum utilizar armadilhas de queda para as coletas, porém é preciso cuidado ao interpretar os resultados, visto que estudos com este tipo de armadilha possuem o viés da densidade de atividade das espécies, onde os animais mais abundantes nas amostras serão os mais ativos no ambiente, o que não necessariamente corresponde às espécies mais abundantes dentro da comunidade (McCravy 2018). Os resultados aqui observados, portanto, podem estar diretamente relacionados à capacidade de locomoção das espécies. Em nosso estudo, coletamos diversas espécies de besouros carabídeos cursoriais, em diferentes proporções nos dois ambientes. Além disso, observamos que as espécies exclusivas das áreas de soja foram aquelas já associadas de alguma forma a ambientes agrícolas, como é o caso das espécies pertencentes à família Elateridae, conhecida popularmente como larva-aramé, em que as espécies são consideradas pragas agrícolas de diversas culturas pois as larvas alimentam-se das raízes das plantas cultivadas (Willis et al. 2011). Ao mesmo tempo, algumas espécies ocorreram exclusivamente em áreas campestres, como os representantes de Histeridae, por exemplo. Estes besouros são conhecidos como predadores generalistas e se alimentam das larvas de outros insetos (Leivas et al. 2013). A disponibilidade de recursos nos campos nativos estudados parece ser suficiente para a ocorrência destas espécies.

Esperávamos que houvesse variação na diversidade de besouros, tanto no campo, quanto na lavoura de soja, à medida que a distância da borda aumentasse. Entretanto, não encontramos nenhuma diferença com relação à distância, nem para os besouros de modo geral e tampouco para as guildas tróficas. Aparentemente, a estrutura dos dois ambientes e a qualidade e quantidade dos recursos disponíveis não se modificam à medida que a distância da borda aumenta de uma forma que afete a diversidade de besouros. Gayer et

al. (2019) observaram diferença na diversidade funcional de besouros carabídeos, onde os indivíduos coletados nas áreas de cultivo intensivo eram maiores, com maior capacidade de vôo e predominantemente predadores quando comparados às bordas. Em nosso trabalho, a classificação das guildas tróficas para as morfoespécies foi realizada com base no tipo de alimentação predominante das famílias e, em alguns casos, subfamílias determinadas. Portanto, os possíveis efeitos dentro das famílias às quais generalizamos os hábitos alimentares, como é o caso dos carabídeos, podem ter sido mascarados. A inclusão de outras características funcionais além das guildas tróficas é, portanto, essencial para a análise mais acurada das respostas dos besouros a modificações nos usos da terra.

Os besouros fungívoros e decompositores mostraram tendência a uma maior proporção em áreas naturais. Atividades ligadas ao manejo, como aplicações de fungicidas nas culturas, devem desfavorecer essas espécies por conta da diminuição da quantidade de alimento. Além disso, o nível de perturbação resultante do preparo do solo pode alterar a comunidade microbiana dessas áreas, sendo um fator limitante para a alimentação desses grupos em ecossistemas agrícolas, juntamente com a umidade (Schweiger et al. 2005; Feng et al. 2015). Como as áreas campestres são pastejadas por gado, é possível que a maior proporção de decompositores e herbívoros esteja ligada à quantidade de esterco disponível nos campos. Já o aumento na proporção de herbívoros com o aumento das áreas cultivadas segue a hipótese da concentração de recursos (Root 1973), em que herbívoros especializados (que tenham uma estreita faixa de hospedeiros) têm maior probabilidade de encontrar e colonizar plantas hospedeiras que estejam concentradas em áreas densas (como as monoculturas), aumentando desproporcionalmente sua densidade. Da mesma forma, as espécies que precisam de recursos que não estejam presentes nas áreas agrícolas tendem a emigrar desses locais.

Apesar de não termos encontrado diferenças com relação aos predadores, observamos uma mudança na predominância de duas famílias entre os habitats. Os estafilínídeos foram os predadores mais representativos nas áreas campestres, enquanto os carabídeos foram os mais capturados nas lavouras. Estudos anteriores observaram que os estafilínídeos são mais diversos em áreas naturais em razão da alta diversidade de espécies vegetais (Clough et al. 2007; Twardowski et al. 2020), gerando maior disponibilidade de recursos alimentares e abrigo para estes besouros, o que está de acordo com a hipótese do inimigo natural (Root 1973). Os carabídeos são reconhecidamente controladores de pragas agrícolas e, por possuírem boa capacidade de dispersão, as espécies podem transitar entre habitats com certa facilidade, podendo se deslocar para áreas agrícolas quando houver grande disponibilidade de alimento nessas áreas, evitando a competição com outras espécies predadoras em áreas naturais (Cole et al. 2002; Mader et al. 2018). Apesar de alguns estudos mostrarem que estes besouros não estão diretamente associados à riqueza de espécies vegetais, a densidade da vegetação parece ser um fator determinante para a ocorrência destas espécies em todos os habitats, visto que áreas mais densas servem de abrigo para estes besouros contra a predação, pois seu tamanho os torna vulneráveis em áreas abertas (Brose 2003; Jeffriell & Lawton, 1984).

A relação entre a riqueza observada da fauna do solo e o tamanho dos fragmentos mostrou que áreas menores apresentaram um maior número de espécies, independente do habitat. No entanto, observamos uma área de maior tamanho, correspondente a um cultivo de soja, com uma elevada riqueza de besouros. De modo geral, com a constante conversão dos campos para agricultura, os fragmentos naturais remanescentes nessas regiões são pequenos, e muitas vezes tal conversão só não ocorre pela inviabilidade de acesso das máquinas agrícolas nesses locais (Oliveira et al. 2017). Essa tendência é observada em nosso estudo, onde as maiores áreas corresponderam aos cultivos de soja. A área de soja

de maior tamanho que apresentou alta riqueza de besouros pode estar sob influência da paisagem circundante. Portanto a utilização da área do fragmento como preditora, isoladamente, demonstra ser pouco explicativa para a interpretação dessa resposta. É importante considerar também que esse resultado pode estar associado a outras variáveis com maior influência na distribuição das espécies do que o tamanho dos fragmentos (Cameron & Leather 2011). A inclusão de variáveis de cobertura e das propriedades solo, juntamente com análise da paisagem, selecionando fragmentos de áreas campestres remanescentes e das áreas adjacentes dentro de um determinado raio, pode auxiliar na compreensão da influência do tamanho do fragmento em nosso estudo (Benton et al. 2003; Ng et al. 2017).

As variáveis de vegetação foram utilizadas para avaliar se a composição de plantas, no caso, classificada em grupos funcionais, afetaria as comunidades de besouros campestres, pois supomos que a composição funcional das formas de vida vegetais seria um fator determinante na organização das espécies. Os modelos, entretanto, não apontaram relação entre as formas de vida das plantas e a riqueza e abundância de besouros, assim como a coinércia não relacionou as guildas tróficas com a vegetação. Entretanto, os resultados obtidos para os besouros fungívoros de solo na área de campo, pelas análises de regressão, mostrou que locais com maior proporção de gramíneas rizomatosas e herbáceas eretas suportam também uma maior proporção de besouros dessa guilda, possivelmente em razão da contribuição dessas formas vegetais para a manutenção da umidade do solo e matéria orgânica (Hemerik & Brussard 2002; Maharning et al. 2009). A relação negativa entre herbáceas rosetadas e esses besouros pode ter ocorrido porque áreas com maior proporção de rosetas em nosso estudo eram áreas mais abertas, o que pode afetar as condições microclimáticas ideais para esses besouros (Schaffers et al. 2008; Li et al. 2018). Apesar da baixa explicação das relações

entre os besouros herbívoros e predadores com os arbustos no extrato vegetativo, esses resultados sugerem baixa especificidade das espécies herbívoras com as espécies de arbustos presentes nas áreas, enquanto que os predadores possivelmente se beneficiam dos arbustos pela disponibilidade de alimento nessas plantas (Bátary et al. 2007; Ng et al. 2018b). Com base nesses resultados, concluímos que a utilização da composição de grupos funcionais vegetais confirmou a influência da vegetação na seleção de habitats pelos besouros, em função da distribuição de recursos no ambiente. Contudo, sinalizamos que a classificação de outras características das plantas, como fenologia e porcentagem de cobertura, possivelmente aumentará a explicação dessas associações (Cizek et al. 2012). Além disso, salientamos a importância de utilizar, juntamente com os grupos funcionais, a classificação taxonômica das plantas. A combinação dessas duas classificações possibilitará uma avaliação mais robusta da estruturação dos coleópteros nesses ambientes (Ng et al. 2018a; Gayer et al. 2019; Twardowski et al. 2020).

Nesse trabalho, utilizamos dois métodos de captura distintos, *pitfall trap* e rede de varredura, e houve um número pequeno de morfoespécies que foram coletadas por ambos os métodos. Além disso, os diferentes parâmetros de diversidade de besouros avaliados demonstraram diferentes respostas no que diz respeito aos dois tipos de habitat e as demais variáveis. Apesar do método de *pitfall trap* ter um viés em relação ao tamanho e nível de atividade dos besouros, é possível obter respostas relevantes a partir de diferenças no nível de atividade dos besouros entre os habitats (Baars 1979, McCravy 2018). A amostragem por rede de varredura é uma complementação efetiva para as áreas do Pampa, visto que ela é indicada para utilização em áreas dominadas por gramíneas e herbáceas (Yi et al. 2012). Isso claramente demonstra a importância de considerar mais de um tipo de coleta, a fim de permitir uma discussão a respeito da comunidade de besouros como um todo.

Agradecimentos

Este estudo realizado como parte do projeto “Cenários de conversão da vegetação nativa e a sustentabilidade de agroecossistemas no bioma Pampa”, coordenado pelo Prof. Dr. Valério de Patta Pillar e financiado pelo CNPq (MCTI/CNPq N° 20/2017 – Nexus II). O estudo foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001, AGS agradece a CAPES pela bolsa de Mestrado, e GEO ao CNPq pelo apoio (310345-2018-9). Agradecemos aos proprietários das áreas para a permissão de realizar essa pesquisa, e a Ana Paula Goetz, Willian Padilha, Filipe Ferreira e Rômulo Silveira pela ajuda em campo.

Referências

- Amarasekare P (2003) Competitive coexistence in spatially structured environments: a synthesis. *Ecol Lett* 6:1109–1122. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00530.x>
- Andrade BO, Bonilha, CL, Overbeck GE, et al. (2019) Classification of South Brazilian grasslands: Implications for conservation. *App Veget Science* 22:168-184. <https://doi.org/10.1111/avsc.12413>
- Attwood SJ, Maron M, House APN, Zammit C (2008) Do arthropod assemblages display globally consistent responses to intensified agricultural land use and management? *Glob Ecol Biogeogr* 17:585–599. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2008.00399.x>
- Baars, MA (1979) Catches in pitfall traps in relation to mean densities of carabid beetles. *Oecologia* 41:25–46. <https://doi.org/10.1007/BF00344835>
- Báldi A, Batáry P, Kleijn D (2013) Effects of grazing and biogeographic regions on grassland biodiversity in Hungary - analysing assemblages of 1200 species. *Agric Ecosyst Environ* 166:28–34. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.03.005>
- Barbosa AM, Brown JA, Jimenez-ValverdeA, Real R (2016) ModEvA: model evaluation and analysis. R package version 1.3.2. <https://CRAN.R-project.org/package=modEvA>
- Batáry P, Báldi A, Szél G, et al (2007) Responses of grassland specialist and generalist beetles to management and landscape complexity: Biodiversity research. *Divers Distrib* 13:196–202. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2006.00309.x>

- Bates D, Mächler M, Bolker B, Walker S (2017) Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *J Stat Soft*, 67 <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Benton TG, Vickery JA, Wilson JD (2003) Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? *Trends Ecol. Evol.* 18:182–188. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00011-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9)
- Boldrini II (2009) A flora dos campos do Rio Grande do Sul. In: Pillar VP, Müller SC, Castilhos ZMS, Jacques AVA (ed) *Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, pp 63-77
- Bolker B, R Development Core Team (2011). *bbmle: Tools for general maximum likelihood estimation*. R package version 1.0.3. <http://CRAN.Rproject.org/package=bbmle>
- Brose U (2003) Bottom-up control of carabid beetle communities in early successional wetlands: Mediated by vegetation structure or plant diversity? *Oecologia* 135:407–413. <https://doi.org/10.1007/s00442-003-1222-7>
- De Caceres M, Jansen, F (2015) *indicpecies: Relationship Between Species and Groups of Sites: indices and statistical inference*. R package version 1.7.5 <http://sites.google.com/site/miqueldecaceres/>.
- Cameron KH, Leather SR (2011) Heathland management effects on carabid beetle communities: the relationship between bare ground patch size and carabid biodiversity. *J Insect Conserv* 16:523–535. <https://doi.org/10.1007/s10841-011-9438-z>
- Carvalho JLN, Cerri CEP, Feigl BJ et al. (2009) Conversion of cerrado into agricultural land in the south-western Amazon: carbon stocks and soil fertility. *Sci. agric.*

(Piracicaba, Braz.) 66:233-241. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90162009000200013>

Chandler DS (2016) Beetles (Coleoptera) of Peru: A Survey of the Families. Anthicidae Latreille, 1824. *J Kansas Entomol Soc* 89:182–190. <https://doi.org/10.2317/150920.1>

Chiaradia LA, Rebonatto A, Smaniotto MA, et al (2011) Arthropods associated with soybean crops. *10:29–36*

Cizek L, Hauck D, Pokluda P (2012) Contrasting needs of grassland dwellers: habitat preferences of endangered steppe beetles (Coleoptera). *J Insect Conserv* 16:281–293. <https://doi.org/10.1007/s10841-011-9415-6>

Clough Y, Holzschuh A, Gabriel D, et al (2007) Alpha and beta diversity of arthropods and plants in organically and conventionally managed wheat fields. *J Appl Ecol* 44:804–812. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01294.x>

Cole LJ, McCracken DI, Dennis P, et al (2002) Relationships between agricultural management and ecological groups of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) on Scottish farmland. *Agric Ecosyst Environ* 93:323–336. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00333-4](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00333-4)

Ditt EH, Mourato S, Ghazoul J et al. (2010) Forest conversion and provision of ecosystem services in the Brazilian Atlantic Forest. *Land Degrad. Develop.*21: 591–603. <https://doi.org/10.1002/ldr.1010>

Evans TR, Mahoney MJ, Cashatt ED, et al (2016) The impact of landscape complexity on invertebrate diversity in edges and fields in an agricultural area. *Insects* 7:1–16. <https://doi.org/10.3390/insects7010007>

- Feng Q, Li FR, Liu JL, et al (2015) Ground-dwelling arthropod community response to native grassland conversion in a temperate desert of northwestern China. *J Insect Conserv* 19:105–117. <https://doi.org/10.1007/s10841-014-9751-4>
- Freitas DS, de Oliveira TE, de Oliveira JM (2019) Sustainability in the Brazilian pampa biome: A composite index to integrate beef production, social equity, and ecosystem conservation. *Ecol Indic* 98:317–326. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.10.012>
- Foley JA, DeFries R, Asner GP, et al (2005) Global consequences of land use. *Science* 309:570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Gayler C, Lövei GL, Magura T, et al (2019) Carabid functional diversity is enhanced by conventional flowering fields, organic winter cereals and edge habitats. *Agric Ecosyst Environ* 284:106579. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106579>
- Gibson, David J. (2009) *Grasslands and Grassland Ecology*. Oxford: Oxford University Press, ISBN 978-0-19-852919
- Gonthier DJ, Ennis KK, Farinas S, et al (2014) Biodiversity conservation in agriculture requires a multi-scale approach. *Proc R Soc B Biol Sci* 281: 20141358 <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.1358>
- Green RE, Cornell SJ, Scharlemann JPW, Balmford A (2005) Farming and the Fate of Wild Nature. *Science* 307:550-555. <https://doi.org/10.1126/science.1106049>
- Grimbacher PS, Catterall CP, Kitching RL (2006) Beetle species' responses suggest that microclimate mediates fragmentation effects in tropical Australian rainforest. *Austral Ecol* 31:458–470. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2006.01606.x>

- 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, Edmonds W (1982) The nesting behaviour of dung beetles (Scarabaeinae): an Ecological and Evolutive Approach, Instituto de Ecologica, Mexico City
- Harper KA, Macdonald SE, Burton PJ et al (2005) Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conserv Biol* 19:768–782. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00045.x>
- Hasenack H, Weber E, Boldrini II, Trevisan R (2010) Mapa de Sistemas Ecológicos da Ecorregião das Savanas Uruguaias em Escala 1:500.000 ou superior e Relatório Técnico descrevendo insumos utilizados e metodologia de elaboração do Mapa de Sistemas Ecológicos. Porto Alegre 22
- Hemerik L, Brussaard L (2002) Diversity of soil macro-invertebrates in grasslands under restoration succession. *Eur. J. Soil Biol* 38:145-150. [https://doi.org/10.1016/S1164-5563\(02\)01136-6](https://doi.org/10.1016/S1164-5563(02)01136-6)
- Hendrickx F, Maelfait JP, Van Wingerden W, et al (2007) How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *J Appl Ecol* 44:340–351. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01270.x>
- 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>
- IBGE (2019) *Biomass e Sistema Costeiro-Marinheiro do Brasil*. <https://www.ibge.gov.br/apps/biomass/> Acessado 06 janeiro de 2020.

- Jeffries MJ, Lawton JH (1984) Enemy free space and the structure of ecological communities. *Biol. J Linn Soc*, 23:269–286. doi: 10.1111/j.1095-8312.1984.tb00145.x
- Jolivet P (1987a) Trophic selection among Megascelinae and Eumolpinae (Cyclica) (Coleoptera Chrysomelidae). *Bull Soc Linn L*, 56:0366-1326.
- Jolivet P (1987b) Aperçu de la sélection trophique chez les Galerucinae. Etude par genre (Coleoptera Chrysomelidae). *Bull Ann Soc R Belge Ent*, 123:283-287.
- Kirmse S, Chaboo CS (2018) Polyphagy and florivory prevail in a leaf-beetle community (Coleoptera: Chrysomelidae) inhabiting the canopy of a tropical lowland rainforest in southern Venezuela. *J Nat Hist* 52:2677–2721. <https://doi.org/10.1080/00222933.2018.1548666>
- Kuplich TM, Fernando L, Costa F (2018) O Avanço Da Soja No Bioma Pampa. *Bol Geográfico do Rio Gd do Sul* 0:83–100
- Lassau SA, Hochuli DF, Cassis G, Reid CAM (2005) Effects of habitat complexity on forest beetle diversity: Do functional groups respond consistently? *Divers Distrib* 11:73–82. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2005.00124.x>
- Laurance WF (2008) Theory meets reality: how habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biol Conserv* 141:1731–1744. <http://doi:10.1016/j.biocon.2008.05.011>
- Leivas FWT, Grossi PC, Almeida LM (2013) Histerídeos (Staphyliniformia: Coleoptera: Histeridae) dos Campos Gerais, Paraná, Brasil. *Biota Neotrop* 13:196–204. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032013000200019>
- Li X, Liu Y, Duan M, et al (2018) Different response patterns of epigaeic spiders and carabid beetles to varying environmental conditions in fields and semi-natural

- habitats of an intensively cultivated agricultural landscape. *Agric Ecosyst Environ* 264:54–62. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.05.005>
- Mader V, Diehl E, Wolters V, Birkhofer K (2018) Agri-environmental schemes affect the trophic niche size and diet of common carabid species in agricultural landscapes. *Ecol Entomol* 43:823–835. <https://doi.org/10.1111/een.12671>
- Magura T, Lövei GL, Tóthmérész B (2017) Edge responses are different in edges under natural versus anthropogenic influence: a meta-analysis using ground beetles. *Ecol Evol* 7:1009–1017. <https://doi.org/10.1002/ece3.2722>
- Maharning AR, Mills AAS, Adl SN (2009) Soil community changes during secondary succession to naturalized grasslands. *App Soil Ecol* 41:137-147. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2008.11.003>
- Marinoni RC, Ganho NG, Monné ML, Mermudes JRM (2001) Hábitos alimentares em Coleoptera (Insecta). Ribeirão Preto, Holos, 63
- Mason NWH, De Bello F, Mouillot D, et al (2013) A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. *J Veg Sci* 24:794–806. <https://doi.org/10.1111/jvs.12013>
- McCrary KW (2018) A review of sampling and monitoring methods for beneficial arthropods in agroecosystems. *Insects* 9:. <https://doi.org/10.3390/insects9040170>
- MMA (2014) MMA divulga dados do monitoramento do desmatamento de três biomas. <http://www.mma.gov.br/informa/item/7455-mma-divulga-dados-do-monitoramento-do-desmatamento-de-tres-biomas>. Acessado 2 de janeiro 2020
- Murcia C (1995) Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends Ecol Evol* 10:58–62. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88977-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88977-6)

- Nabinger C, Moraes A de, Maraschin GE (2009) Campos in southern Brazil. In: Grassland ecophysiology and grazing ecology. CABI, pp 355–376
- 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>
- Ng K, Barton PS, Macfadyen S, et al (2018a) Beetle's responses to edges in fragmented landscapes are driven by adjacent farmland use, season and cross-habitat movement. *Landsc Ecol* 33:109–125. <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0587-7>
- Ng K, Driscoll DA, Macfadyen S, et al (2017) Contrasting beetle assemblage responses to cultivated farmlands and native woodlands in a dynamic agricultural landscape. *Ecosphere* 8:e02042. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2042>
- Ng K, McIntyre S, Macfadyen S, et al (2018b) Dynamic effects of ground-layer plant communities on beetles in a fragmented farming landscape. *Biodivers Conserv* 27:2131–2153. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1526-x>
- Ober KA (2002) Phylogenetic relationships of the carabid subfamily Harpalinae (Coleoptera) based on molecular sequence data. *Mol Phylogenet Evol* 24:228–248. [https://doi.org/10.1016/S1055-7903\(02\)00251-8](https://doi.org/10.1016/S1055-7903(02)00251-8)
- Oliveira TE de, Freitas DS de, Gianezini M, et al (2017) Agricultural land use change in the Brazilian Pampa Biome: The reduction of natural grasslands. *Land use policy* 63:394–400. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.02.010>
- Overbeck GE, Vélez-Martin E, Scarano FR, et al (2015) Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Divers Distrib* 21:1455–1460. <https://doi.org/10.1111/ddi.12380>

- Pillar VP, Véllez E (2010) Extinção dos Campos Sulinos em unidades de conservação: Um fenômeno natural ou um problema ético? *Nat. a Conserv.* 8:84–86
- Purtauf T, Dauber J, Wolters V (2005) The response of carabids to landscape simplification differs between trophic groups. *Oecologia* 142:458–464. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1740-y>
- Ries L, Fletcher RJ Jr, Battin J, Sisk TD (2004) Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models and variability explained. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 35:491–522. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130148>
- Root RB (1973) Organization of a Plant-Arthropod Association in Simple and Diverse Habitats: The Fauna of *Collards* (*Brassica Oleracea*) *Ecology*. 43:95–124 <http://www.jstor.org/stable/1942161>
- RStudio Team (2015) Integrated Development for R. RStudio, Inc Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>
- Schaffers AP, Raemakers IP, Sýkora K V, et al (2008) Arthropod Assemblages Are Best Predicted by Plant Species Composition. *Ecology* 89:782–794. <https://doi.org/10.1890/07-0361.1>
- Schweiger O, Maelfait JP, Van Wingerden W, et al (2005) Quantifying the impact of environmental factors on arthropod communities in agricultural landscapes across organizational levels and spatial scales. *J Appl Ecol* 42:1129–1139. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01085.x>
- Staude IR, Véllez-Martin E, Andrade BO, et al (2018) Local biodiversity erosion in south Brazilian grasslands under moderate levels of landscape habitat loss. *J Appl Ecol* 55:1241–1251. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13067>

Tscharntke T, Klein AM, Kruess A, et al (2005) Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - Ecosystem service management. *Ecol. Lett.* 8:857–874

Twardowski JP, Gruss I, Hurej M (2020) Does vegetation complexity within intensive agricultural landscape affect rove beetle (Coleoptera: Staphylinidae) assemblages? *Biocontrol Sci Technol* 30:116–131. <https://doi.org/10.1080/09583157.2019.1695101>

Willis RB, Abney MR, Holmes GJ, et al (2011) Influence of Preceding Crop on Wireworm (Coleoptera: Elateridae) Abundance in the Coastal Plain of North Carolina. *J Econ Entomol* 103:2087–2093. <https://doi.org/10.1603/ec10184>

Woodcock BA, Pywell RF (2010) Effects of vegetation structure and floristic diversity on detritivore, herbivore and predatory invertebrates within calcareous grasslands. *Biodivers Conserv* 19:81–95. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9703-6>

Yi Z, Jinchao F, Dayuan X, Weiguo S, Axmacher JC (2012) A Comparison of Terrestrial Arthropod Sampling Methods. *J Res Ecol*, 3:174-182 <https://doi.org/10.5814/j.issn.1674-764x.2012.02.010>

Material Suplementar

Tab. S1 Lista das espécies de besouros amostrados por armadilhas de queda (*pitfall trap*) e classificação com base nas guildas tróficas (Marinoni et al. 2001), com o respectivo número de indivíduos coletados nas diferentes distâncias (10, 125 e 250 metros) em campos nativos e plantações convencionais de soja, Rio Grande do Sul, Brasil.

Species/ morphospecies	Trophic guilds	Grasslands			Soybean		
		10 m	125 m	250 m	10 m	125 m	250 m
Adephaga sp.	Unknown	1	0	0	0	0	0
Anthicidae							
Anthicinae sp.1	Unknown	10	1	9	2	0	1
Anthicidae sp.2	Unknown	0	0	0	4	0	0
Anthicidae sp.4	Unknown	1	0	0	0	0	0
Carabidae							
Carabinae sp.	Predator	0	1	0	2	1	0
Carabidae sp.1	Predator	0	0	0	10	9	6
Carabidae sp.3	Predator	0	0	1	3	2	2
Carabidae sp.4	Predator	0	0	0	0	0	2
Carabidae sp.5	Predator	5	0	0	0	0	0
Carabidae sp.6	Predator	0	0	0	1	3	1
Carabidae sp.7	Predator	0	0	0	0	0	2
Carabidae sp.8	Predator	0	0	2	0	0	1
Carabidae sp.9	Predator	0	0	1	0	0	0
Carabidae sp.10	Predator	0	0	0	1	0	0
Carabidae sp.11	Predator	0	0	0	1	0	0
Carabidae sp.12	Predator	0	0	0	1	1	1
Carabidae sp.13	Predator	0	0	0	1	0	0
Carabidae sp.14	Predator	0	1	0	0	0	0
Carabidae sp.15	Predator	0	0	1	0	0	0
Carabidae sp.16	Predator	0	1	0	0	0	0
Carabidae sp.17	Predator	0	0	1	0	0	0
Carabidae sp.18	Predator	0	0	0	2	2	0
Carabidae sp.19	Predator	0	0	0	5	1	0
Carabidae sp.20	Predator	0	0	0	1	0	0
Harpalinae sp.	Predator	0	0	1	5	31	19
Chrysomelidae							
Alticini sp.1	Herbivore	0	1	0	0	0	0
Alticini sp.2	Herbivore	0	0	0	1	0	0
Alticini sp.3	Herbivore	1	0	0	0	0	0
Alticini sp.4	Herbivore	8	0	3	0	0	0

Tab. S1 (cont.)

Species/ morphospecies	Trophic guilds	Grasslands			Soybean		
		10 m	125 m	250 m	10 m	125 m	250 m
Chrysomelidae							
Chrysomelidae sp.2	Herbivore	0	0	2	0	0	0
Chrysomelidae sp.5	Herbivore	0	0	0	1	0	0
Chrysomelidae sp.7	Herbivore	0	1	0	0	0	0
Chrysomelidae sp.9	Herbivore	0	1	0	0	0	0
Chrysomelidae sp.14	Herbivore	0	0	1	0	0	0
<i>Diabrotica speciosa</i>	Herbivore	0	0	0	1	0	0
Coccinellidae							
Coccinellidae sp.3	Predator	0	0	0	1	0	0
Coccinellidae sp.4	Predator	0	0	0	1	0	0
Corylophidae							
Corylophidae sp.2	Fungivore	1	0	2	0	0	0
Curculionidae							
Baridinae sp.2	Herbivore	0	1	0	0	0	0
Curculionidae sp.1	Herbivore	0	0	8	0	0	0
Curculionidae sp.3	Herbivore	0	0	0	0	2	0
Curculionidae sp.4	Herbivore	0	0	0	0	1	0
Curculionidae sp.5	Herbivore	0	0	0	0	0	3
Curculionidae sp.8	Herbivore	1	1	0	0	0	0
Curculionidae sp.13	Herbivore	1	0	0	0	0	0
Curculionidae sp.14	Herbivore	1	0	0	0	0	0
Scolytinae sp.1	Fungivore	20	7	8	16	6	14
Scolytinae sp.2	Fungivore	4	2	3	2	4	20
Scolytinae sp.3	Fungivore	4	3	9	1	2	0
Scolytinae sp.4	Fungivore	0	4	0	4	0	3
Scolytinae sp.5	Fungivore	0	1	0	0	0	0
Scolytinae sp.6	Fungivore	4	5	0	0	1	0
Scolytinae sp.7	Fungivore	0	0	1	0	0	0
Elateridae							
<i>Conoderus pseudoscalaris</i>	Herbivore	1	0	0	0	0	0
Conoderus sp.	Herbivore	0	1	0	0	0	0
Elateridae sp.1	Herbivore	6	1	5	11	19	10
Elateridae sp.2	Herbivore	0	0	0	0	1	4
Elateridae sp.3	Herbivore	0	0	0	0	7	0
Elateridae sp.4	Herbivore	0	0	0	0	2	1
Elateridae sp.5	Herbivore	0	0	0	2	4	0
Elateridae sp.6	Herbivore	0	0	6	2	10	16

Tab. S1 (cont.)

Species/ morphospecies	Trophic guilds	Grasslands			Soybean		
		10 m	125 m	250 m	10 m	125 m	250 m
Elateridae							
Elateridae sp.8	Herbivore	1	0	0	0	0	0
Elateridae sp.9	Herbivore	0	0	0	0	0	1
Elateridae sp.10	Herbivore	0	0	0	1	0	0
Elateridae sp.11	Herbivore	0	0	2	0	0	0
Histeridae							
Histeridae sp.1	Predator	1	2	0	0	0	0
Histeridae sp.2	Predator	0	0	6	0	0	0
Histeridae sp.3	Predator	1	1	0	0	0	0
Histeridae sp.4	Predator	0	0	6	0	0	0
Histeridae sp.5	Predator	3	1	0	0	0	0
Hydrophilidae							
Hydrophilidae sp.	Unknown	0	0	1	0	0	0
Laemophloidae							
Laemophloidae sp.	Unknown	0	0	1	0	0	0
Leiodidae							
Leiodidae sp.	Fungivore	0	3	0	0	0	1
Meloidae							
Meloidae sp.	Herbivore	0	1	0	0	0	1
Monotomidae							
Monotomidae sp.2	Fungivore	12	6	9	1	3	1
Mordellidae							
Mordellidae sp.	Herbivore	0	0	1	0	0	0
Nitidulidae							
Nitidulinae sp.	Herbivore	29	10	12	23	52	36
Nitidulidae sp.1	Herbivore	3	0	4	1	3	2
Nitidulidae sp.2	Herbivore	0	0	1	0	0	2
Nitidulidae sp.3	Herbivore	0	0	1	1	0	0
Nitidulidae sp.4	Herbivore	1	0	0	0	0	0
Nitidulidae sp.5	Herbivore	1	1	0	1	0	0
Nitidulidae sp.6	Herbivore	0	0	2	0	2	2
<i>Carpophilus</i> sp.	Herbivore	15	7	8	20	22	39
Phalacridae							
Phalacridae sp.1	Fungivore	1	0	0	0	0	0
Phalacridae sp.2	Fungivore	0	0	0	0	1	0
Phalacridae sp.6	Fungivore	0	1	0	0	0	0

Tab. S1 (cont.)

Species/ morphospecies	Trophic guilds	Grasslands			Soybean		
		10 m	125 m	250 m	10 m	125 m	250 m
Ptiliidae							
Ptiliidae sp.1	Fungivore	1	0	0	0	0	0
Ptiliidae sp.2	Fungivore	0	1	0	0	0	0
Ptinidae							
Anobiinae sp.1	Fungivore	0	0	0	0	4	0
Scarabaeidae							
Aphodiinae sp.1	Decomposer	9	0	0	1	5	2
Aphodiinae sp.2	Decomposer	5	0	0	2	0	0
Aphodiinae sp.3	Decomposer	1	1	2	3	0	0
Aphodiinae sp.4	Decomposer	6	8	10	2	0	1
Aphodiinae sp.5	Decomposer	0	0	0	0	1	0
Aphodiinae sp.6	Decomposer	1	0	0	0	0	0
Aphodiinae sp.7	Decomposer	1	5	3	0	0	1
<i>Aphodius lividus</i>	Decomposer	0	0	1	0	0	0
Scarabaeidae sp.1	Decomposer	2	1	0	0	0	0
Scarabaeidae sp.2	Decomposer	0	0	1	1	0	0
Scarabaeidae sp.3	Decomposer	3	0	1	0	0	0
Scarabaeidae sp.4	Decomposer	0	0	1	0	0	0
Scarabaeidae sp.5	Decomposer	1	0	1	0	0	0
Scarabaeidae sp.6	Decomposer	0	0	0	2	0	0
Scarabaeidae sp.7	Decomposer	0	0	1	0	0	0
Scarabaeidae sp.8	Decomposer	0	0	1	0	0	0
Scarabaeidae sp.9	Decomposer	5	4	2	0	0	1
Scarabaeidae sp.10	Decomposer	1	1	4	0	0	0
Scarabaeidae sp.11	Decomposer	6	15	7	2	0	0
Scarabaeidae sp.12	Decomposer	7	5	2	2	0	0
Scarabaeioidea							
Scarabaeioidea sp.2	Unknown	0	0	0	0	1	0
Silvanidae							
Silvanidae sp.1	Fungivore	2	1	2	3	2	2
Staphylinidae							
Pselaphinae sp.	Predator	0	0	1	0	0	0
Scaphisoma sp.	Predator	0	0	0	0	1	1
Scydimaenidae sp.1	Predator	3	0	1	2	0	1
Scydimaenidae sp.2	Predator	0	0	0	3	0	0
Staphylinidae sp.1	Predator	2	2	0	0	0	0
Staphylinidae sp.2	Predator	2	0	0	0	0	0

Tab. S1 (cont.)

Species/ morphospecies	Trophic guilds	Grasslands			Soybean		
		10 m	125 m	250 m	10 m	125 m	250 m
Staphylinidae							
Staphylinidae sp.3	Predator	0	0	1	0	0	1
Staphylinidae sp.4	Predator	0	1	0	0	0	0
Staphylinidae sp.5	Predator	0	7	45	0	1	5
Staphylinidae sp.6	Predator	1	0	0	0	0	0
Staphylinidae sp.7	Predator	0	3	0	0	1	7
Staphylinidae sp.8	Predator	1	0	0	0	0	1
Staphylinidae sp.9	Predator	1	0	3	1	0	0
Staphylinidae sp.10	Predator	4	3	53	0	0	4
Staphylinidae sp.11	Predator	1	0	0	0	0	0
Staphylinidae sp.12	Predator	0	1	2	0	0	0
Staphylinidae sp.13	Predator	0	2	1	1	0	0
Staphylinidae sp.14	Predator	0	2	0	1	0	0
Staphylinidae sp.15	Predator	0	0	1	0	1	0
Staphylinidae sp.16	Predator	0	1	0	0	0	0
Tenebrionidae							
<i>Lagria villosa</i>	Herbivore	0	0	0	0	0	1
Tenebrionidae sp.2	Decomposer	0	1	0	0	0	0
Tenebrionidae sp.3	Decomposer	0	0	1	0	0	0
Tenebrionoidea							
Tenebrionoidea sp.1	Unknown	0	3	0	0	0	0

Tab. S2 Lista das espécies de besouros amostrados por rede de varredura (*sweep net*) e classificação com base nas guildas tróficas (Marinoni et al. 2001), com o respectivo número de indivíduos coletados nas diferentes distâncias (10, 125 e 250 metros) em campos nativos e plantações convencionais de soja, Rio Grande do Sul, Brasil.

Species/ morphospecies	Trophic guilds	Grasslands			Soybean		
		10 m	125 m	250 m	10 m	125 m	250 m
Anthicidae							
Anthicidae sp.3	Unknow	0	0	0	0	1	0
Anthribidae							
Anthribidae sp.1	Herbivore	0	0	1	0	0	1
Brentidae							
Apioninae sp.2	Herbivore	0	0	0	1	0	1
Apioninae sp.3	Herbivore	0	0	6	0	0	0
Apioninae sp.5	Herbivore	1	0	0	0	0	0
Buprestidae							
Buprestidae sp.1	Herbivore	0	2	1	0	0	0
Cantharidae							
Cantharidae sp.1	Predator	2	0	0	0	0	0
Chrysomelidae							
Alticinae sp.1	Herbivore	7	17	2	0	0	0
Alticinae sp.2	Herbivore	0	0	1	0	0	0
Alticinae sp.3	Herbivore	0	2	0	0	0	0
Alticinae sp.4	Herbivore	2	0	2	0	0	0
Chrysomelidae sp.1	Herbivore	0	0	1	0	0	0
Chrysomelidae sp.10	Herbivore	1	0	0	0	0	0
Chrysomelidae sp.11	Herbivore	0	1	0	0	0	0
Chrysomelidae sp.12	Herbivore	0	1	1	0	0	0
Chrysomelidae sp.13	Herbivore	0	0	1	0	0	0
Chrysomelidae sp.15	Herbivore	1	0	0	0	0	0
Chrysomelidae sp.3	Herbivore	0	1	0	0	0	0
Chrysomelidae sp.4	Herbivore	0	1	0	0	0	0
Chrysomelidae sp.5	Herbivore	0	0	0	1	0	1
Chrysomelidae sp.6	Herbivore	1	0	0	0	0	0
Chrysomelidae sp.8	Herbivore	0	1	0	0	0	0
Chrysomelidae sp.16	Herbivore	0	0	1	0	4	0
<i>Diabrotica speciosa</i>	Herbivore	1	0	0	15	8	15
<i>Spintherophyta</i> sp.	Herbivore	7	4	11	0	0	0

Tab. S2 (cont.)

Species/ morphospecies	Trophic guilds	Grasslands			Soybean		
		10 m	125 m	250 m	10 m	125 m	250 m
Coccinellidae							
Coccinellidae sp.1	Predator	1	0	0	0	0	0
Coccinellidae sp.2	Predator	0	1	1	0	0	0
Coccinellidae sp.4	Predator	1	0	1	0	0	0
Coccinellidae sp.5	Predator	1	0	0	0	0	0
Corylophidae							
Corylophidae sp.1	Fungivore	0	0	1	0	0	0
Curculionidae							
Baridinae sp.1	Herbivore	0	4	5	0	0	0
Baridinae sp.2	Herbivore	2	2	2	0	0	1
Curculionidae sp.10	Herbivore	0	0	1	0	0	0
Curculionidae sp.11	Herbivore	0	0	1	0	0	0
Curculionidae sp.12	Herbivore	0	1	0	0	0	0
Curculionidae sp.15	Herbivore	2	0	0	0	0	0
Curculionidae sp.2	Herbivore	1	0	0	0	0	0
Curculionidae sp.5	Herbivore	0	0	0	0	1	4
Curculionidae sp.6	Herbivore	0	15	0	0	0	0
Curculionidae sp.7	Herbivore	0	3	0	0	0	0
Curculionidae sp.9	Herbivore	0	0	2	0	0	0
Dytiscidae							
Dytiscidae sp.1	Predator	0	0	0	1	0	1
Elateridae							
Elateridae sp.11	Herbivore	1	0	0	0	0	0
Elateridae sp.12	Herbivore	3	0	0	0	0	0
Elateridae sp.7	Herbivore	1	0	1	0	0	0
Lathridiidae							
Lathridiidae sp.	Herbivore	1	0	1	8	4	3
Melyridae							
<i>Astylus</i> sp.	Herbivore	0	0	0	0	3	0
Melyridae sp.1	Herbivore	0	0	1	0	0	2
Monotomidae							
Monotomidae sp.1	Fungivore	1	0	0	0	0	0

Tab. S2 (cont.)

Species/ morphospecies	Trophic guilds	Grasslands			Soybean		
		10 m	125 m	250 m	10 m	125 m	250 m
Nitidulidae							
Nitidulidae sp.5	Herbivore	1	0	0	0	0	0
Nitidulidae sp.6	Herbivore	2	0	0	0	0	0
Phalacridae							
Phalacridae sp.3	Fungivore	0	1	0	0	0	0
Phalacridae sp.4	Fungivore	0	0	0	0	0	1
Phalacridae sp.5	Fungivore	0	0	1	0	0	0
Scarabaeoidea							
Scarabaeoidea sp.1	Unknow	0	0	1	0	0	0
Staphylinidae							
Scaphisoma sp.	Fungivore	0	0	0	2	0	0
Tenebrionidae							
Tenebrionidae sp.1	Decomposer	1	0	0	0	0	0

Considerações finais

Este estudo nos possibilitou fazer inferências a respeito dos fatores responsáveis pelas diferenças na composição de besouros que habitam ambientes convertidos e áreas naturais. Nossas análises demonstraram que a comunidade não se altera próximo a áreas de borda, sugerindo que o fator limitante para a ocorrência das espécies em cada habitat é a alteração abrupta da estrutura do habitat. Os besouros campestres estavam relacionados a algumas formas de vida vegetais, corroborando a importância da heterogeneidade do habitat para a organização da fauna de coleópteros nesses ambientes. Além disso, a análise das propriedades do solo, temperatura, umidade, juntamente com o registro da porcentagem de solo exposto e da densidade da vegetação nas duas áreas, podem ajudar a entender melhor os processos envolvidos na organização da fauna de coleóptera. As respostas obtidas com as análises de guildas tróficas comparando campos e lavouras sugerem que o manejo agrícola torna esse ambiente hostil para os fungívoros e decompositores, enquanto que besouros herbívoros parecem se beneficiar, o que sugere uma compensação de espécies entre as áreas, devido principalmente à capacidade das espécies oportunistas se adaptarem a áreas agrícolas.

A inclusão da segunda campanha de campo – realizada na fase de pousio da soja – nas análises auxiliará na identificação das espécies que se favorecem com a soja, o que nos permitirá compreender melhor como a comunidade de besouros se estrutura ao longo do tempo. Desta forma, será possível verificar se existe uma tendência à reestruturação das comunidades nas áreas de campo quando não houver influência agrícola, permitindo uma visão mais abrangente sobre os impactos da conversão de uso nas comunidades de besouros. A análise da paisagem circundante – ao invés da simplificação com o uso apenas das áreas dos fragmentos – também será importante para identificar possíveis influências espaciais que não conseguimos compreender em nosso primeiro levantamento

de campo. A identificação taxonômica dos coleópteros, pelo menos para os grupos mais conhecidos e estudados, será útil para analisar possíveis relações de especificidade dos besouros com as plantas. Outro passo importante seria considerar atributos funcionais dos besouros, ao invés do uso de guildas tróficas. Tal abordagem também será importante considerando a alta porcentagem de espécies não identificadas que foram registradas no estudo.