

JOSÉ VICTOR ALVES FERREIRA

**COMUNIDADE DE VESPAS SOCIAIS (VESPIDAE: POLISTINAE) E
ABELHAS (HYMENOPTERA: APOIDEA) EM REMANESCENTES DE
HABITAT NATIVO E ÁREAS DE CULTIVO DE SOJA NA REGIÃO CENTRO-
OESTE DO ESTADO DE MATO GROSSO**

**TANGARÁ DA SERRA/MT – BRASIL
2019**

JOSÉ VICTOR ALVES FERREIRA

**COMUNIDADE DE VESPAS SOCIAIS (VESPIDAE: POLISTINAE) E
ABELHAS (HYMENOPTERA: APOIDEA) EM REMANESCENTES DE
HABITAT NATIVO E ÁREAS DE CULTIVO DE SOJA NA REGIÃO CENTRO-
OESTE DO ESTADO DE MATO GROSSO**

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

Orientador: Prof. Dr. Dionei José da Silva
Co-orientadora: Profa. Dra. Danielle Storck Tonon

**TANGARÁ DA SERRA/MT – BRASIL
2019**

F383c FERREIRA, José Victor Alves.
Comunidade de Vespas Sociais (Vespidae: Polistinae) e Abelhas (Hymenoptera: Apoidea) em Remanescentes de Habitat Nativo e Áreas de Cultivo de Soja na Região Centro-Oeste do Estado de Mato Grosso / José Victor Alves Ferreira - Tangará da Serra, 2019.
63 f.; 30 cm. (ilustrações) Il. color. (sim)

Trabalho de Conclusão de Curso
(Dissertação/Mestrado) - Curso de Pós-graduação Stricto Sensu (Mestrado Acadêmico) Interdisciplinar em Ambiente e Sistemas de Produção Agrícola, Faculdade de Ciências Agrárias, Biológicas, Engenharia e da Saúde, Câmpus de Tangara da Serra, Universidade do Estado de Mato Grosso, 2019.
Orientador: Dionei José da Silva
Coorientador: Danielle Storck Tonon

1. Ecologia de Paisagem. 2. Serviços Ecosistêmicos. 3. Polinizadores. 4. Perda de Habitat. 5. Fragmentação de Habitat. I. José Victor Alves Ferreira. II. Comunidade de Vespas Sociais (Vespidae: Polistinae) e Abelhas (Hymenoptera: Apoidea) em Remanescentes de Habitat Nativo e Áreas de Cultivo de Soja na Região Centro-Oeste do Estado de Mato Grosso: .
CDU 338.1:581.162.3(817.2)

JOSÉ VICTOR ALVES FERREIRA

**“COMUNIDADE DE VESPAS SOCIAIS (VESPIDAE: POLISTINAE) E
ABELHAS (HYMENOPTERA: APOIDEA) EM REMANESCENTES DE
HABITAT NATIVO E ÁREAS DE CULTIVO DE SOJA NA REGIÃO CENTRO-
OESTE DO ESTADO DE MATO GROSSO”**

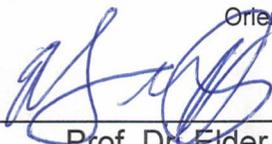
Dissertação apresentada à
Universidade do Estado de Mato
Grosso, como parte das exigências
do Programa de Pós-graduação
Stricto Sensu em Ambiente e
Sistemas de Produção Agrícola para
obtenção do título de Mestre.

Aprovada em 28 de agosto de 2019.

Banca Examinadora



Prof. Dr. Dionei Jose da Silva
Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT
Orientador



Prof. Dr. Elder Ferreira Morato
Universidade Federal do Acre - UFAC
Membro Externo



Profa. Dra. Alessandra Regina Butnariu
Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT
Membro interno

TANGARÁ DA SERRA/MT- BRASIL

2019

DEDICATÓRIA

Aos meus pais, que sempre foram e serão a minha base. Ao meu irmão, por todo apoio e parceria. E a minha esposa, por todo o amor, carinho e compreensão.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente aos meus pais, José Carlos Ferreira e Mirlene Alves Silva Ferreira, por todo o apoio, amor e carinho. Ao meu irmão e melhor amigo, Vinícius Alves Ferreira, que tem toda a minha admiração e respeito. À minha amada esposa, Camila Volff, sempre carinhosa, paciente e compreensiva para com as minhas loucuras. Ao meu orientador Dionei José da Silva, pela confiança e oportunidade. À minha orientadora, Danielle Storck-Tonon, que ... sinceramente, me faltam palavras para agradecer-la por todos os ensinamentos, direcionamentos, puxões de orelha, confiança e amizade ... meu muito obrigado, por tudo. Ao meu também orientador, Ricardo José da Silva, o grande malucão, agradeço por todos os conselhos (ao estilo Ricardo de ser), por todos os ensinamentos e, principalmente, por sua sinceridade e honestidade. Ao pesquisador Alexandre Somavilla, pelo suporte, parceria e por sempre estar disposto a me ajudar. Ao professor Diogo, pelas conversas, conselhos e esclarecimentos, quase que diários, das minhas muitas dúvidas. À professora Mônica, principalmente pela confiança e pela oportunidade. À Nayane por toda a ajuda e parceria. A todos os integrantes do projeto Rede Bioagro, do laboratório de zoologia e do laboratório de entomologia, em especial aos amigos: Anildo, Uagner, Mayra, Gabriel “filho”, Jefferson “doido”, Robson, Valdecir, Kelley, Joseph... Ao senhor Carlos, por toda a ajuda, por todos os conselhos e por todos os momentos alegres e divertidos. Ao professor e pesquisador Márcio L. de Oliveira, por todas as contribuições. Ao meu grande amigo Genghis e família, que carinhosamente abriram as portas de casa, onde tive um tratamento impecável. A todos os integrantes (discentes e docentes) do Programa de Pós-graduação em Ambiente e Sistema de Produção Agrícola (PPGASP) e, é claro, um agradecimento especial à Lia que, salva vidas e dissertações diariamente (inclusive esta que você está lendo). Ao professor Raimundo França e ao Professor Rivanildo Dallacort pelo incentivo à minha continuidade na carreira acadêmica. Aos meus amigos e incentivadores Auclar Felipe e Talitha Hevilla. Aos meus amigos Anderson Fernandes de Miranda e Rogério Custódio que, um dia me deram as devidas orientações e, graças a elas, pude chegar até aqui. A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Mato Grosso (FAPEMAT) e Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), por

todo o suporte e apoio. À Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT), responsável por toda minha carreira acadêmica. Ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), pela parceria e auxílio. Agradeço também aos funcionários da instituição (UNEMAT). Aos proprietários e funcionários das fazendas, que abriram suas portas e que contribuíram com o avanço científico. Ao professor Elder F. Morato que se dispôs a vir participar, presencialmente, da minha banca de defesa. E claro, agradeço a você que, de alguma forma contribuiu com este trabalho, mas que eu esqueci de citá-lo. Meu muito obrigado a todos vocês.

EPÍGRAFE

“Não poderias entrar duas vezes no mesmo rio.”

Heráclito de Éfeso

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	9
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	11
ARTIGO 1: Efeitos da Quantidade e Complexidade de Habitats Naturais Sobre a Riqueza e Composição de Vespas Sociais (Vespidae: Polistinae): Implicações para o Controle Biológico em Áreas de Cultivo de Soja no Estado de Mato Grosso.....	14
ARTIGO 2: Efeitos da Quantidade e Complexidade de Habitats Naturais Sobre a Riqueza e Composição de Abelhas (Hymenoptera: Apoidea) em Floresta, Cerrado e Áreas de Cultivo de Soja Adjacente, no Centro-oeste do Estado de Mato Grosso, Brasil.....	36
CONSIDERAÇÕES FINAIS	65

RESUMO

Aumentar a produção de alimentos e assegurar os serviços ecossistêmicos prestados pela biodiversidade é um dos grandes desafios para o século XXI. Entretanto, as expansões agrícolas causam grandes impactos negativos sobre a biodiversidade terrestre, afetando diretamente os serviços ecossistêmicos. Os insetos participam ativamente na prestação desses serviços à agricultura, como por exemplo, o controle biológico natural e a polinização. Vespas sociais (Hymenoptera: Polistinae) participam ativamente no equilíbrio trófico em ecossistemas naturais e no controle biológico natural de pragas agrícolas. A polinização é realizada principalmente por abelhas (Hymenoptera: Apoidea), que contribuem significativamente com o aumento da produtividade, até mesmo em culturas que independem da polinização animal, como no caso da soja. Contudo, vários fatores, entre eles a perda de habitat nativo, têm contribuído para a diminuição da abundância e diversidade desses organismos. Neste estudo, foram avaliadas a riqueza e composição de vespas sociais e abelhas no interior de habitats nativos, borda e área de cultivo de soja adjacente, e entre três tipos de vegetação, Amazônia, Cerrado e transição entre ambos, denominados neste trabalho como Floresta, Cerrado e Ecótono, respectivamente. Também avaliamos os efeitos da quantidade, complexidade e tipo de habitat nativo sobre a riqueza e composição de espécies, em duas escalas (buffer 5.000 e 1.000 m). As coletas foram realizadas em oito municípios na região centro-oeste do estado de Mato Grosso, composto por três biomas brasileiros (Amazônia, Cerrado e Pantanal) e, atualmente, o estado que mais produz soja no Brasil. No total foram amostrados, para vespas sociais, 288 indivíduos, distribuídos em 43 espécies e 10 gêneros e 1360 indivíduos, de abelhas, distribuídos em 134 espécies e 52 gêneros. A riqueza e composição de vespas sociais diferiu entre os pontos (interior, borda e cultura) apenas nas áreas de floresta e não diferiu nas áreas categorizadas como Cerrado e Ecótono. A quantidade de habitat nativo teve efeito sobre a riqueza de vespas sociais apenas em áreas de Floresta e a riqueza foi positivamente relacionada com a complexidade da estrutura do habitat nas duas escalas (buffer 5.000 e 1.000 m). A riqueza e composição de abelhas variaram entre os tipos de habitat (interior, borda e área de cultivo) e entre os tipos de vegetação (Floresta, Ecótono e Cerrado). Além disso, a quantidade de habitat nativo teve efeito sobre a riqueza e, a complexidade da estrutura vegetal teve efeito sobre a composição de abelhas. Nossos resultados sugerem que vespas sociais são generalistas com relação ao local de forrageamento, porém, dependem de habitats estruturalmente mais complexos para nidificarem. Abelhas são mais sensíveis à variação e qualidade do habitat. A manutenção de habitats nativos e a maior complexidade da estrutural vertical da vegetação favorece a riqueza de vespas sociais e abelhas em áreas de cultivo de soja, o que, conseqüentemente, favorecerá o controle biológico e a polinização, respectivamente. Assim, sugerimos que estratégias de manejo da paisagem considerem a quantidade e a complexidade da estrutura do habitat na manutenção da diversidade de vespas sociais e abelhas, tanto em habitats nativos, como também em áreas de cultivo de soja adjacentes.

Palavras-chave: Ecologia de paisagem, serviços ecossistêmicos, polinizadores, perda de habitat, fragmentação de habitat.

ABSTRACT

Increasing food production and ensuring ecosystem services provided by biodiversity is one of the major challenges for the 21st century. However, agricultural expansions have major negative impacts on terrestrial biodiversity, directly affecting ecosystem services. Insects actively participate in the provision of these services to agriculture, such as natural biological control and pollination. Social wasps (Hymenoptera: Polistinae) actively participate in trophic balance in natural ecosystems and in natural biological control of agricultural pests. Pollination is mainly performed by bees, which contributes significantly to increased productivity even in crops that are independent of animal pollination, as in the case of soybeans. However, several factors, including the loss of native habitat, have contributed to the decrease in abundance and diversity of these organisms. In this work we evaluated the richness and composition of social wasps (Vespidae: Polistinae) and bees (Hymenoptera: Apoidea) within native habitats, border and adjacent soybean cultivation area, and among three vegetation types (Amazon, Cerrado and Ecotone). We also evaluated the effects of type, complexity and amount of native habitat on species richness and composition on two scales (buffer 5,000 and 1,000 m). The collections were performed in eight municipalities in the Midwest region of the state of Mato Grosso, composed of three Brazilian biomes (Amazon, Cerrado and Pantanal) and is currently the state that produces most soybeans in Brazil. In total 288 individuals were sampled, distributed in 43 species and 10 genera of social wasps and 1360 individuals, distributed in 134 species and 52 genera of bees. The richness and composition of social wasps did not differ among the points (interior, border and culture) and between the vegetation types (Forest, Ecotone and Cerrado). The amount of native habitat had an effect on social wasp richness only in Forest areas and richness was positively related to the complexity of habitat structure at both scales (buffer 5,000 and 1,000 m). The richness and composition of bees varied among habitat types (interior, border and area of cultivation) and between vegetation types (Forest, Ecotone and Cerrado). In addition, the amount of native habitat had an effect on richness and the complexity of plant structure had an effect on bee composition. Our results suggest that social wasps are generalists regarding foraging site, but rely on structurally more complex habitats to nest. Bees are more sensitive to habitat variation and quality. The maintenance of native habitats and the greater complexity of the vertical structure of the vegetation favors the richness of social wasps and bees in soybean areas, which consequently will favor biological control and pollination, respectively. Thus, we suggest that landscape management strategies consider the amount and complexity of habitat structure in maintaining the diversity of social wasps and bees, both in native habitats and in adjacent soybean areas.

Keywords: Landscape ecology, ecosystem services, pollinators, habitat loss, habitat fragmentation.

INTRODUÇÃO GERAL

Os ecossistemas agrícolas, que juntos formam o maior ecossistema da engenharia humana, são extremamente dependentes dos serviços ecossistêmicos (ZHANG et al., 2007), que podem ser definidos como os processos ambientais que trazem benefícios, diretos e indiretos, para os seres humanos, como por exemplo, a purificação da água, proteção do solo, polinização de plantas cultivadas e nativas, controle biológico, entre outros (KREMEN, 2005). Porém, a substituição de habitats naturais por áreas de cultivo agrícola tem como consequência a simplificação do habitat, impactando negativamente a estabilidade e a prestação desses serviços à agricultura (HOLZSCHUH; STEFFAN-DEWENTER; TSCHARNTKE, 2009; KLEIN; STEFFAN-DEWENTER; TSCHARNTKE, 2003; RAMANKUTTY et al., 2011; RUSCH et al., 2016; SCHÜEPP; RITTINER; ENTLING, 2012).

A ordem Hymenoptera (Artropoda: Insecta), assim como outros insetos, desempenham importante participação na prestação de serviços ecossistêmicos (LOSEY; VAUGHAN, 2006). Dentre as 22 superfamílias reconhecidas para Hymenoptera, Vespoidea e Apoidea destacam-se por possuírem indivíduos popularmente bem conhecidos (formigas, abelhas e marimbondos) e importantes para o controle biológico natural de pragas agrícolas (CARPENTER; MARQUES, 2001; PREZOTO, 1999) e para a polinização de plantas cultivadas (KERR et al., 2001; ROUBIK, 1995).

A superfamília Vespoidea é composta por 10 famílias, sendo que oito destas (sete famílias de vespas e uma família de formiga) têm ocorrência confirmada no Brasil: Mutilidae, Pompilidae, Rhopalosomatidae, Sapygidae, Scollidae, Tiphiidae, Vespidae e Formicidae (FERNÁNDEZ; SHARKEY, 2006; RAFAEL et al., 2012). A família Vespidae é cosmopolita e agrupa seis subfamílias, com três destas ocorrendo naturalmente no Brasil: Masarinae, Eumeninae e Polistinae. Das três, apenas Polistinae apresenta comportamento eussocial (CARPENTER; MARQUES, 2001).

O crescente interesse em estudos sobre diversidade de vespas sociais é devido à reconhecida importância ecológica desses insetos no equilíbrio trófico

dos ecossistemas (RESENDE et al., 2016), como predadores de insetos pragas (PREZOTO, 1999), polinizadores (CLEMENTE et al., 2012) e bioindicadores da qualidade ambiental (DE SOUZA et al., 2010). Sendo de comportamento social, estas vespas são notavelmente abundantes, amplamente distribuídas (CARPENTER; MARQUES, 2001) e participam ativamente em teias alimentares (SANTOS et al., 2007).

A superfamília Apoidea é composta por cinco famílias, das quais quatro ocorrem naturalmente no Brasil: Ampulicidae, Apidae, Crabronidae e Sphecidae. As abelhas, agrupadas na família Apidae, representam o principal grupo de polinizadores de plantas nativas e cultivadas (KERR et al., 2001; ROUBIK, 1995), melhorando a qualidade de frutos e sementes em, pelo menos, 70% dos cultivos agrícolas (ROUBIK, 1995).

O presente trabalho teve como objetivo avaliar o efeito do tipo, quantidade e complexidade do habitat sobre a riqueza e composição de vespas sociais e abelhas em áreas de vegetação Amazônia, Cerrado e cultivo de soja. O trabalho foi dividido em dois capítulos, sendo eles: 1) Efeitos da Quantidade e Complexidade de Habitats Naturais Sobre a Riqueza e Composição de Vespas Sociais (Hymenoptera: Vespidae): Implicações para o Controle Biológico em Áreas de Cultivo de Soja no Estado de Mato Grosso; 2) Efeitos da Quantidade e Complexidade de Habitats Naturais Sobre a Riqueza e Composição de Abelhas (Hymenoptera: Apoidea) em Floresta, Cerrado e Áreas de Cultivo de Soja adjacente, no Centro-oeste do Estado de Mato Grosso, Brasil.

REFRÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CARPENTER, J. M.; MARQUES, O. M. **Contribuição ao Estudo Dos Vespídeos do Brasil (Insecta, Hymenoptera, Vespoidea, Vespidae)**. Universidade Federal da Bahia, Departamento de Fitotecnia, Bahia, 147p, 2001.

CLEMENTE, M. A. et al. Flower-visiting social wasps and plants interaction: Network pattern and environmental complexity. **Psyche (New York)**, v. 2012, 2012.

DE SOUZA, M. M. et al. Social wasps (Hymenoptera: Vespidae) as indicators of conservation degree of riparian forests in southeast Brazil. **Sociobiology**, v. 56, n. 2, p. 387–396, 2010.

FERNÁNDEZ, F.; SHARKEY, M. J. **Introducción a los Hymenoptera de la Región Neotropical**. Univ. Nacional de Colombia, 2006.

HOLZSCHUH, A.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. Grass Strip Corridors in Agricultural Landscapes Enhance Nest-Site Colonization by Solitary Wasps. **Ecological Applications**, v. 19, n. 1, p. 123–132, 2009.

KLEIN, A.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. Fruit set of highland coffee increases with the diversity of pollinating bees. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 270, n. December 2002, p. 955–961, 2003.

KREMEN, C. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? **Ecology Letters**, v. 8, p. 468–479, 2005.

LOSEY, J. E.; VAUGHAN, M. The Economic Value of Ecological Services Provided by Insects. **Bioscience**, v. 56, n. 4, p. 311–323, 2006.

PREZOTO, F. Ação de *Polistes (Aphanilopterus) simillimus* Zikán (Hymenoptera, Vespidae) no controle de *Spodoptera frugiperda* (Smith) (Lepidoptera, Noctuidae). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 16, n. 3, p. 841–850, 1999.

RAFAEL, J. A. et al. **Insetos do Brasil - Diversidade e Taxonomia**. Ribeirão Preto-SP: Holos, 2012.

RAMANKUTTY, N. et al. Solutions for a cultivated planet. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 337–342, 2011.

RESENDE, L. DE O. et al. Agroecossistemas e o Serviço Ecológico dos Insetos na Sustentabilidade. In: **Sustentabilidade: Tópicos da Zona da Mata Mineira**. 1ª ed. Juiz de Fora, Real Consultoria em Negócios Ltda, p. 19-30, 2016.

ROUBIK, D. W. **Pollination of cultivated plants in the tropics**. Food & Agriculture Org., 1995.

RUSCH, A. et al. Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: a quantitative synthesis. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 221, p. 198–204, 2016.

SANTOS, G. M. DE M. et al. Diversity and Community Structure of Social Wasps (Hymenoptera : Vespidae) in Three Ecosystems in Itaparica Island, Bahia State, Brazil. **Ecology, Behavior and Bionomics**, v. 36, n. 2, p. 180–185, 2007.

SCHÜEPP, C.; RITTINER, S.; ENTLING, M. H. High Bee and Wasp Diversity in a Heterogeneous Tropical Farming System Compared to Protected Forest. **PLoS ONE**, v. 7, n. 12, p. 1–8, 2012.

ZHANG, W. et al. Ecosystem services and dis-services to agriculture. **Ecological Economics**, v. 64, p. 253–260, 2007.

ARTIGO 1: Efeito da Quantidade e Complexidade de Habitats Naturais Sobre a Riqueza e Composição de Vespas Sociais (Vespidae: Polistinae): Implicações para o Controle Biológico em Áreas de Cultivo de Soja no Estado de Mato Grosso

Resumo

Expansões agrícolas causam grandes impactos negativos sobre a biodiversidade terrestre, afetando diretamente os serviços ecossistêmicos. O estado de Mato Grosso, composto por três importantes biomas brasileiros (Amazônia, Cerrado e Pantanal), é o maior produtor de soja no Brasil. Vespas sociais (Hymenoptera: Vespidae: Polistinae) participam ativamente no equilíbrio trófico em ecossistemas naturais e no controle biológico de pragas agrícolas. Neste trabalho avaliamos a riqueza e composição de vespas sociais entre o interior do habitat nativo, borda e área de cultivo de soja adjacente e entre três tipos de vegetação (do bioma Amazônia, Cerrado e ecótono entre ambos). Também avaliamos o efeito da quantidade e da complexidade da estrutura do habitat sobre a riqueza e composição de vespas sociais, considerando duas escalas (buffer 5.000 e 1.000 m). Amostramos 42 locais distribuídos em oito municípios, na região centro-oeste de Mato Grosso, utilizando armadilhas de interceptação de voo. No total coletamos 288 indivíduos distribuídos em 43 espécies e 10 gêneros. A riqueza de vespas sociais não diferiu entre os pontos (interior, borda e cultura) nas três categorias de vegetação (Floresta, Ecótono e Cerrado), assim como entre as categorias vegetações. A composição diferiu entre os pontos apenas nas áreas categorizadas como Floresta e não diferiu em Ecótono e Cerrado. A composição diferiu entre as três categorias de vegetação nas duas escalas (buffer de 5.000 e 1.000 m). A quantidade de habitat nativo teve efeito sobre a riqueza e composição apenas em áreas de Floresta e a riqueza de vespas sociais foi positivamente relacionada com a complexidade da estrutura do habitat nas duas escalas (buffer 5.000 e 1.000 m). Vespas sociais são generalistas com relação ao local de forrageamento, porém dependem de habitats estruturalmente mais complexos para nidificarem. Assim, a manutenção de habitats nativos favorece a riqueza de vespas sociais em áreas de cultivo de soja adjacentes.

Palavras-chave: Ecologia de paisagem, serviços ecossistêmicos, predadores, perda de habitat, fragmentação de habitat.

INTRODUÇÃO

A substituição de habitats naturais por áreas agrícolas é considerada uma das principais ameaças à biodiversidade mundial (Tscharntke et al. 2005; Ramankutty et al. 2011; Ingram et al. 2015). Entre os anos 2000 e 2010 foram perdidos cerca de 5,2 milhões de hectares por ano e a agricultura foi responsável pela maior parte desta perda, com maior concentração nos trópicos e subtropicais (FAO 2010; Pereira et al. 2010; Ramankutty et al. 2011). Essas regiões apresentam a maior biodiversidade do planeta e são as principais regiões para futuras expansões agrícolas (FAO 2003; Ingram et al. 2015).

As principais consequências do avanço das culturas agrícolas são a perda de habitat nativo e a fragmentação per se (quebra de um habitat contínuo), que trazem outros efeitos secundários associados e afetam diretamente a biodiversidade e os ecossistemas (Fischer and Lindenmayer 2007; Brando et al. 2013; Jackson and Fahrig 2013). Diante disso, um dos maiores desafios da agricultura é aumentar seu rendimento e produção de alimentos, protegendo a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos (Ramankutty et al. 2011; Thianw et al. 2011; Brando et al. 2013).

Os sistemas agrícolas são extremamente dependentes dos serviços ecossistêmicos (Zhang et al. 2007), que podem ser definidos como os processos ambientais que trazem benefícios aos seres humanos (Daily 1997). Os insetos participam de forma considerável na prestação desses serviços à agricultura, como, por exemplo, o controle biológico natural de pragas, que é uma alternativa viável para a manutenção da sustentabilidade de sistemas agrícolas e diminuição dos custos de produção (Bueno et al. 2017), contribuindo significativamente para o aumento da produtividade (Losey and Vaughan 2006).

As vespas sociais (Hymenoptera: Vespidae: Polistinae) possuem mais de 950 espécies descritas mundialmente (Pickett and Carpenter 2010), com cerca de 350 registradas no Brasil (CTFB; Carpenter and Marques 2001). O crescente interesse em estudos de diversidade de vespas sociais é devido à reconhecida importância ecológica desses insetos no equilíbrio trófico dos ecossistemas

(Resende et al. 2016) como predadores de pragas de insetos (Prezoto 1999), polinizadores (Clemente et al. 2012; Freitas et al. 2014) e bioindicadores da qualidade ambiental (De Souza et al. 2010). Por serem de comportamento social, estas vespas são notavelmente abundantes, amplamente distribuídas (Carpenter and Marques 2001) e participam ativamente em teias alimentares (Santos et al. 2007).

A riqueza e composição de vespas sociais podem ser afetadas pela complexidade estrutural da vegetação, de forma que, paisagens estruturalmente mais complexas abrigam maior riqueza dessas vespas (Diniz and Kitayama 1998; Santos et al. 2009; Almeida et al. 2014). Contudo, os estudos ecológicos com vespas sociais frequentemente avaliaram apenas os efeitos do tipo de habitat (Diniz and Kitayama 1998; Almeida et al. 2014) ou da quantidade de habitat nativo disponível em uma única escala (Pawlikowski et al. 2016; Graça and Somavilla 2018). Apesar de vespas sociais terem ninhos fixos e forragearem no entorno destes (Carpenter and Marques 2001; Prezoto and Gobbi 2005), é importante considerar a paisagem circundante, uma vez que paisagens com maior quantidade e melhor qualidade de habitat nativo em escala maior pode fornecer recursos não disponíveis localmente e, portanto, ser mais importante para a manutenção das espécies (Forsyth 1980; Diniz and Kitayama 1998).

Entender como os organismos respondem e são afetados pela alteração da configuração do habitat natural, é indispensável para o manejo de espécies de interesse agrícola e manutenção da biodiversidade em áreas nativas e cultivadas (Klink and Machado 2005; Tscharrntke et al. 2005, 2007). Nesse sentido o estudo da paisagem se faz necessário para responder a problemas ambientais como a fragmentação de habitats, especialmente em regiões de intensa expansão de fronteiras agrícolas (Metzger 2001), como no caso do estado de Mato Grosso.

O estado de Mato Grosso, composto por três biomas brasileiros (Amazônia, Cerrado e Pantanal), é líder em produção de grãos no país, sendo responsável por 27,2% (31,9 milhões de toneladas) da produção total de soja (*Glycine max* (L.) Merrill) do Brasil na safra de 2017/2018 (EMBRAPA 2018). A soja, principal *commodity* brasileira, é cultivada em todas as regiões do país e

tem como um dos principais problemas fitossanitários o ataque por insetos pragas (principalmente Hemiptera e Lepidoptera) que trazem grandes danos econômicos (Bueno et al. 2017).

Vários estudos mostraram a preferência de vespas sociais na predação de larvas de Lepidoptera e sua eficiência no controle biológico (Prezoto et al. 2006; Picanço et al. 2010; Júnior et al. 2012), reforçando o papel ecológico dessas vespas em sistemas agrícolas. Porém, apesar da importância do grupo em processos ecossistêmicos e no controle biológico, poucos trabalhos registraram as espécies de vespas ocorrentes no estado do Mato Grosso (Barbosa et al. 2016) e, até o momento, não há nenhum que avaliou os efeitos da substituição de habitats nativos por áreas de cultivo de soja sobre a comunidade de vespas sociais.

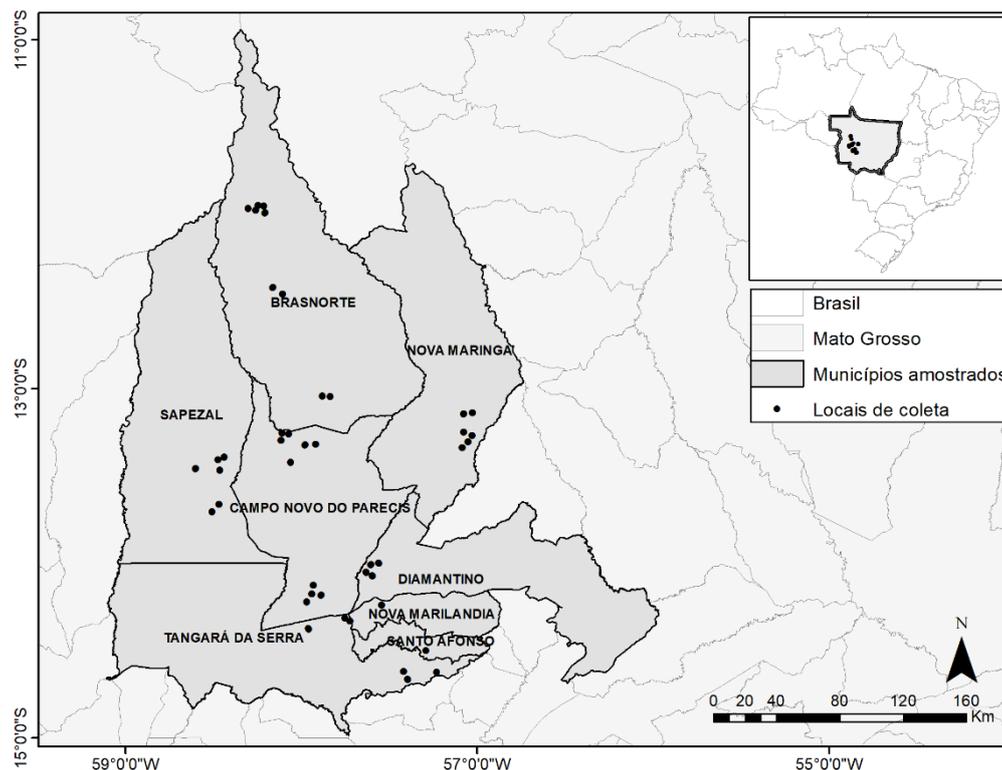
Diante do exposto, esse trabalho tem como objetivo avaliar a riqueza e composição de espécies de vespas sociais em remanescentes de habitat nativo do bioma Amazônia, Cerrado e em áreas de cultivo de soja adjacentes, na região centro-oeste do estado de Mato Grosso. Mais especificamente, pretendemos investigar se: 1) Há diferença na riqueza e composição de espécies de vespas sociais entre habitats nativos, bordas e áreas de cultivo de soja adjacentes? 2) A quantidade de habitat nativo na paisagem tem os mesmos efeitos sobre a riqueza e composição em áreas de vegetação Amazônica, Cerrado e de transição entre elas em diferentes escalas? 3) Quais as implicações da complexidade do habitat na riqueza e composição de espécies de vespas sociais em escala menor e maior?

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

Amostramos 42 locais distribuídos em oito municípios, localizados na região centro-oeste do estado de Mato Grosso: Brasnorte (9 locais), Campo Novo do Parecis (10), Diamantino (4), Nova Maringá (6), Nova Marilândia (1), Santo Afonso (1), Sapezal (6) e Tangará da Serra (5) (Figura 1). A região amostrada apresenta extensa área de transição entre os biomas Amazônia e Cerrado, com temperatura média variando de 24 a 36 °C e precipitação média

anual de 1.700 mm (Rosa et al. 2007), com períodos de seca e chuva bem definidos (Marcuzzo and Melo 2011). Os municípios de Brasnorte e Sapezal apresentam clima tropical de monção (Am) e os municípios de Campo Novo do Parecis, Diamantino, Nova Maringá, Nova Marilândia, Santo Afonso e Tangará da Serra apresentam clima tropical de savana (Aw), segundo a classificação de Köppen (Alvares et al. 2013). A configuração dos remanescentes de habitat nativo resulta principalmente do avanço agrícola de monoculturas e da pecuária, principais atividades econômicas do estado (IMEA 2017).



Coleta de vespas sociais

Conduzimos as coletas entre novembro de 2017 e fevereiro de 2018, durante o período reprodutivo da soja, de R1 (início da floração) à R7 (início da maturação das vagens) (Fehr et al. 1971). Demarcamos um transecto de 300 metros em cada local e instalamos 3 armadilhas de interceptação de voo do tipo *Malaise*, contendo álcool 95% no recipiente coletor, distribuídas em três pontos: 1) Interior do habitat nativo (150 metros adentro a partir da borda); 2) Borda do habitat nativo e 3) Cultura de soja (150 metros adentro da cultura a partir da borda do habitat nativo). As armadilhas permaneceram instaladas por 48 horas. Os insetos coletados foram triados, alfinetados e enviados ao Instituto Nacional

de Pesquisas da Amazônia (INPA) para devida identificação e após esse processo, os vouchers foram tombados na Coleção de Invertebrados do INPA.

Caracterização da paisagem

Para gerar as métricas relativas à paisagem no entorno de cada local amostrado, utilizamos imagens do satélite Sentinel do sensor Modis (julho de 2018), com resolução espacial de 10 m. Geramos buffers múltiplos (50, 100, 250, 500, 1.000, 2.000 e 5.000 metros de diâmetro) ao redor dos pontos de amostragem e, para cada buffer, calculamos o índice de vegetação NDVI (Índice de Vegetação da Diferença Normalizada) que varia de -1 a 1, sendo que os valores que se aproximam de 1 correspondem as áreas de densa vegetação e -1 áreas com ausência de vegetação. Utilizando os mesmos buffers, fizemos a classificação supervisionada das imagens, utilizando o classificador Bhattacharya, para quantificar o uso do solo das seguintes classes: água, área agrícola, construções civis, habitat nativo (Amazônia e Cerrado).

Realizamos análise de Correlação de Pearson e observamos que houve alta correlação entre as variáveis quantidade de habitat nativo e média do NDVI entre todos os buffers. Dessa forma, utilizamos apenas os buffers de 1.000 e 5.000 m, definidos a partir daqui como escala menor e escala maior, respectivamente. Executamos os procedimentos de mosaico, recorte, segmentação e classificação das imagens no Software SPRING 5.3 e a extração das métricas da paisagem no Software ArcGis 10.5.

Classificamos os 42 locais amostrados em três categorias, de acordo com a quantidade do tipo de cobertura vegetal nativa: 1) Floresta - paisagens que apresentaram mais de 80% do habitat nativo composto por vegetação amazônica; 2) Ecótono - paisagens que apresentaram vegetação amazônica e vegetação de cerrado (menos de 80% do habitat nativo composto por vegetação amazônica ou de cerrado) e; 3) Cerrado - paisagens que apresentaram mais de 80% do habitat nativo composto por vegetação de cerrado.

A amostragem foi realizada em uma área de extensa transição entre os biomas Amazônia e Cerrado. Portanto, a classificação do tipo de vegetação nativa predominante em um determinado local pode mudar de acordo com a

escala considerada. Por exemplo, áreas que apresentam habitats naturais do tipo Cerrado em uma escala menor, podem apresentar predominância de vegetação amazônica em uma escala maior.

Utilizamos a média dos valores do NDVI para representar a complexidade da estrutura vertical da vegetação (CEV) e correlacionamos este valor com nossa classificação da vegetação nativa. Utilizamos Análise de Variância (ANOVA) para confirmar a diferença da CEV entre as categorias de habitat nativo obtidas pela classificação supervisionada. O resultado confirmou nossas classificações de habitat nativo e foi significativo em ambas escalas, totalizando 22 locais classificados como Floresta, 10 como Ecótono e 10 como Cerrado em escala menor ($p < 0,01$) e 14 locais categorizados como Floresta, 22 como Ecótono e 6 como Cerrado em escala maior ($p < 0,01$).

Análise dos Dados

Para permitir a comparação da riqueza, entre os pontos (interior, borda e cultura) e entre as categorias de vegetação (Floresta, Ecótono e Cerrado), construímos curvas de riqueza rarefeita, com a função *iNEXT* do pacote *iNEXT* (Hsieh et al. 2019), e padronizamos o esforço amostral ($n=30$). Para avaliar as diferenças na riqueza (entre os pontos e categorias) utilizamos Modelos Lineares Generalizados (GLM) com a distribuição de Poisson e submetemos à Análise de Variância (ANOVA) com significância avaliada pelo teste χ^2 (Crawley 2013). Para avaliar os efeitos da quantidade de habitat nativo, em cada categoria (Floresta, Ecótono e Cerrado), e da CEV do habitat sobre a riqueza de vespas sociais, utilizamos GLM submetidos à ANOVA com teste de χ^2 . A CEV do habitat foi representada pelo valor médio do NDVI (Takatori et al. 2017).

Para avaliar a auto-correlação espacial da composição de espécies nos locais amostrados, utilizamos o teste de Mantel e observamos que não houve auto correlação espacial (Mantel=0,13; $p=0,32$). Para avaliar a variação na composição de espécies, entre os pontos (interior, borda e cultura) e categorias de vegetação (Floresta, Ecótono e Cerrado), utilizamos a Análise Multivariada Permutacional (PERMANOVA) (Anderson 2001) e construímos gráficos a partir dos dois primeiros eixos gerados pela Análise de Coordenadas Principal (PCoA),

utilizando índice de Jaccard. Posteriormente utilizamos o primeiro eixo da PCoA como variável resposta para avaliar os efeitos da quantidade e da CEV do habitat sobre a composição de vespas sociais.

Realizamos todos os testes e análises estatísticas no software R versão 3.4.2 (Team R Core 2018). Utilizamos o pacote ggplot2 (Wickham 2016), para a construção das curvas de riqueza rarefeita e PCoA, e o pacote Vegan, para a análise de Permanova e para gerar os eixos da PCoA. Consideramos significativos todos os testes que apresentaram valor de p menor ou igual a 0,05.

RESULTADOS

Amostramos 288 indivíduos, distribuídos em 10 gêneros e 43 espécies (Tabela 1). As áreas classificadas como Floresta apresentaram a maior riqueza e abundância (34 espécies e 126 indivíduos), seguida pelas áreas de Ecótono (21 espécies e 101 indivíduos) e Cerrado (15 espécies e 61 indivíduos).

Tabela 1 - Vespas sociais (Vespidae: Polistinae) amostradas no interior do habitat nativo = I, borda = B e cultivo de soja = C, em áreas de Floresta, Ecótono e Cerrado. (*) = Novo registro para o estado de Mato Grosso

Espécie	Floresta			Ecótono			Cerrado			Total
	I	B	C	I	B	C	I	B	C	
<i>Agelaia fulvofasciata</i> (Degeer, 1773)	6	14	5	3	7	1	4	7		47
<i>Agelaia ornata</i> * (Ducke, 1905)	3	7		17	30			1	1	59
<i>Polybia liliacea</i> (Fabricius, 1804)	3	2	2							7
<i>Angiopolybia pallens</i> (Lepeletier, 1836)	3									3
<i>Polybia occidentalis</i> (Olivier, 1791)	2	5	7	1	2	3			1	21
<i>Agelaia</i> sp.1	2	1							1	4
<i>Angiopolybia paraensis</i> (Spinosa, 1851)	2	1								3
<i>Pseudopolybia vespiceps</i> (de Saussure, 1864)	2			1						3
<i>Polybia procellosa</i> * Zavattari, 1906	2				1					3
<i>Agelaia lobipleura</i> (Richards, 1978)	1	3		2						6
<i>Synoeca chalibea</i> de Saussure, 1852	1	2								3
<i>Polybia jurinei</i> de Saussure, 1854	1	1	1	1			1			5
<i>Polybia ignobilis</i> (Haliday, 1836)	1		4	1	2	7	2	2	4	23
<i>Mischocyttarus xavante</i> Silveira, 2010	1				1					2
<i>Polybia gorytoides</i> Fox, 1898	1					1				2
<i>Agelaia testacea</i> (Fabricius, 1804)	1									1
<i>Pseudopolybia difficilis</i> (Ducke, 1905)	1									1
<i>Agelaia angulata</i> (Fabricius, 1804)		2								2
<i>Polybia chrysothorax</i> (Lichtenstein, 1796)		2								2
<i>Polybia rejecta</i> (Fabricius, 1798)	1	2				2				5
<i>Synoeca surinama</i> (Linnaeus, 1767)	1	1								2
<i>Agelaia pallipes</i> (Olivier, 1791)	1			3	3	2	1			10
<i>Mischocyttarus labiatus</i> (Fabricius, 1804)	1				2					3
<i>Polybia emaciata</i> Lucas, 1879	1				1					2

<i>Apoica pallida</i> (Olivier, 1791)	1									1
<i>Synoecca virginea</i> (Fabricius, 1804)	1									1
<i>Polistes canadenses</i> (Linnaeus, 1758)	4	1								5
<i>Brachygastra lecheguana</i> (Latreille, 1824)	4				2			1		7
<i>Brachygastra moebiana</i> (de Saussure, 1867)	3	5	3	1						12
<i>Brachygastra augusti</i> (de Saussure, 1854)	2	1	5	6						14
<i>Polistes satan</i> * Bequaert, 1940	2									2
<i>Polybia sericea</i> (Olivier, 1792)	1									1
<i>Polybia velutina</i> * Ducke, 1907	1									1
<i>Protopolybia chartergoides</i> (Gribodo, 1891)	1									1
<i>Polybia erythrothorax</i> Richards, 1978		3	4	2				1		10
<i>Agelaia flavipennis</i> (Ducke, 1905)		1				2	1			4
<i>Polybia micans</i> Ducke, 1904		1								1
<i>Mischocyttarus drewseni</i> de Saussure, 1854			1		1	1				3
<i>Polybia quadricincta</i> de Saussure, 1854			1							1
<i>Brachygastra</i> sp.1				1						1
<i>Agelaia myrmecophila</i> (Ducke, 1905)						1				1
<i>Mischocyttarus</i> sp.1						1				1
<i>Polybia tinctipennis</i> Fox, 1898							1	1		2
Abundância Total da Paisagem	33	47	40	41	63	28	13	13	10	288
Riqueza Total da Paisagem	17	18	15	14	14	11	8	6	7	43
Abundância Total		120			132			36		
Riqueza Total		34			24			14		

Registramos pela primeira vez a ocorrência de quatro espécies no estado de Mato Grosso: *Agelaia ornata* (Ducke, 1905), *Polistes satan* Bequaert, 1940, *Polybia velutina* Ducke, 1907 e *P. procellosa* Zavattari, 1906 (Tabela 1). As espécies *Agelaia ornata*, *A. fulvofasciata* (Degeer, 1773), *Polybia ignobilis* (Haliday, 1836) e *P. occidentalis* (Olivier, 1791) foram as mais abundantes com 59, 47, 23 e 21 indivíduos, respectivamente (Tabela 1). As espécies *A. ornata*, *Polybia occidentalis*, *P. jurinei* de Saussure, 1854, *P. ignobilis*, *A. pallipes* (Olivier, 1791) e *Brachygastra lecheguana* (Latreille, 1824) apresentaram ampla distribuição, sendo as únicas amostradas nas três paisagens. Coletamos 16 espécies exclusivas de Floresta, três de Ecótono e três de Cerrado (Tabela 1).

Quando analisamos a riqueza de vespas sociais entre os pontos (interior, borda e cultura), observamos que não houve diferença entre estes nas três categorias de vegetação, como representado pelas curvas de riqueza rarefeita (Figura 2): Floresta ($\chi^2=0,28$; GL=63; p=0,87), Ecótono ($\chi^2=0,44$; GL=26, p=0,80) e Cerrado ($\chi^2=0,88$; GL=24, p=0,88). Com relação a variação da riqueza entre as categorias de vegetação, não observamos, em escala menor, diferença significativa da riqueza entre as áreas categorizadas como Floresta, Ecótono e

Cerrado ($\chi^2=3,39$; GL=39; $p=0,18$). Porém, quando consideramos uma escala maior, a riqueza diferiu significativamente ($\chi^2=18,21$; GL=39; $p<0,01$).

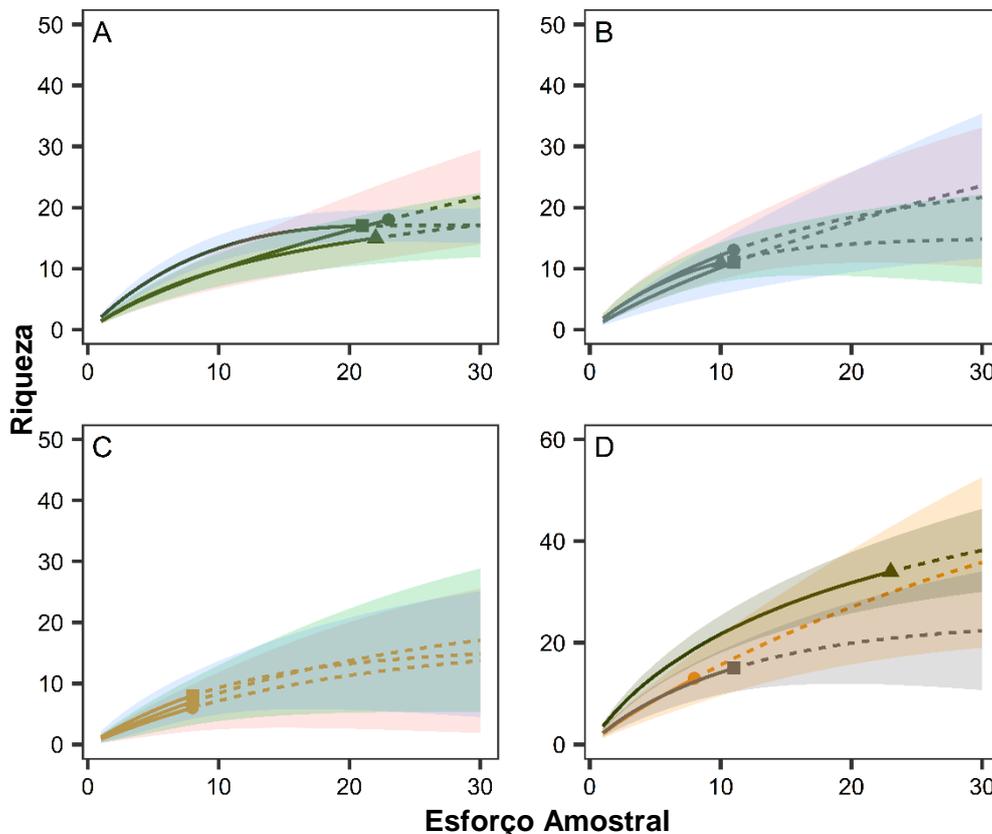


Figura 1 - Curvas de riqueza rarefeita dos pontos (A-C) do interior do habitat nativo (quadrados), borda (círculos) e cultivo de soja (triângulos) das (D) categorias de vegetação Floresta (linhas verdes), Ecótono (linhas cinzas) e Cerrado (linhas amarelas)

A quantidade de habitat nativo teve efeito sobre a riqueza de vespas sociais, em ambas as escalas, apenas nas áreas categorizadas como Floresta (escala menor: $\chi^2=5,37$; GL=20; $p=0,02$; escala maior: $\chi^2=0,05$; GL=20; $p=0,05$) e não teve efeito nas áreas de Ecótono (escala menor: $\chi^2=2,96$; GL=8; $p=0,08$; escala maior: $\chi^2=0,05$; GL=12; $p=0,82$) e de Cerrado (escala menor: $\chi^2=0,01$; GL=8; $p=0,91$; escala maior: $\chi^2=1,42$; GL=4; $p=0,23$). A CEV do habitat teve efeito sobre a riqueza de vespas nas duas escalas (escala menor: $\chi^2=6,55$; GL=40; $p=0,01$; escala maior: $\chi^2=3,86$; GL=40; $p=0,05$).

A composição de espécies diferiu entre os pontos (interior, borda e cultura) apenas nas áreas categorizadas como Floresta ($R^2=0,05$; GL=2; $p=0,03$) e não diferiu entre os pontos nas áreas de Ecótono ($R^2=0,05$; GL=2; $p=0,71$) e Cerrado ($\chi^2=0,05$; GL=2; $p=0,82$). A composição de espécies diferiu entre as

categorias de vegetação nas duas escalas: menor ($R^2=0,09$; $GL=2$; $p=0,02$) e maior ($R^2=0,10$; $GL=2$; $p<0,01$) (Figura 3).

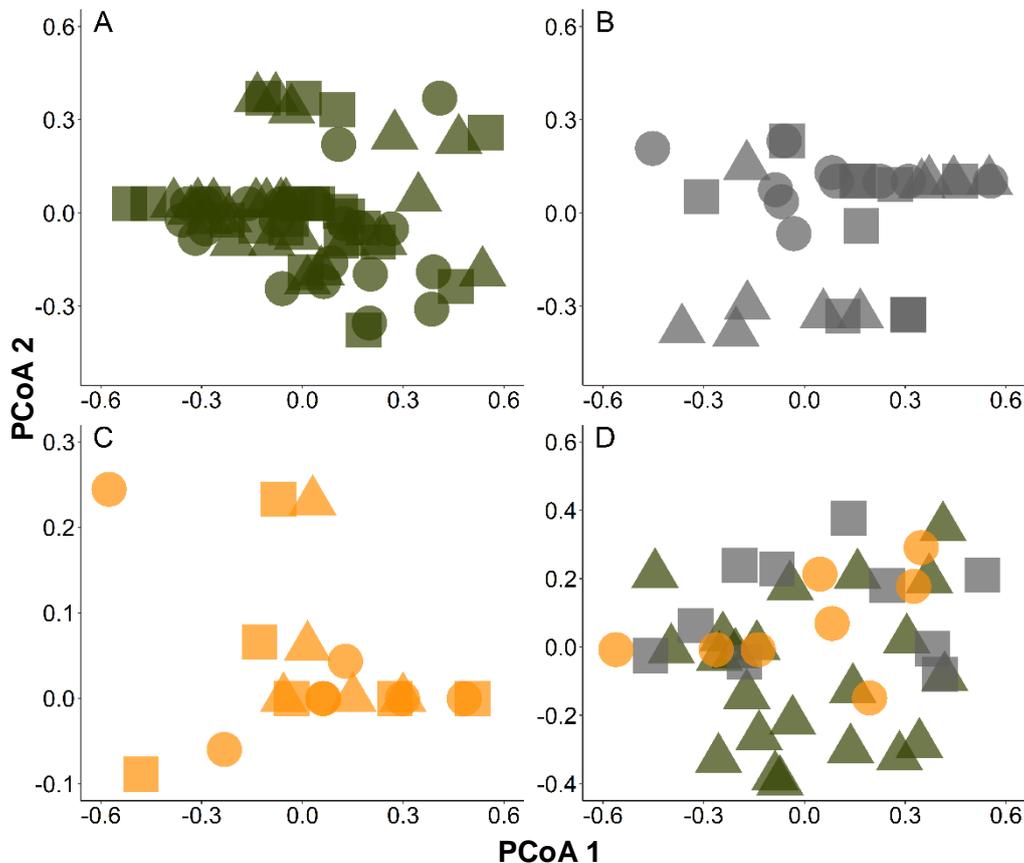


Figura 2 – Análise de coordenadas principal (PCoA) dos pontos (A-C) interior do habitat nativo (quadrados), borda (círculos) e cultivo de soja (triângulos) e das (D) categorias de vegetação Floresta (símbolos verdes), Ecótono (símbolos cinzas) e Cerrado (símbolos amarelos)

A quantidade de habitat nativo teve efeito significativo sobre a composição de vespas sociais apenas nas áreas categorizadas como Floresta ($F=5,21$; $GL=20$; $p=0,03$) e não teve efeito nas áreas de Ecótono ($F=0,03$; $GL=8$; $p=0,86$) e Cerrado $F=0,02$; $GL=8$; $p=0,90$). A CEV do habitat não teve efeito sobre a composição de vespas sociais em ambas as escalas (escala menor: $F=1,47$; $GL=40$; $p=0,23$; escala maior: $F=3,42$; $GL=40$; $p=0,07$).

DISCUSSÃO

Padrões de Riqueza e Composição

A riqueza total de vespas sociais encontrada neste estudo foi maior do que a registrada por outros trabalhos em áreas de Floresta (Graça and Somavilla, 2018; Somavilla et al., 2014), em áreas de transição entre Floresta e

Cerrado (Lima et al., 2010; Junior and Noll, 2011) e em áreas de Cerrado (Diniz and Kitayama 1994; Elpino-Campos et al. 2007; Silva et al. 2011). É importante ressaltar que utilizamos um único método de coleta, do tipo Malaise (passiva e sem o uso de iscas atrativas), considerado eficiente na amostragem de vespas sociais (Barbosa et al. 2016), principalmente quando pretende-se amostrar vários locais em um curto período de tempo (Somavilla et al. 2016). Apesar das diferenças no método de coleta e no esforço amostral empregado entre os trabalhos, o número de espécies amostradas em estudos realizados em áreas de Amazônia, frequentemente foi maior do que o registrado em estudos realizados em áreas de Cerrado, assim como observado no presente trabalho.

Duas espécies de *Agelaia* (*A. ornata* e *A. fulvofasciata*) e duas de *Polybia* (*P. ignobilis* e *P. occidentalis*) foram as mais frequentes e abundantes, representando 52,1% da abundância total. As espécies *P. jurinei*, *A. pallipes* e *Brachygastra lecheguana* foram amostradas nas três categorias e pelo menos uma vez na cultura de soja. *Agelaia*, *Polybia* e *Brachygastra* pertencem à tribo Epiponini e possuem como característica fundar novas colônias via enxameamento, modo de fundação que contribui para o sucesso e sobrevivência da colônia (Carpenter and Marques 2001). As *Agelaia* geralmente constroem ninhos em cavidades protegidas e podem ter colônias contendo milhões de indivíduos especializados (Zucchi et al. 1995). A presença de mais de uma rainha, característica em *Polybia*, também é um fator que contribui para a propagação das espécies. *P. ignobilis*, *P. occidentalis* e *B. lecheguana* estão distribuídas em todas as regiões brasileiras (Barbosa et al. 2016) e apresentam tolerância à ambientes abertos e matriz agrícola (Santos et al. 2009; Lima et al. 2010; Schüepp et al. 2011).

Por serem de comportamento social, os polistíneos são bastante abundantes, de forma que, o registro de um único indivíduo representa a existência de uma colônia, composta por várias vespas. Características como alta abundância, ampla distribuição e resistência a ambientes abertos, torna esses organismos potencialmente importantes no controle biológico de insetos pragas. Além disso, vespas sociais predam preferencialmente larvas de Lepidoptera, incluindo espécies desfolhadores da soja, como *Spodoptera* (Prezoto e Machado, 1999), *Anticarsia* (Prezoto, 1994) e *Helicoverpa* (Prezoto e

Machado, 1999), responsáveis por perdas significativas na produtividade da soja e elevado dano econômico (Bueno et al. 2017).

No presente estudo, alguns fatores como, o curto período reprodutivo da soja (menos de 2 meses) e a ampla distribuição geográfica dos locais amostrados, inviabilizaram a amostragem dos indivíduos por mais tempo. Barbosa et al. (2016) observaram que amostragens em curtos períodos (inferior a um ano) subestimam a riqueza esperada de vespas sociais. Entretanto, em trabalhos de ecologia que visam entender os efeitos da paisagem sobre as comunidades, é preciso amostrar muitos locais simultaneamente, tornando inviável a permanência das armadilhas instaladas por longo tempo. Apesar do curto período de coleta (48 horas/Malaise), nossa área de estudo foi ampla (distância média entre os locais amostrados), concentrada em uma região de extensa transição entre os biomas Amazônia e Cerrado, o que provavelmente contribuiu para a alta riqueza observada, uma vez que a heterogeneidade da paisagem está positivamente correlacionada com a riqueza de espécies de artrópodes (Báldi 2008).

Implicações da Mudança Local do Habitat

O fato de não haver diferença significativa na riqueza e composição de espécies de vespas sociais entre os pontos de coleta (interior, borda e cultura) nas áreas de Ecótono e Cerrado, reforça o hábito generalista quanto ao local de forrageamento do grupo e seu uso potencial no controle biológico de insetos pragas da soja. Paisagens heterogêneas, compostas por áreas de cultivo e habitats nativos, podem favorecer a diversidade desses organismos, fornecendo maior variedade de recursos alimentares e locais para a nidificação (Souza et al., 2010; Schüepp et al., 2012; Somavilla et al., 2016).

Contudo, mesmo sendo generalistas quanto ao local de forrageamento, as vespas sociais são mais sensíveis aos locais de nidificação (Richards 1978; Diniz and Kitayama 1994; Lima et al. 2010; Klein et al. 2015; Somavilla et al. 2016) e dependem de áreas estruturalmente mais complexas para nidificarem. Apesar de áreas de monocultura de soja e milho fornecerem recursos alimentares (presas), esses locais não fornecem micro-habitats necessários para

a colonização e manutenção de vespas sociais (Klein et al., 2015). Diante do exposto, assumimos que as áreas de habitat nativo são necessárias mesmo para as espécies que mostraram preferência ou foram coletadas apenas nos pontos da cultura. Reforçando a importância da manutenção de habitats nativos próximo às áreas de cultivo.

Os Efeitos da Quantidade de Habitat Nativo

Nossos resultados mostraram que áreas de Floresta são mais sensíveis à perda de habitat nativo, tendo efeito significativo sobre a riqueza e composição de vespas sociais, em ambas escalas. Pawlikowski et al. (2016) descreveram a comunidade de vespas sociais em paisagens agrícolas com diferentes taxas de desmatamento na Polônia Central. A diversidade e abundância foi significativamente afetada pelo aumento do desmatamento e a composição de espécies diferiu claramente entre áreas rurais com até 55% de desmatamento e áreas com mais de 55% de desmatamento.

Entretanto, a quantidade de habitat nativo não foi preditora da riqueza em áreas de Ecótono e Cerrado. Áreas de transição entre Amazônia e Cerrado podem ser menos susceptíveis aos efeitos da quantidade de habitat. Marimon et al. (2014) ressaltam a importância dessas áreas, que apresentam elevado dinamismo e *turnover* entre ambos biomas. Com relação às áreas de Cerrado, o não efeito da quantidade de habitat sobre a riqueza e composição de vespas pode ter sido afetado pela menor quantidade de áreas amostradas com este tipo de vegetação e pela elevada ausência total de indivíduos nesses locais.

Dessa forma, ressaltamos que habitats compostos por vegetação florestada merecem uma atenção ainda maior com relação à gestão das áreas destinadas à manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. Segundo Da Silva and Bates (2006) estes são habitats-chave para uma porção substancial da biodiversidade do Cerrado.

Os Efeitos da Complexidade da Estrutura Vertical da Vegetação

A relação positiva entre a CEV e a riqueza de vespas sociais encontrada no presente trabalho reforça a hipótese de que, habitats mais densos abrigam

mais vespas sociais do que habitats abertos. Cerca de 37% das espécies amostradas foram restritas à categoria de Floresta. Vespas sociais geralmente nidificam no interior dos fragmentos e forrageiam na borda e na matriz agrícola (Lima et al. 2010; Klein et al. 2015). Isso provavelmente ocorre porque habitats mais densos e estruturalmente mais complexos oferecem mais proteção e possuem maior variedade de micro-habitat, podendo abrigar mais espécies (Santos et al. 2007; Almeida et al. 2014).

Entretanto, áreas de uso antrópico e estruturalmente simples podem proporcionar recursos alimentares (Santos et al. 2009; Klein et al. 2015). Com isso, paisagens compostas por fragmentos de vegetação florestada e matriz agrícola de soja podem favorecer comunidades de vespas sociais, otimizando o controle biológico e aumentando a riqueza desses organismos. Estas paisagens proporcionam, tanto locais mais densos e estruturalmente mais complexos, ideais para nidificação, como também locais abertos e de uso antrópico, favorecendo o forrageamento.

Diniz e Kitayama (1998) afirmam que habitats mais úmidos (como matas de galeria e cerrado campo úmido) inseridos em áreas de Cerrado são de extrema importância para a manutenção de vespas sociais, principalmente em períodos de seca, funcionando como núcleos de recolonização em habitats decíduos (Forsyth 1980).

No presente estudo, a quantidade de locais categorizados como Cerrado foi baixa comparada à quantidade de Floresta (10 e 22, respectivamente, em escala de 1000 m). Alguns fatores, relacionados à escolha dos locais amostrados, contribuíram para a amostragem desproporcional entre Floresta, Ecótono e Cerrado, como por exemplo, a escolha dos locais amostrados foi realizada considerando uma distância mínima de 3,5 km entre cada local, havendo também a necessidade da existência de área de cultivo de soja adjacente. Além disso, é importante ressaltar que, pelo fato da região estudada apresentar grande extensão de transição entre os biomas Amazônia e Cerrado, quando aumentamos a escala do buffer, dificilmente encontraremos paisagens em que o tipo de vegetação nativa será exclusivamente Cerrado. Assim, locais

inicialmente classificados como Floresta ou Cerrado em uma escala menor, passam a ser classificados como Ecótono em uma escala maior.

Metade das áreas de Cerrado amostradas eram do tipo cerrado campo sujo e dessas, três apresentaram ausência total de indivíduos. O Cerrado tipo campo sujo apresenta vegetação arbustiva e bem espaçada, com a predominância de gramíneas (Ribeiro and Walter 1998). Richards (1978) amostrou indivíduos e ninhos de vespas sociais em diferentes fitofisionomias de Cerrado no norte de Mato Grosso, registrando a menor riqueza vespas e a menor densidade de ninhos nas áreas de Cerrado do tipo campo sujo. Diniz e Kitayama (1998) registraram a menor abundância e a segunda menor riqueza também em áreas de Cerrado campo sujo, sendo que as matas de galeria apresentaram a menor riqueza e, provavelmente tiveram a abundância e riqueza subestimada por conta do menor esforço amostral (4 horas em Mata de Galeria e 12 Horas em Cerrado campo sujo).

Mesmo as áreas de Cerrado sendo a categoria com a menor amostragem e apresentando ausência total de indivíduos em quase metade dos locais, 34,9% do total de espécies foram registradas nesse tipo de vegetação, reforçando a importância das áreas de Cerrado para a manutenção da diversidade de vespas sociais e dos serviços ecossistêmicos prestados por esses organismos.

Ainda há uma grande escassez de trabalhos ecológicos e dos benefícios prestados por vespas sociais à produção de soja, principalmente no estado de Mato Grosso. Tais estudos são indispensáveis para um melhor manejo da paisagem, mitigação de impactos ambientais e aumento da produtividade. Nossos dados mostraram que vespas sociais são abundantes e forrageiam áreas de cultivo de soja próximo à áreas de habitat nativo, o que possibilita o uso desses organismos em programas de controle biológico. Entretanto, ressaltamos que, apesar da capacidade desses indivíduos em forragear nas lavouras de soja, a presença das espécies é extremamente dependente da quantidade e da complexidade dos habitats nativos – áreas de Reserva Legal e Proteção Permanente.

Em um contexto de paisagem, a CEV e a quantidade de habitat nativo, principalmente em áreas de floresta, são importantes preditores da riqueza e composição de vespas sociais. Sendo assim, a manutenção de habitats naturais, principalmente vegetações estruturalmente mais complexas, favorece a riqueza desses organismos, eficientes no controle natural de insetos pragas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Almeida SM, Andena SR, Silva EJ dos A (2014) Diversity of the nests of social wasps (Hymenoptera: Vespidae: Polistinae) in the Northern Pantanal, Brazil. *Sociobiology* 61:107–114. doi: 10.13102/sociobiology.v61i1.107-114
- Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, et al (2013) Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol Zeitschrift* 22:711–728. doi: 10.1127/0941-2948/2013/0507
- Anderson MJ (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol* 26:32–46. doi: 10.1080/13645700903062353
- Báldi A (2008) Habitat heterogeneity overrides the species-area relationship. *J Biogeogr* 35:675–681. doi: 10.1111/j.1365-2699.2007.01825.x
- Barbosa BC, Detoni M, Maciel TT, Prezoto F (2016) Studies of social wasp diversity in Brazil: Over 30 years of research, advancements and priorities. *Sociobiology* 63:858–880. doi: 10.13102/sociobiology.v63i3.1031
- Brando PM, Coe MT, DeFries R, Azevedo AA (2013) Ecology, economy and management of an agroindustrial frontier landscape in the southeast Amazon. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* 368:1–9. doi: 10.1098/rstb.2012.0152
- Bueno RCOF, Raetano CG, Junior JD, Carvalho FK (2017) Integrated management of soybean pests: the example of Brazil. *Outlooks Pest Manag* 28:149–153. doi: 10.1564/v28_aug_02
- Carpenter JM, Marques OM (2001) Contribuição ao Estudo Dos Vespídeos do Brasil (Insecta, Hymenoptera, Vespoidea, Vespidae). Universidade Federal da Bahia, Departamento de Fitotecnia, Bahia
- Clemente MA, Lange D, Del-Claro K, et al (2012) Flower-visiting social wasps and plants interaction: network pattern and environmental complexity. *Psyche A J Entomol* 2012:1–10. doi: 10.1155/2012/478431
- Crawley MJ (2013) *The R Book*. John Wiley & Sons, West Sussex
- CTFB Catálogo Taxonômico da Fauna do Brasil.
<http://fauna.jbrj.gov.br/fauna/listaBrasil/br/gov/jbrj/fauna/web/listaBrasil/taxa/consultarPublico/bem-vindo-consulta-publica.jsp#tabs-1>. Accessed 26 Mar 2019

- Da Silva JMC, Bates JM (2006) Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: A tropical savanna hotspot. *Bioscience* 52:225–233
- Daily, G.C. (1997) Introduction: What Are Ecosystem Services? In: Daily, G.C. (ed) *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*, Island Press, Washington DC, pp 1-10
- Diniz IR, Kitayama K (1994) Colony densities and preferences for nest habitats of some social wasps in Mato Grosso state, Brazil (Hymenoptera, Vespidae). *J Hymenopt Res* 3:133–143
- Diniz IR, Kitayama K (1998) Seasonality of vespidae species (Hymenoptera: Vespidae) in a central Brazilian Cerrado. *Rev Biol Trop* 46:109–114
- Elpino-Campos A, Del-Claro K, Prezoto F (2007) Diversity of Social Wasps (Hymenoptera: Vespidae) in Cerrado fragments of Uberlândia, Minas Gerais State, Brazil. *Neotrop Entomol* 36:685–692. doi: 10.1590/S1519-566X2007000500008
- EMBRAPA (2018) Empresa brasileira de pesquisa agropecuária. <https://www.embrapa.br/soja/cultivos/soja1/dados-economicos>. Accessed 9 Apr 2018
- FAO (2003) *World Agriculture: Towards 2015/2030. An FAO Perspective*. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FAO (2010) *Global Forest Resources Assessment 2010 – Key Findings*. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Fehr WR, Caviness CE, Burmood DT, Pennington JS (1971) Stage of Development Descriptions for Soybeans, *Glycine Max* (L.) Merrill. *Crop Sci* 11:929–931. doi: 10.2135/cropsci1971.0011183x001100060051x
- Fischer J, Lindenmayer DB (2007) Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Glob Ecol Biogeogr* 16:265–280. doi: 10.1111/j.1466-8238.2006.00287.x
- Forsyth A (1980) Nest site and habitat selection by the social wasp, *Metapolybia azteca* Araujo (Hymenoptera: Vespidae). *Brenesia* 17:157–162
- Freitas BM, Pacheo Filho AJ, Andrade PB, et al (2014) Forest remnants enhance wild pollinator visits to cashew flowers and mitigate pollination deficit in NE Brazil. *J Pollinat Ecol* 12:22–30. doi: 10.26786/1920-7603(2014)10
- Graça MB, Somavilla A (2019) Effects of forest fragmentation on community patterns of social wasps (Hymenoptera: Vespidae) in Central Amazon. *Austral Entomol* 58:657–665. doi: 10.1111/aen.12380
- Hsieh TC, Ma KH, Chao A (2019) iNEXT: INterpolation and EXTrapolation for species diversity. R package version 2.0.19

<<https://rdrr.io/cran/iNEXT/man/iNEXT-package.html>> Accessed 3 Feb 2019

- IMEA (2017) Mapa das macrorregiões do Imea. Instituto mato-grossense de economia agropecuária. <https://docplayer.com.br/67975674-Mapa-das-macrorregioes-do-imea.html>. Accessed 15 Mar 2019
- Ingram DJ, Collen B, Newbold T, et al (2015) Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* 520:45–50. doi: 10.1038/nature14324
- Jackson HB, Fahrig L (2013) Habitat loss and fragmentation. *Encycl Biodivers* 4:50–58. doi: 10.1016/B978-0-12-384719-5.00399-3
- Junior GMT, Noll FB (2011) Diversity of social wasps on semideciduous seasonal forest fragments with different surrounding matrix in Brazil. *Psyche*. doi: 10.1155/2011/861747
- Júnior PAS, Gonring AH, Picanço MC, et al (2012) Natural Biological Control of *Diaphania* spp. (Lepidoptera: Crambidae) by Social Wasps. *Sociobiology* 59:561–571
- Klein RP, Somavilla A, Köhler A, et al (2015) Space-time variation in the composition, richness and abundance of social wasps (Hymenoptera: Vespidae: Polistinae) in a forest-agriculture mosaic in Rio Grande do Sul, Brazil. *Acta Sci Biol Sci* 37:327. doi: 10.4025/actascibiols.v37i3.27853
- Klink CA, Machado RB (2005) Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conserv Biol* 19:707–713
- Lima ACO, Castilho-Noll MSM, Gomes B, Noll FB (2010) Social wasp diversity (Vespidae, Polistinae) in a forest fragment in the northeast of São Paulo state sampled with different methodologies. *Sociobiology* 55:613–626
- Losey JE, Vaughan M (2006) The economic value of ecological services provided by insects. *Bioscience* 56:311–323
- Marcuzzo FFN, Melo DCR (2011) Distribuição espaço-temporal e sazonalidade das chuvas no estado do Mato Grosso. *Rev Bras Recur Hídricos* 16:157–167
- Marimon BS, Marimon-Junior BH, Feldpausch TR, et al (2014) Disequilibrium and hyperdynamic tree turnover at the forest–cerrado transition zone in southern Amazonia. *Plant Ecol Divers* 7:281–292. doi: 10.1080/17550874.2013.818072
- Metzger JP (2001) O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotrop* 1:1–9
- Pawlikowski T, Olszewski P, Piekarska-Boniecka H, Pawlikowski K (2016) Diversity of social wasp communities (Hymenoptera: Polistinae and Vespinae) in the agricultural landscape of Central Poland. *Acta Zool Bulg* 68 (4):553–556
- Pereira HM, Leadley PW, Proença V, et al (2010) Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science* 330:1496–1501. doi: 10.1126/science.1196624

- Picanço MC, Oliveira IR de, Rosado JF, et al (2010) Natural Biological Control of *Ascia monuste* by the social wasp *Polybia ignobilis* (Hymenoptera: Vespidae). *Sociobiology* 56:67–76
- Pickett M, Carpenter JM (2010) Simultaneous analysis and the origin of eusociality in the Vespidae (Insecta: Hymenoptera). *Arthropod Syst Phylogeny* 68:3–33
- Prezoto F, Barbosa BC, Maciel TT, Detoni M (2016) Agroecossistemas e o serviço ecológico dos insetos na sustentabilidade. In: Resende LO, Prezoto F, Barbosa BC, Gonçalves EL (eds) *Sustentabilidade: Tópicos da Zona da Mata Mineira*, Juíz de Fora, pp 19–30
- Prezoto F, Machado VLL (1999) Ação de *Polistes (Aphanilopterus) simillimus* Zikán (Hymenoptera, Vespidae) no controle de *Spodoptera frugiperda* (Smith) (Lepidoptera, Noctuidae). *Rev Bras Zool* 16:841–850
- Prezoto F, Giannotti E, Machado VLL (1994) Atividade forrageadora e material coletado pela vespa social *Polistes simillimus* Zikán, 1951 (Hymenoptera, Vespidae). *Insecta* 3:11–19
- Prezoto F, Gobbi N (2005) Flight range extension in *Polistes simillimus* Zikán, 1951 (Hymenoptera, Vespidae). *Brazilian Arch Biol Technol* 48:947–950
- Prezoto F, Santos-Prezoto HH, Machado VLL, Zanuncio JC (2006) Prey captured and used in *Polistes versicolor* (Olivier) (Hymenoptera: Vespidae) nourishment. *Neotrop Entomol* 35:707–709
- Ramankutty N, Sheehan J, Siebert S, et al (2011) Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478:337–342. doi: 10.1038/nature10452
- Ribeiro JF, Walter BMT (1998) Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: SANO SM, ALMEIDA SP (eds) *Cerrado: Ambiente e Flora*, pp 89–166
- Richards OW (1978) *The social wasps of the Americas (excluding the Vespinae)*. British Museum of Natural History, London
- Rosa DB, Sousa RR de, Nascimento LA, et al (2007) A distribuição espacial das chuvas na porção centro oeste do estado de Mato Grosso-Brasil. *Rev Eletrônica da Assoc dos Geógrafos Bras* 1:127–152
- Santos GM de M, Filho CCB, Resende JJ, et al (2007) Diversity and community structure of social wasps (Hymenoptera: Vespidae) in three ecosystems in Itaparica Island, Bahia state, Brazil. *Ecol Behav Bionomics* 36:180–185. doi: 10.1590/S1519-566X2007000200002
- Santos GMDM, Cruz JD Da, Marques OM, Gobbi N (2009) Diversidade de vespas sociais (Hymenoptera: Vespidae) em áreas de Cerrado na Bahia. *Neotrop Entomol* 38:317–320. doi: 10.1590/S1519-566X2009000300003
- Schüepp C, Herrmann JD, Herzog F, Schmidt-Entling MH (2011) Differential effects of habitat isolation and landscape composition on wasps, bees, and their enemies. *Oecologia* 165:713–721. doi: 10.1007/s00442-010-1746-6

- Schüepf C, Rittiner S, Entling MH (2012) High bee and wasp diversity in a heterogeneous tropical farming system compared to protected forest. *PLoS One* 7:1–8. doi: 10.1371/journal.pone.0052109
- Silva S de S, Azevedo GG, Silveira OT (2011) Social wasps of two Cerrado localities in the northeast of Maranhão state, Brazil (Hymenoptera, Vespidae, Polistinae). *Rev Bras Entomol* 55:597–602. doi: 10.1590/S0085-56262011000400017
- Somavilla A, Marques DWA, Barbosa EAS, et al (2014) *Vespas Sociais (Vespidae: Polistinae) em uma Área de Floresta Ombrófila Densa Amazônica no Estado do Maranhão, Brasil*. *EntomoBrasilis* 7:183–187. doi: 10.12741/ebrasilis.v7i3.404
- Somavilla A, Schoeninger K, De Castro DGD, et al (2016) Diversity of wasps (Hymenoptera: Vespidae) in conventional and organic guarana (*Paullinia cupana* var. *sorbilis*) crops in the Brazilian Amazon. *Sociobiology* 63:1051–1057. doi: 10.13102/sociobiology.v63i4.1178
- Souza MM de, Louzada J, Serrão JE, Zanuncio JC (2010) Social wasps (Hymenoptera: Vespidae) as indicators of conservation degree of Riparian Forests in Southeast Brazil. *Sociobiology* 56:387–396
- Takatori MMO, Gamarra RM, Faggioni GP, et al (2017) Uso de geotecnologias na análise da estrutura e dinâmica da paisagem na região do nabileque. *Geociências* 16:87–101
- Team R Core (2018) R: A language and environment for statistical computing
- Thiaw I, Kumar P, Yashiro M, Molinero C (2011). Food and Ecological Security: Identifying synergy and trade-offs. UNEP Policy Series.
- Tscharntke T, Bommarco R, Clough Y, et al (2007) Conservation biological control and enemy diversity on a landscape scale. *Biol Control* 43:294–309. doi: 10.1016/j.biocontrol.2007.08.006
- Tscharntke T, Klein AM, Kruess A, et al (2005) Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecol Lett* 8:857–874. doi: 10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x
- Wickham H (2016) ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. *Journal of Statistical Software* <http://www.springer.com/978-0-387-98140-6>. Accessed 4 Mar 2019
- Zhang W, Ricketts TH, Kremen C, et al (2007) Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecol Econ* 64:253–260. doi: 10.1016/j.ecolecon.2007.02.024
- Zucchi R, Sakagami SF, Noll FB, et al (1995) *Agelaia vicina*, a swarm-founding polistine with the largest colony size among wasps and bees (Hymenoptera: Vespidae). *J New York Entomol Soc* 103:129–137

ARTIGO 2: Importância de Habitats Nativos Para Manutenção da Diversidade de Polinizadores (Hymenoptera: Apoidea) em Áreas de Cultivo de Soja no Estado de Mato Grosso, Brasil

Resumo

Aumentar a produção de alimentos e assegurar os serviços ecossistêmicos prestados pela biodiversidade, é um dos grandes desafios para o século XXI. A polinização, realizada principalmente por abelhas, aumenta significativamente a produtividade até mesmo em culturas que independem da polinização animal, como no caso da soja. Contudo, vários fatores, como a perda de habitat nativo, têm contribuído para a diminuição da abundância e diversidade desses organismos. Neste estudo avaliamos a riqueza e composição de abelhas no interior de habitats nativos, borda e área de cultivo de soja adjacente, e entre três tipos de vegetação (Amazônia, Cerrado e Ecótono entre ambos). Também avaliamos os efeitos do tipo, complexidade e quantidade de habitat nativo sobre a riqueza e composição de espécies, em duas escalas (buffer 5.000 e 1.000 m). Utilizamos armadilhas de interceptação de voo para coletar as abelhas em 43 locais, distribuídos em oito municípios, na região centro-oeste do estado de Mato Grosso que, atualmente, é o maior produtor de soja no Brasil. Amostramos 1360 indivíduos, distribuídos em 134 espécies e 52 gêneros. Tanto a riqueza como a composição de abelhas variaram entre os tipos de habitat (interior, borda e área de cultivo) e tipos de vegetação (Floresta, Ecótono e Cerrado). Além disso a quantidade de habitat nativo e a complexidade da estrutura vegetal tiveram efeito sobre a riqueza e composição de espécies, respectivamente. Assim, sugerimos que estratégias de manejo da paisagem considerem a quantidade e a complexidade da estrutura do habitat na manutenção da diversidade de abelhas tanto em habitats nativos, como também em áreas de cultivo de soja adjacente.

Palavras-chave: Ecologia de paisagem, serviços ecossistêmicos, perda de habitat, fragmentação de habitat.

INTRODUÇÃO

Garantir a segurança alimentar e ao mesmo tempo diminuir os impactos ambientais causados pela agricultura, tornou-se um dos maiores desafios para a humanidade no século XXI (Ramankutty et al. 2011). Segundo a FAO (2018), será necessário aumentar de 40 a 50% a produção de alimentos até o ano de 2050, para suprir a crescente demanda alimentar mundial.

A expansão territorial agrícola é uma das principais medidas utilizadas para aumentar a quantidade de alimentos produzidos no mundo. Contudo, além de causar impactos negativos diretos sobre a biodiversidade, serviços ecossistêmicos e mudanças climáticas, essa medida pouco contribuiu com esse aumento quando comparado à intensificação agrícola (aumento de produtividade) (Ramankutty et al. 2011). Assim, é necessário que haja mais investimentos em pesquisas que otimizem a produção agrícola sustentável (Ramankutty et al. 2011; FAO 2018), com menores impactos sobre a biodiversidade.

A produção agrícola é extremamente dependente dos serviços ecossistêmicos (Zhang et al. 2007). Os insetos desempenham importante papel na prestação desses serviços e contribuem diretamente com o aumento da produtividade agrícola (Losey and Vaughan 2006), como por exemplo no processo de polinização, realizado principalmente por abelhas (Roubik 1995), indispensável na agricultura sustentável (Cesar et al. 2013). Mais de 75% das culturas mais importantes para alimentação mundial e cerca de 35% de todo alimento produzido, são dependentes da polinização animal (Klein et al., 2007), que tem um custo estimado de 12 bilhões de dólares apenas no Brasil (Giannini et al. 2015) e entre 235 a 577 bilhões de dólares em todo o mundo (Potts et al. 2016).

Dos 141 cultivares brasileiros analisados, o processo de polinização foi considerado essencial para 18 e importante para 25 (Giannini et al. 2015). Estudos mostram a importância da manutenção de polinizadores silvestres, mantidos em habitats nativos adjacentes às culturas agrícolas, no aumento dos

níveis e estabilidades da polinização, resultando em maiores rendimentos (Klein et al. 2003; Freitas et al. 2014; Landaverde-González et al. 2017). A manutenção de polinizadores pode aumentar significativamente a produtividade até mesmo em culturas que independem de agentes polinizadores, como no caso da soja (*Glycine max*) (Chiari et al. 2005; Milfont et al. 2013; Monasterolo et al. 2015; Giannini et al. 2015).

Apesar da grande importância econômica e da participação direta das abelhas na produção de alimentos, fatores como mudanças climáticas, ataque por parasitas, aumento no uso de inseticidas e, principalmente, a perda de habitat (Kerr et al. 2001; Potts et al. 2010; Kennedy et al. 2013), têm contribuído para a diminuição da abundância e diversidade de abelhas. Vários estudos têm demonstrado a relação negativa entre a intensificação agrícola e a diversidade desses organismos (Landaverde-González et al. 2017; Evans et al. 2018; Gutiérrez-Chacón et al. 2018; Vides-Borrell et al. 2019).

O entendimento sobre o modo como a alteração da configuração do habitat afeta a biodiversidade é indispensável para o manejo eficiente de espécies de interesse agrícola e para a manutenção da diversidade biológica em áreas nativas e cultivadas. Tais estudos devem considerar fatores como a complexidade da estrutura do habitat e a quantidade de habitat nativo circundante, uma vez que essas variáveis têm efeitos diretos sobre a riqueza e composição de abelhas (Ferreira, et al., 2015; Flores et al., 2018).

Atualmente o estado de Mato Grosso é o maior produtor de grãos do Brasil, tendo a soja, cuja produção representou 27,2% da produção total do país na safra 2017/2018, como a principal *commodity* (EMBRAPA 2018). Entretanto, a perda de habitat nativo e a fragmentação per se (Jackson and Fahrig 2013), resultantes principalmente dos avanços territoriais da agricultura e da pecuária, principais atividades econômicas do estado de Mato Grosso, ameaçam a biodiversidade e, conseqüentemente, os serviços ecossistêmicos prestados à humanidade, incluindo aqueles relacionados ao aumento da produtividade agrícola.

Diante do exposto, objetivamos avaliar os efeitos do tipo, quantidade e complexidade do habitat sobre comunidades de abelhas em habitats nativos e em áreas de cultivo de soja adjacentes, na região Centro-Oeste de Mato Grosso. Pretendemos responder as seguintes perguntas: 1) Há diferença na riqueza e composição de espécies entre o interior e borda do habitat nativo e a área de cultivo de soja adjacente em áreas de Floresta, Cerrado e na transição entre ambos? 2) Existem espécies que estão relacionadas a algum tipo específico de habitat nativo ou a áreas de cultivo de soja? 3) Quais variáveis, do habitat e da paisagem, tem efeito sobre a riqueza e composição de espécies em áreas de vegetação Amazônica, Cerrado e transição entre ambas?

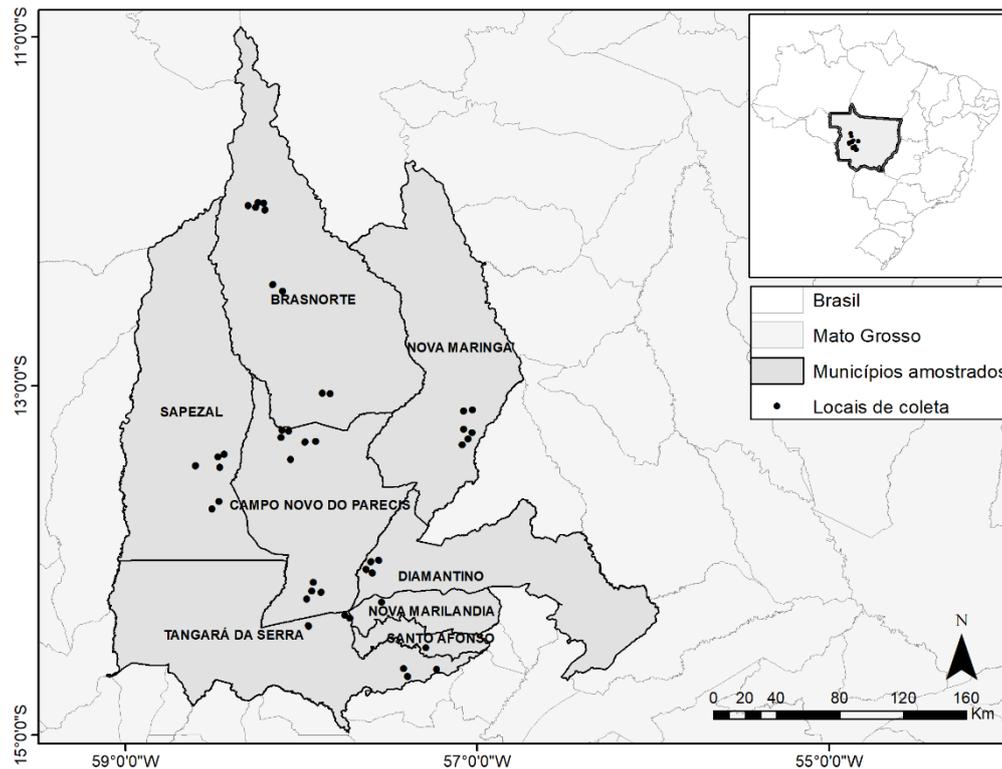
MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

Amostramos 43 locais em oito municípios da região centro-oeste de Mato Grosso: Brasnorte (9 locais), Campo Novo do Parecis (10), Diamantino (4), Nova Marilândia (1), Nova Maringá (6), Santo Afonso (1), Sapezal (6) e Tangará da Serra (6) (Figura 1). A região amostrada está localizada em uma região de extensa área de transição entre os biomas Amazônia e Cerrado, resultando em uma vegetação ecotonal (Marques et al. 2019). As temperaturas médias que variam de 24 a 36 °C, com precipitação média anual de 1.700 mm (Rosa et al. 2007) e dois períodos, de seca e chuva, bem definidos (Marcuzzo and Melo 2011). Os municípios localizados na porção norte, Brasnorte e Sapezal, estão inseridos em uma região com clima tropical de monção (Am), enquanto os municípios de Campo Novo do Parecis, Diamantino, Nova Maringá, Nova Marilândia, Santo Afonso e Tangará da Serra estão inserido em uma região com clima tropical de savana (Aw), segundo a classificação de Köppen (Alvares et al. 2013). As principais atividades econômicas da região são a agricultura e a pecuária e ambas estão estreitamente relacionadas com o aumento do desmatamento no estado (Barona et al. 2010).

Coleta dos Dados

As coletas foram realizadas entre novembro de 2017 e fevereiro de 2018, período correspondente aos estádios reprodutivos da soja, de R1 (início da floração) a R7 (início da maturação) (Fehr et al. 1971). Utilizamos armadilhas de



interceptação de voo, do tipo Malaise, contendo álcool 95% no recipiente coletor. Estas permaneceram instaladas por um período de 48 horas. Distribuímos 3 armadilhas, por local de coleta, ao longo de um transecto de 300 m, dispostas nas seguintes distâncias: 1) Interior do habitat nativo (150 metros adentro a partir da borda); 2) Borda do habitat nativo e 3) Cultura de soja (150 metros adentro da cultura a partir da borda do habitat nativo). Com o objetivo de facilitar a exposição e discussão dos resultados, as distâncias 1, 2 e 3 serão denominadas, a partir daqui, de pontos do interior, borda e cultura, respectivamente.

Os insetos coletados foram triados e montados no Laboratório de Entomologia da Universidade do Estado de Mato Grosso, campus universitário de Tangará da Serra. Posteriormente, foram enviados ao Laboratório de Hymenoptera do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) para identificação taxonômica.

Caracterização da Paisagem

Utilizamos imagens do satélite Sentinel do sensor Modis (Julho de 2018), com resolução espacial de 10 m, para gerar as métricas da paisagem no entorno dos locais amostrados. Delimitamos múltiplos buffers (50, 100, 250, 500, 1.000,

2.000 e 5.000 metros de diâmetro), gerados ao redor dos pontos de amostragem e calculamos o NDVI (Índice de Vegetação da Diferença Normalizada) para cada buffer. Os valores do NDVI variam de acordo com a densidade da estrutura vegetal, variando de -1 (áreas com ausência de vegetação) a +1 (as áreas de vegetação densa).

Realizamos a classificação supervisionada das imagens, utilizando o classificador Bhattacharya em cada buffer, para quantificar o uso do solo das seguintes classes: água, construções civis, área agrícola e habitat nativo (Amazônia e Cerrado). Utilizando a correlação de Pearson, observamos alta correlação das variáveis (quantidade de habitat nativo e valores do NDVI) entre os diferentes buffers e optamos por utilizar apenas os buffers de 5.000 e 1.000 m, denominados a partir daqui como escala maior e escala menor, respectivamente. Utilizamos o software SPRING 5.3 para realizar os procedimentos de mosaico, recorte, segmentação e classificação das imagens, e o software ArcGis 10.5 para a extração das métricas da paisagem.

Análise dos Dados

Utilizamos as imagens supervisionadas para classificar cada um dos 43 locais amostrados em três categorias: 1) Floresta - paisagens que apresentaram mais de 80% do habitat nativo composto por florestas; 2) Ecótono: paisagens com habitat nativo composto por florestas e cerrado (com no mínimo 20% de cada); e 3) Cerrado - paisagens que apresentaram mais de 80% do habitat nativo composto por cerrado. Por se tratar de uma região com extensa área de transição, a classificação da fitofisionomia predominante do habitat nativo pode mudar de acordo com a escala considerada. Assim, áreas que apresentam habitats naturais formados exclusivamente por Floresta ou Cerrado em uma escala menor, podem ser classificados como Ecótono em uma escala maior.

Utilizamos a média do NDVI para representar a complexidade da estrutura vertical da vegetação (CEV) (Takatori et al. 2017; Flores et al. 2018) e correlacionamos este valor com a nossa classificação de habitat nativo (Floresta, Ecótono ou Cerrado) das imagens supervisionadas. A Análise de Variância (ANOVA) confirmou a diferença na média do NDVI entre as categorias de habitat nativo nas duas escalas ($p < 0,01$ em ambas as escalas), confirmando nossas

classificações. No total, tivemos em uma escala maior 19 locais classificados como Floresta, 17 como Ecótono e 7 como Cerrado. E, em uma escala menor, 22 locais classificados como Floresta, 10 como Ecótono e 11 como Cerrado.

Para possibilitar a comparação da riqueza entre os pontos em cada categoria e entre as categorias, utilizamos a função *iNEXT* do pacote *iNEXT* (Hsieh et al. 2019) para gerar a riqueza rarefeita e padronizar o número de pontos e locais amostrados ($n=30$). Para avaliar se houve diferença na riqueza de espécies entre os pontos em cada categoria e entre as categorias, utilizamos Modelos Lineares Generalizados (GLM), com a distribuição de Poisson, e submetemos à Análise de Variância (ANOVA), com significância avaliada pelo teste χ^2 (Crawley 2013). Em seguida, utilizamos a função *testInteractions*, do pacote *phia* (De Rosario-Martinez 2015), para submeter os resultados significativos a um teste de interação pareada, com ajustamento de Bonferroni.

Para avaliar se houve diferença na composição entre os pontos em cada categoria e entre as categorias, utilizamos a função *adonis*, do pacote *Vegan*, para realizar uma Análise Multivariada Permutacional (PERMANOVA) (Anderson 2001) e construímos gráficos a partir dos dois primeiros eixos gerados pela Análise de Coordenadas Principais (PCoA), utilizando o índice de Jaccard. Em seguida, utilizamos a função *betadisper*, do pacote *vegan* (Oksanen et al. 2019), para realizar uma análise da homogeneidade multivariada de dispersões de grupo (PERMDISP), submetida a ANOVA, para testar a homogeneidade e dispersão dos pontos dentro dos grupos gerados pela PCoA.

Para avaliar a relação das espécies com os diferentes tipos de habitats, utilizamos a função *indval* do pacote *labdsv* (Roberts 2016) para gerar o Valor de Espécies Indicadoras (IndVal) em duas abordagens. Na primeira, avaliamos a relação das espécies com os pontos de amostragem: (I) interior do habitat nativo, (II) borda e (III) área de cultivo de soja. Na segunda abordagem, para avaliar a relação das espécies com os tipos de vegetação, desconsideramos os pontos da cultura e utilizamos apenas o habitat nativo (pontos do interior combinados com os pontos da borda): (I) habitat nativo de Floresta, (II) habitat nativo de Ecótono e (III) habitat nativo de Cerrado.

Para avaliar os efeitos das variáveis do tipo de habitat (ponto e categoria) e das métricas da paisagem (quantidade de habitat nativo e CEV) sobre a riqueza e composição de espécies, construímos dois Modelos Generalizados Mistos (GLMM) com a função *glmer* do pacote MuMIn (Barton 2019). No primeiro modelo, utilizamos a riqueza de espécies como variável resposta e o ponto, a categoria da vegetação, a quantidade de habitat nativo e a CEV como variáveis explicativas.

No segundo modelo utilizamos a composição de espécies, representada por um eixo único gerado a partir da PCoA, como variável resposta. Utilizamos o teste de Mantel e observamos que houve auto correlação espacial entre a composição de espécies e os locais amostrados (Teste de Mantel=0,29, $p < 0,01$). Portanto, além das variáveis explicativas utilizadas no modelo anterior, incluímos neste modelo uma variável espacial, representada pelo eixo positivo mais significativo dos auto vetores de Moran, gerados a partir de uma matriz de distância geográfica, através da função *dbmem* do pacote *adespatial* (Dray et al. 2019). Utilizamos, em ambos os modelos, o local de amostragem como parte aleatória do modelo.

Utilizamos a função *dredge*, do pacote MuMIn (Barton 2019), para construir todas as combinações possíveis entre as variáveis, ranqueamos os modelos a partir do Critério de Akaike (ΔIC) e selecionamos aqueles que apresentaram um valor de delta menor ou igual a dois (Burnham and Anderson 2002). Em seguida, construímos um melhor modelo médio a partir dos modelos selecionados na fase anterior.

Realizamos todos os testes e análises estatísticas no software R versão 3.4.2 (Team R Core 2018) e utilizamos o pacote *ggplot2* para a construção dos gráficos (Wickham 2016). Consideramos significativos todos os testes que apresentaram valor de p menor ou igual a 0,05.

RESULTADOS

No total amostramos 1360 indivíduos distribuídos em cinco famílias (Andrenidae, Apidae, Coletidae, Halictidae e Megachilidae), 52 gêneros e 134 espécies. Os gêneros *Apis*, *Nannotrigona*, *Plebeia*, *Trigonisca* e *Paratrigona*

<i>Augochlorodes</i> sp. 1	1								1	
<i>Cephalotrigona femorata</i>	1								1	
<i>Epicharis cockerelli</i>	1								1	
<i>Nannotrigona testaceicornis</i>	1								1	
<i>Neocorynura</i> sp. 5	1								1	
<i>Trigona branneri</i>	1								1	
<i>Tetragonisca angustula</i>		6	7	4	5	1		1	24	
<i>Oxytrigona flaveola</i>		6				2			8	
<i>Bombus transversalis</i>		5							5	
<i>Ptilotrigona lúrida</i>		3							3	
<i>Trigona cilipes</i>		3							3	
<i>Trigona truculenta</i>		3							3	
<i>Oxytrigona obscura</i>		2						1	3	
<i>Augochloropsis</i> sp. 6		2							2	
<i>Cephalotrigona capitata</i>		2							2	
<i>Neocorynura</i> sp. 1		2							2	
<i>Paratrigona incerta</i>		2							2	
<i>Tetragona</i> sp 1		2							2	
<i>Trigonisca</i> sp. 4		2							2	
<i>Tropidopedia</i> sp. 1		2							2	
<i>Aparatrigona impunctata</i>		1		1	2				4	
<i>Neocorynura</i> sp. 4		1		1					2	
<i>Osiris</i> sp. 1		1			1				2	
<i>Augochloropsis cupreola</i>		1				1		1	3	
<i>Augochloropsis</i> sp. 4		1					4		5	
<i>Augochlora</i> sp. 7		1							1	
<i>Augochlorella</i> sp. 1		1							1	
<i>Augochlorella</i> sp. 2		1							1	
<i>Augochloropsis</i> sp. 1		1							1	
<i>Augochloropsis</i> sp. 8		1							1	
<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp. 1		1							1	
<i>Ceratina (Crewella)</i> sp. 3		1							1	
<i>Epicharis</i> sp. 1		1							1	
<i>Epicharis umbraculata</i>		1							1	
<i>Exomalopsis</i> sp. 2		1							1	
<i>Frieseomelitta</i> sp. 2		1							1	
<i>Hylaeus</i> sp. 2		1							1	
<i>Megachile</i> sp. 1		1							1	
<i>Megalopta</i> sp. 1		1							1	
<i>Megaloptidia</i> sp. 1		1							1	
<i>Neoclavicera</i> sp. 1		1							1	
<i>Paratetrapedia</i> sp. 1		1							1	
<i>Paratrigona euxanthospila</i>		1							1	
<i>Paratrigona lineatifrons</i>		1							1	
<i>Paratrigona prosopiformis</i>		1							1	
<i>Schwarzula tímida</i>		1							1	
<i>Trigonisca</i> sp. 5		1							1	
<i>Geotrigona mombuca</i>			25	1	2	2	52	1	3	86
<i>Tetragona quadrangular</i>			4			2	12			18
<i>Exomalopsis</i> sp. 1			2			1				3
<i>Exomalopsis auropilosa</i>			2							2
<i>Frieseomelitta</i> sp. 1			2							2
<i>Lasioglossum</i> sp. 2			1						1	2
<i>Augochloropsis</i> sp. 7			1							1
<i>Augochloropsis</i> sp. 9			1							1

<i>Ceratalictus</i> sp. 2											1
<i>Euglossa avicula</i>											1
<i>Lasioglossum</i> sp. 3											1
<i>Megachile</i> sp. 2											1
<i>Trigonisca viridifrons</i>											1
<i>Augochloropsis</i> sp. 3				2	1		1				4
<i>Hylaeus</i> sp. 1				2					1		3
<i>Celetrigona longicornis</i>				1	2						3
<i>Augochlorella</i> sp. 3				1							1
<i>Hylaeus</i> sp. 3				1							1
<i>Augochloropsis</i> sp. 5					1		3	3			7
<i>Odyneropsis</i> sp. 1					1						1
<i>Scaptotrigona polysticta</i>					1						1
<i>Melissodes aff. Sexcincta</i>						1					1
<i>Pereirapis</i> sp. 1						1					1
<i>Partamona nambiquara</i>							2	1			3
<i>Ceratina (Crewella)</i> sp. 2							2				2
<i>Augochlora</i> sp. 4							1	1			2
<i>Thectochlora</i> sp. 1							1	1			2
<i>Augochloropsis</i> sp. 2							1				1
<i>Ceratalictus</i> sp. 3							1				1
<i>Coelioxys</i> sp. 1							1				1
<i>Epicharis chrysopyga</i>							1				1
<i>Lasioglossum</i> sp. 1							1				1
<i>Rhathymus</i> sp. 1							1				1
<i>Augochlora</i> sp. 2								1			1
<i>Augochlora</i> sp. 8								1			1
<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp. 2								1			1
<i>Ceratina (Crewella)</i> sp. 1								1			1
<i>Lasioglossum</i> sp. 4								1			1
<i>Neocorynura</i> sp. 3								1			1
<i>Paratetrapedia flaveola</i>								1			1
<i>Pseudoaugochlora flammula</i>								1			1
<i>Thalestria spinosa</i>								1			1
<i>Euglossa modestior</i>									2		2
<i>Centris flavifrons</i>									1		1
<i>Centris</i> sp. 1									1		1
<i>Euglossa platymera</i>									1		1
Abundância	469	243	179	50	43	43	240	61	32		1360
Abundância Total		891			136			333			
Riqueza	47	68	23	16	20	11	26	26	9		
Riqueza Total		101			32			47			

A borda apresentou a maior riqueza e a segunda maior abundância, com 90 espécies e 347 indivíduos, seguida pelo interior dos habitats nativos, que apresentou a segunda maior riqueza e a maior abundância, com 69 espécies e 759 indivíduos, enquanto a cultura apresentou a menor riqueza e menor abundância, com 32 espécies e 254 indivíduos. Das 134 espécies registradas, 24 (18%) foram restritas ao interior do habitat nativo, 46 (34,3%) restritas à borda e 17 (12,7%) restritas à cultura de soja. No total, 102 (76,1%) espécies foram

amostradas apenas em habitat nativo (interior e borda) e 15 (11,2%) espécies ocorreram tanto em habitat nativo como também na cultura de soja (Figuras 2 e 3).

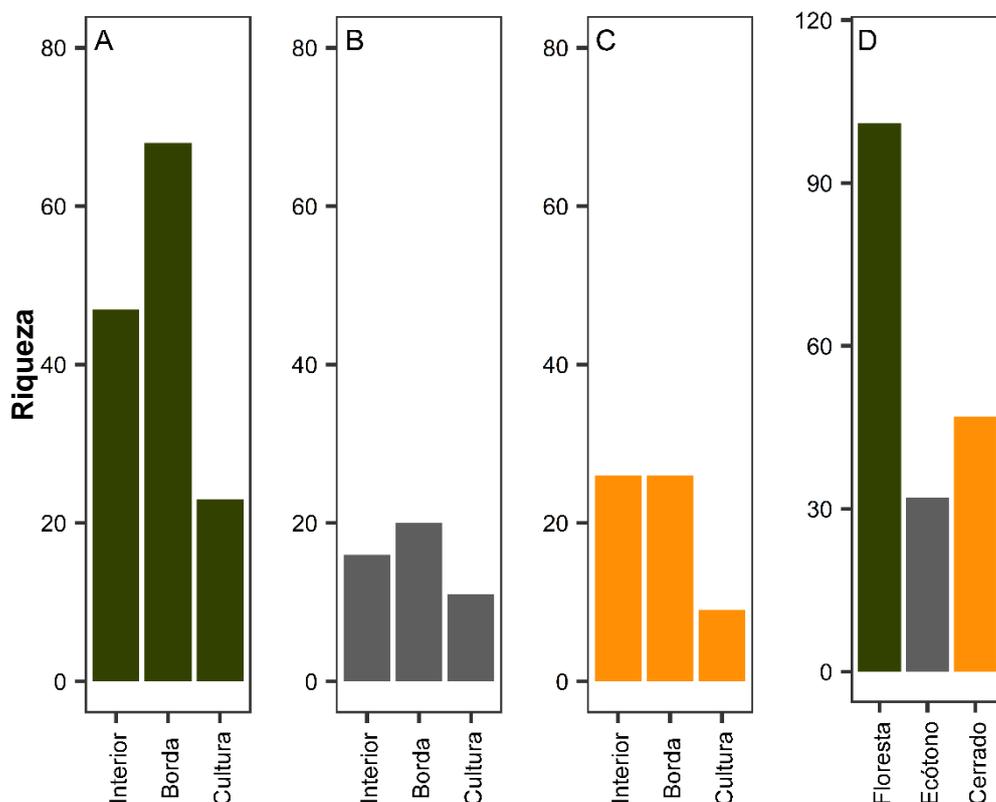


Figura 2 - Riqueza dos pontos (A-C) interior do habitat nativo, borda e cultivo de soja e das categorias de vegetação Floresta (barras verdes), Ecótono (barras cinzas) e Cerrado (barras amarelas)

A riqueza diferiu significativamente entre os pontos (interior, borda e cultura) nas categorias Floresta ($p < 0,01$; $GL=64$; $\chi^2=36,62$) e Cerrado ($p < 0,01$; $GL=27$; $\chi^2=17,92$), mas não diferiu na categoria Ecótono ($p=0,19$; $GL=27$; $\chi^2=3,26$), como representado pelas curvas de riqueza rarefeita (Figura 3). Nas áreas de Floresta, a riqueza entre o interior e a borda foi similar ($p=0,71$; $\chi^2=1,41$) enquanto a cultura diferiu tanto da borda ($p < 0,01$; $\chi^2=30,57$) quanto do interior ($p < 0,01$; $\chi^2=19,45$). Nas áreas categorizadas como Cerrado, a riqueza entre borda e cultura foi similar ($p=0,03$; $\chi^2=6,73$), enquanto interior e borda ($p=0,05$; $\chi^2=5,87$) e o interior e cultura ($p < 0,01$; $\chi^2=14,83$) foram significativamente diferentes. Quando consideramos os pontos (interior, borda e cultura) nas análises do IndVal, as espécies *Augochlora* sp3, *Ceratalictus* sp1, *Melipona rufiventris*, *Plebeia* sp1 e *Trigonisca* sp1 foram relacionadas com o interior do habitat nativo, enquanto as espécies *Apis mellifera* e *Oxaea* sp2 foram

relacionadas com a cultura de soja (Tabela 2). Nenhuma espécie foi relacionada com a borda dos habitats nativos.

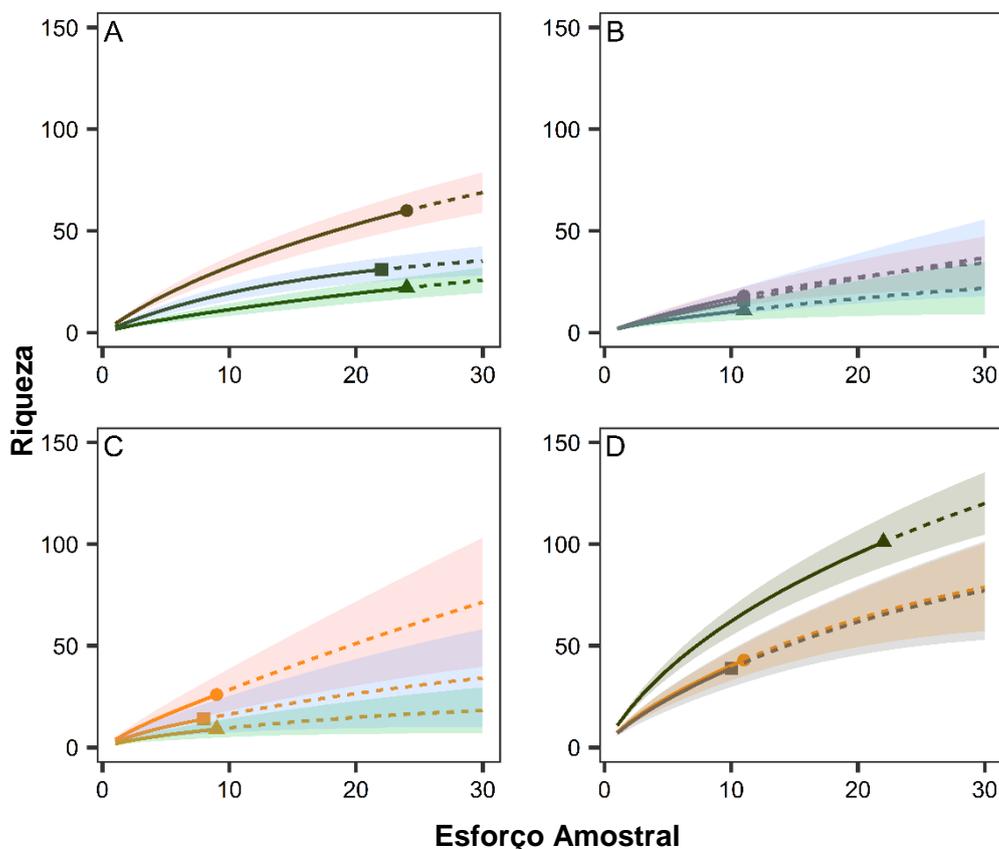


Figura 3 - Curvas de riqueza rarefeita dos pontos (A-C) do interior do habitat nativo (quadrados), borda (círculos) e cultivo de soja (triângulos) e das (D) categorias de vegetação Floresta (linhas verdes), Ecótono (linhas cinzas) e Cerrado (linhas amarelas)

A composição de espécies diferiu significativamente entre os pontos (interior, borda e cultura) apenas na categoria Floresta (PERMANOVA: $p < 0,01$; $GL=2$; $R^2=0,08$) e não diferiu significativamente entre os pontos nas categorias Ecótono (PERMANOVA: $p=0,45$; $GL=2$; $R^2=0,07$) e Cerrado (PERMANOVA: $p=0,31$; $GL=2$; $R^2=0,08$) (Figura 4). Entretanto, a análise de homogeneidade multivariada de dispersão mostrou que os grupos dos pontos da Floresta (PERMDISP: $p < 0,01$; $GL=2$) e do Cerrado (PERMDISP: $p=0,05$; $GL=2$) apresentam dispersão heterogênea e apenas os grupos dos pontos da categoria Ecótono tiveram distribuição homogênea (PERMDISP: $p=0,62$; $GL=2$).

Com relação aos tipos de vegetação, as áreas da Floresta apresentaram a maior riqueza e abundância, com 101 espécies (75,37%) e 891 indivíduos (65,51%), seguida pelas áreas de Cerrado, com 47 espécies (35,07%) e 333 (24,48%) indivíduos, e as áreas de Ecótono, com 32 espécies (23,88%) e 136

indivíduos (10%). No total, 70 espécies (52,2%) foram exclusivas de Floresta, sete (5,2%) exclusivas de Ecótono, 23 (17,2%) exclusivas de Cerrado e apenas 12 (8,9%) apresentaram ampla distribuição e foram coletadas nas três categorias de vegetação (Tabela 1).

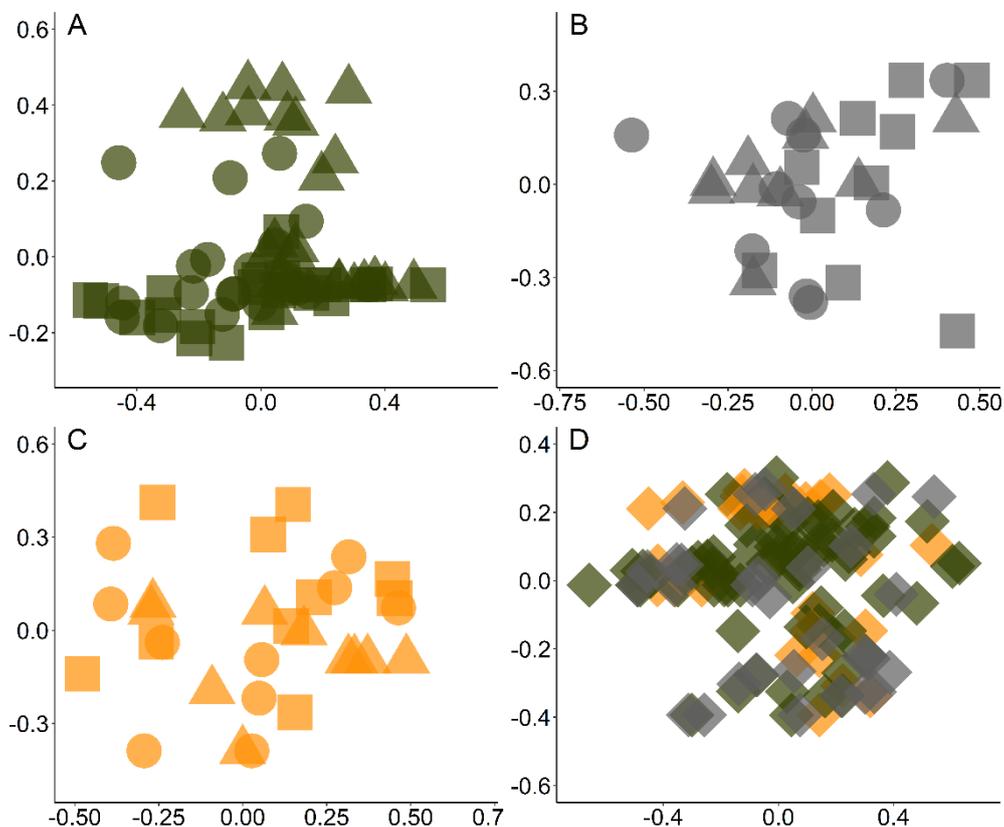


Figura 4 - Análise de coordenadas principal (PCoA) dos pontos (A-C) do interior do habitat nativo (quadrados), borda (círculos) e cultivo de soja (triângulos) e das (D) categorias de vegetação Floresta (símbolos verdes), Ecótono (símbolos cinzas) e Cerrado (símbolos amarelos)

A riqueza diferiu significativamente entre as categorias (Floresta, Ecótono e Cerrado) nas duas escalas (buffer 5000 m: $p=0,02$, $GL=124$, $\chi^2=8,03$; buffer 1000 m: $p<0,01$, $GL=124$, $\chi^2=11,18$). Entre Floresta e Ecótono a riqueza foi significativamente diferente em ambas as escalas (buffer 5000 m: $p=0,01$, $\chi^2=8,43$; buffer 1000 m: $p=0,02$, $\chi^2=1,37$), porém foi similar entre Cerrado e Floresta (buffer 1000 m: $p=1,00$, $\chi^2=0,49$; buffer 5000 m: $p=0,07$, $\chi^2=5,00$) e entre Cerrado e Ecótono (buffer 1000 m: $p=0,53$, $\chi^2=1,81$; buffer 5000 m: $p=1,00$, $\chi^2=0,38$). A composição de espécies também diferiu significativamente entre as categorias nas duas escalas (buffer 5000 m: $p<0,01$, $GL=2$, $R^2=0,03$; buffer 1000 m: $p<0,01$, $GL=2$, $R^2=0,05$) (Figura 3).

Quando avaliamos a relação das espécies de abelhas com os tipos de vegetação (Floresta, Ecótono e Cerrado), as espécies *Paratrigona lineata* e *Augochloropsis* sp8 foram associadas com habitat nativo de Cerrado, *Plebeia* sp1, *Plebeia* sp4 e *Nannotrigona chapadana* foram associadas com habitat nativo de Floresta e apenas *Partamona combinata* foi associada com habitat nativo de Ecótono (Tabela 3).

Tabela 3 - Valor de Espécies Indicadoras de Habitat Nativo de Floresta, Ecótono e Cerrado

Espécies	Habitat	IndVal	Valor de P	Frequência
<i>Plebeia</i> sp. 1	Habitat Nativo de Floresta	0.27	0.03	15
<i>Plebeia</i> sp.4	Habitat Nativo de Floresta	0.25	0.01	11
<i>Nannotrigona chapadana</i>	Habitat Nativo de Floresta	0.23	0.01	10
<i>Partamona combinata</i>	Habitat Nativo de Ecótono	0.14	0.03	4
<i>Paratrigona lineata</i>	Habitat Nativo de Cerrado	0.40	>0.01	21
<i>Augochloropsis</i> sp.8	Habitat Nativo de Cerrado	0.21	>0.01	6

Das quatro variáveis explicativas (ponto: interior, borda e cultura; categoria da vegetação: Floresta, Ecótono e Cerrado; CEV; e quantidade de habitat nativo) utilizadas no glmm, apenas o ponto ($p < 0,01$, $z = 5$) e a quantidade de habitat nativo ($p < 0,01$, $z = 3,13$) tiveram efeito significativo sobre a riqueza de abelhas (Figura 5). Quando utilizamos essas mesmas variáveis e acrescentamos os auto vetores de Moran (variável espacial incluída no modelo devido a auto correlação espacial) para avaliar o efeito sobre a composição de espécies, apenas a quantidade de habitat nativo ($p = 0,02$, $z = 2,29$) (Figura 6) e a CEV ($p = 0,04$, $z = 2$) (Figura 7) tiveram efeito significativo.

DISCUSSÃO

Padrões Gerais de Riqueza de Abelhas

No presente estudo encontramos elevada riqueza de abelhas, maior do que a registrada em outros trabalhos que, frequentemente, restringiram as coletas a um grupo funcional de abelhas ou a um único tipo de bioma (Santos et al. 2004; Silva-Pereira and Santos 2006; Gonçalves et al. 2009; Flores et al. 2018; Aguiar et al. 2018). Esse resultado era esperado pois, o fato de os nossos locais de coletas terem sido amplamente distribuídos (distância média entre locais) e localizados em dois grandes biomas brasileiros, considerados principais fontes da biodiversidade neotropical (Antonelli et al. 2018), contribuíram para a alta diversidade registrada, que é positivamente relacionada com a

heterogeneidade da paisagem (Báldi 2008; Schüepp et al. 2012; Aranda and Gracioli 2015; Flores et al. 2018).

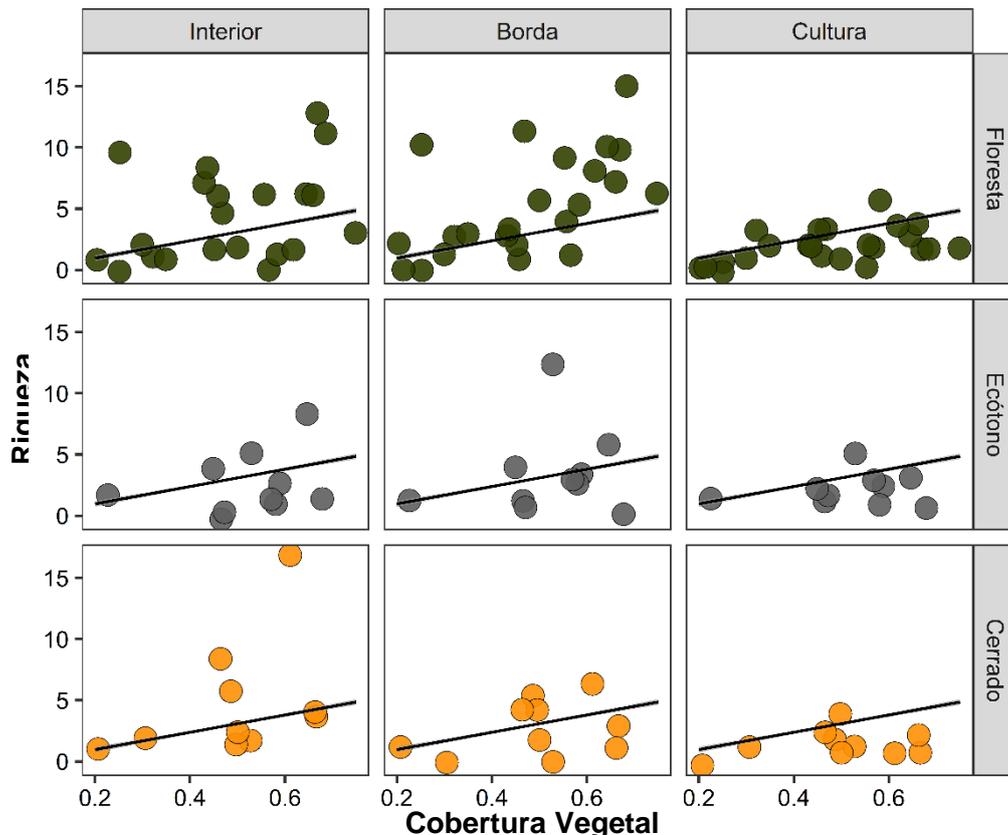


Figura 5 - Efeito da quantidade de habitat nativo sobre a riqueza de abelhas nos pontos do interior do habitat nativo, borda e cultivo de soja, nas áreas de Floresta, Ecótono e Cerrado

As seis espécies e os cinco gêneros mais abundantes em nossas amostras apresentam comportamento eussocial, o que explica a alta abundância e representatividade desses organismos, uma vez que, um único ninho é composto por vários indivíduos. Com relação às espécies menos abundantes, a grande quantidade de espécies raras também é um padrão encontrado por outros autores (Schüepp et al. 2012; Silva et al. 2017), o que reforça a importância de realizar-se amostragens em vários locais para que a comunidade de abelhas seja efetivamente representada.

Riqueza e Composição dos Pontos (Interior, Borda e Cultura)

Os pontos da borda mostraram suportar riqueza maior do que o interior e a cultura nas áreas de Floresta e Cerrado. A riqueza de abelhas pode ser maior nas bordas dos habitats nativos pois, organismos que habitam esses locais

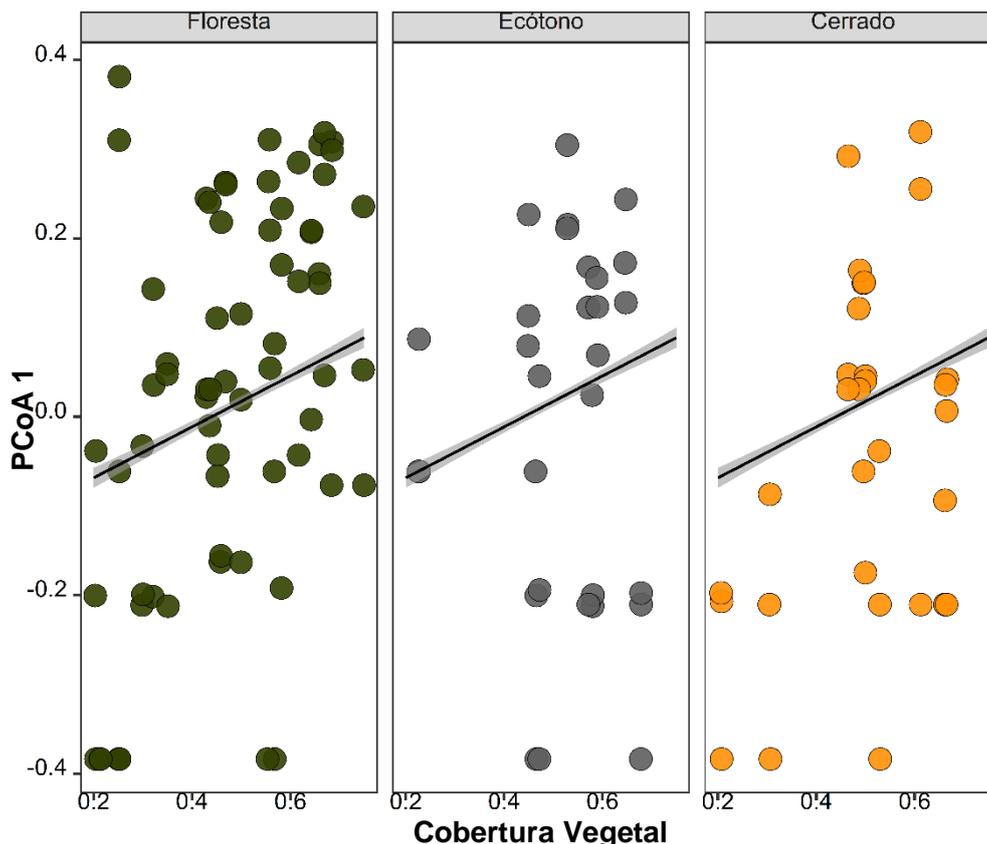


Figura 6 - Efeito da quantidade de habitat nativo sobre a composição de abelhas nas áreas de Floresta, Ecótono e Cerrado

podem se beneficiar com o acesso facilitado à matriz agrícola e utilizar, nos habitats nativos, recursos não disponíveis nas áreas de cultivo, como por exemplo, local de nidificação e recursos florais (da Rocha-Filho et al. 2017). Além disso, a borda dos habitats nativos frequentemente apresenta menor umidade, maior temperatura e incidência de luz quando comparado ao interior dos habitats nativos (Camargo and Kapos 1995; Magnago et al. 2015). Hoehn et al. (2008) observaram uma relação positiva entre esses fatores abióticos e a riqueza de abelhas. Contudo, apesar da elevada quantidade de espécies exclusivas, a análise de espécies indicadoras não relacionou nenhuma espécie com a borda dos habitats nativos, devido ao fato desta análise não ser sensível às espécies raras (singleton), que neste caso representaram 71,74% das espécies exclusivas de borda.

Os pontos da cultura, como esperado, apresentaram riqueza menor do que o interior e a borda do habitat nativo. Alguns fatores como a distância em relação ao habitat natural (Carvalho et al. 2010; Monasterolo et al. 2015), simplificação do habitat (Klein et al. 2015) e o manejo de monoculturas (Vides-

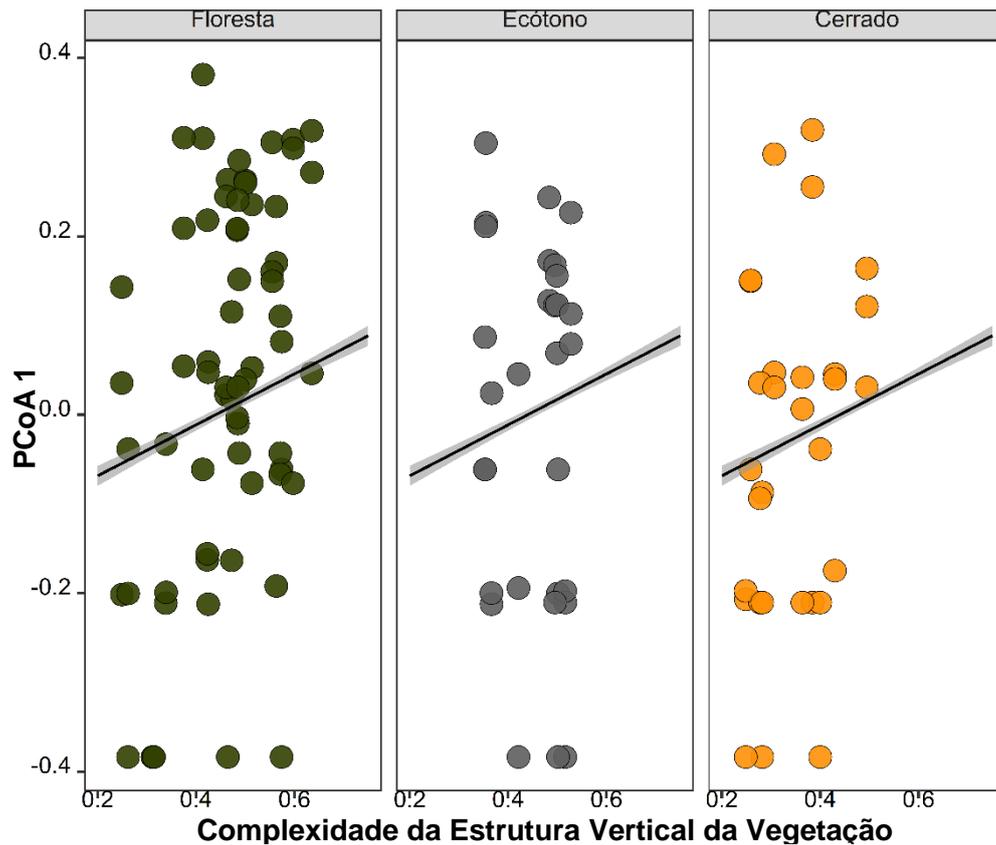


Figura 7 - Efeito da complexidade da estrutura vertical da vegetação (CEV) sobre a composição de abelhas nas áreas de Floresta, Ecótono e Cerrado

Borrell et al. 2019) contribuem para a diminuição da riqueza nesses pontos. Vides-Borrell et al. (2019) observaram que, apesar de áreas abertas, como pastagens e policulturas, favorecerem o aumento da riqueza e abundância de abelhas solitárias, as áreas de monoculturas podem ter um efeito inverso sobre a comunidade desses organismos. Isso porque nas áreas de monocultivo há uma maior exposição à inseticidas, uso intensivo da terra (com a entrada de maquinário) e homogeneização da paisagem, resultante do intenso desmatamento, o que, conseqüentemente, diminui a disponibilidade de recursos como alimento e local para nidificação (Vides-Borrell et al. 2019).

Assim, o fato das espécies *Oxaea* sp.2 e *A. mellifera* terem sido associadas às áreas de cultivo de soja, pode estar relacionado com o tamanho do corpo, a resistência e a tolerância desses organismos a áreas simplificadas. Monasterolo et al. (2015) observaram que o tamanho do corpo das abelhas está positivamente relacionado com as distâncias de forrageamento. *Oxaea* é composto por abelhas grandes, capazes de atingirem maiores distâncias. Dessa forma, esses indivíduos podem explorar e forragear a matriz agrícola, além de

utilizarem, nas áreas de habitat nativo, recursos não disponíveis nas áreas de cultivo (Bailey et al. 2014).

A. mellifera é generalista e apresenta preferência por áreas de cultivo. Além de ser uma das principais visitantes florais da soja, *A. mellifera* contribui significativamente com o aumento da produtividade de sementes e a diminuição do abortamento de flores (Chiari et al. 2005; Milfont et al. 2013; Santos et al. 2013; Monasterolo et al. 2015). Milfont et al. (2013), por exemplo, sugerem a introdução de *A. mellifera* em áreas de cultivo de soja como uma medida viável para o aumento da produtividade, diminuindo assim a necessidade de mais desmatamentos para a expansão agrícola.

Apesar da soja não depender das abelhas para a polinização, estudos têm demonstrado que a presença desses organismos aumentam significativamente a produtividade (Milfont et al. 2013; Monasterolo et al. 2015). Freitas et al. (2014) e Landaverde-González et al. (2017) afirmam que, apenas uma parcela das espécies de abelhas presentes, contribuem efetivamente com a polinização de plantas cultivadas, assim como observado para a cultura de soja (Milfont et al. 2013).

Porém, em outros casos, o serviço de polinização está estreitamente relacionado com a riqueza de abelhas e com a diversidade funcional (Hoehn et al. 2008). Além disso, a alta diversidade de abelhas é indispensável para a manutenção dos sistemas naturais e, conseqüentemente, dos serviços ecossistêmicos que favorecem a produção agrícola (Kerr et al. 2001; Potts et al. 2016). Dessa forma, as áreas de habitat nativo são necessárias e fornecem recursos não apenas para as espécies especialistas e restritas à vegetações naturais, mas também para espécies que apresentam preferência por áreas de cultivo (Imperatriz-Fonseca et al. 2012; Bailey et al. 2014) e que contribuem diretamente com a produtividade de plantas cultivadas.

De fato, esperávamos encontrar diferença na composição de espécies entre os pontos interior, borda e cultura, principalmente nas áreas de Floresta, pois há um forte contraste nas características abióticas entre esses pontos. A diferença na composição de espécies entre esses pontos também pode ser

explicada pela distância dos pontos da cultura em relação ao habitat nativo (Monasterolo et al. 2015) que, pode ser um fator limitante para as espécies de menor tamanho ou sensíveis à áreas abertas. Apesar de, estruturalmente a vegetação nativa nas áreas de Ecótono ser similar às áreas de Floresta, a composição de espécies não variou entre interior, borda e cultura. Assim, fatores como, estrutura da vegetação e a distância dos pontos da cultura em relação ao habitat nativo, parecem não ter efeitos sobre as comunidades de abelhas existentes em áreas de Ecótono.

Riqueza e Composição dos Tipos de Vegetação (Floresta, Ecótono e Cerrado)

Com relação à variação na riqueza entre as categorias, esperávamos que as áreas de Ecótono apresentassem riqueza maior do que a observada e número de espécies similar às áreas de Floresta pois, áreas de Ecótono apresentam maior CEV e, conseqüentemente, maior similaridade estrutural com vegetações florestadas, do que com as áreas de Cerrado.

Mesmo apresentando baixa riqueza, comparada às outras categorias de vegetação, uma espécie (*Partamona combinata*) foi associada às áreas de Ecótono. Isso pode ser explicado pelo fato de que o gênero *Partamona*, apesar de possuir ninhos com muitos indivíduos, geralmente constroem ninhos parcial ou totalmente expostos (Michener 2007), de forma que a nidificação desses organismos independe da disponibilidade de cavidades pré-existentes, geralmente encontradas em árvores de grande porte e em vegetações estruturalmente mais complexas (Eltz et al. 2003; Morato and Martins 2006).

As áreas de Floresta, apesar de não terem uma riqueza significativamente diferente das áreas de Cerrado, apresentaram a maior riqueza e um grande número de espécies exclusivas (52% do total de espécies amostradas). Nossa análise de espécies indicadoras, relacionou a espécie *Nannotrigona chapadana* e dois morfotipos de *Plebeia* com habitat nativo de Floresta. Ambos os gêneros são compostos por espécies pequenas, eussociais e que frequentemente nidificam em cavidades pré-existentes (Michener 2007), o que torna esses organismo mais sensíveis à áreas com menor complexidade estrutural da vegetação, como no caso das áreas de Ecótono, Cerrado e cultivo de soja.

Gutiérrez-Chacón et al. (2018) afirmam que o aumento na quantidade de vegetações florestadas na paisagem, está relacionado com a qualidade do habitat, tendo como consequência uma maior disponibilidade de locais para nidificação, contribuindo significativamente para o aumento da riqueza de abelhas. Além disso, outros autores observaram relação positiva entre complexidade do habitat e riqueza de abelhas das orquídeas (Antonini et al. 2016) e de abelhas e vespas que nidificam em cavidades pré-existentes (Flores et al. 2018).

Nesse sentido, áreas de Cerrado podem ser menos atrativas para espécies que necessitam de habitat com maior complexidade estrutural da vegetação, como no caso das abelhas que apresentam comportamento social e que nidificam em cavidades pré-existentes (Kerr et al. 2001), pois o Cerrado têm menor disponibilidade de árvores de grande porte (Ribeiro and Walter 1998), ideais para a construção desses tipos de ninhos (Eltz et al. 2003; Morato and Martins 2006).

Nossos dados refletem essa relação onde, apenas uma (*Partamona nambiquara*), das 23 espécies exclusivas de Cerrado, tem comportamento eussocial. Contudo, áreas abertas, com maior exposição do solo, como é o caso deste tipo de vegetação, podem favorecer a riqueza de abelhas solitárias, principalmente espécies que nidificam no solo (Vides-Borrell et al. 2019). Isso explica o fato da espécie *Paratrigona lineata*, mesmo apresentando comportamento eussocial, juntamente com um morfotipo de *Augochloropsis*, terem sido associadas com habitat nativo de Cerrado pois, ambas nidificam no solo.

É importante ressaltar que, as áreas de Cerrado apresentaram alta riqueza mesmo tendo menor número de locais amostrados (menos da metade) do que as áreas de Floresta e Ecótono. Contudo, essa diferença amostral no número de locais por vegetação não foi intencional e, isso reflete uma característica transicional da região amostrada (Marques et al. 2019), onde áreas compostas exclusivamente de Cerrado em uma escala local, passam a ser classificadas como Transição em escalas de 1.000 e 5.000 m.

Efeitos do Tipo de Habitat e Métricas da Paisagem Sobre a Riqueza e Composição

Nossos resultados reforçam que, de forma geral, a simplificação do habitat, resultante da substituição de vegetações nativas por áreas de cultura e a quantidade de habitat nativo na paisagem, são os principais fatores responsáveis pela diminuição da riqueza de abelhas (Kennedy et al. 2013; Landaverde-González et al. 2017). Além disso, a perda de habitat, juntamente com a CEV, são os principais fatores responsáveis pela variação na composição de espécies de abelhas entre as áreas de Floresta, Ecótono e Cerrado.

A redução da cobertura vegetal, frequentemente, diminui a conectividade entre habitats nativos, que tem efeito direto sobre a riqueza e composição de abelhas (Storck-tonon et al. 2013; Gonçalves et al. 2014; Ferreira et al. 2015; Storck-Tonon and Peres 2017). Além disso, a redução na quantidade de habitat nativo pode impedir a permanência de espécies especialistas e ter efeitos variados sobre diferentes grupos funcionais, como observado por Ferreira et al. (2015). Por exemplo, espécies que nidificam no solo são menos prejudicadas ou até mesmo beneficiadas com a diminuição da cobertura vegetal, que tem como consequência maior exposição do solo (Ferreira et al. 2015; Vides-Borrell et al. 2019). Entretanto, apesar da estratégia de procura e coleta de recursos das espécies sociais ser eficiente, estes organismos podem ser susceptíveis aos efeitos da quantidade de habitat pois, seus ninhos são habitados por vários indivíduos, o que requer maior quantidade de recursos alimentares e árvores disponíveis para nidificação (Ferreira et al. 2015).

Apesar de alguns autores sugerirem a avaliação dos efeitos da paisagem em mais de uma escala (Ferreira et al. 2015), nossos resultados mostram que, tanto em escala maior como menor, as variáveis analisadas têm os mesmos efeitos sobre a riqueza e composição de abelhas. Entretanto, ressaltamos a importância de realizar-se mais estudos que investiguem os efeitos dessas mesmas variáveis sobre grupos funcionais em diferentes escalas, uma vez que, diferentes grupos funcionais podem, de acordo com a escala considerada, responder diferentemente à variáveis do habitat e da paisagem (Ferreira et al. 2015).

Diante do exposto, concluímos que áreas de cultivo de soja suportam riqueza de espécies de abelhas menor do que habitats nativos. Com isso, ressaltamos a importância da manutenção de habitats nativos, como as áreas de Reserva Legal, que servem de refúgio e fornecem recursos (Freitas et al. 2014; Franceschinelli et al. 2017) tanto para as espécies mais sensíveis, como também para aquelas que apresentam estreita relação com áreas de cultivo e que assim contribuem diretamente com o aumento da produtividade agrícola. Tais práticas favorecem a biodiversidade local e os serviços ecológicos prestados à agricultura e, conseqüentemente, otimizará a produção agrícola, compensando a necessidade da abertura de novas áreas (Milfont et al. 2013). Assim, sugerimos que medidas e estratégias de manejo da paisagem levem em consideração a quantidade de habitat nativo destinada à manutenção da biodiversidade desses polinizadores, tanto em áreas de vegetação Amazônica, como também em áreas de Cerrado e Ecótono entre ambos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguiar CML, Santana EB, Martins CF, et al (2018) Species Richness and Diversity in Bee Assemblages in a Fragment of Savanna (Cerrado) at Northeastern Brazil. *Sociobiology* 65:566. doi: 10.13102/sociobiology.v65i4.3372
- Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, et al (2013) Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol Zeitschrift* 22:711–728. doi: 10.1127/0941-2948/2013/0507
- Anderson MJ (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol* 26:32–46. doi: 10.1080/13645700903062353
- Antonelli A, Zizka A, Carvalho FA, et al (2018) Amazonia is the primary source of Neotropical biodiversity. *Proc Natl Acad Sci* 115:6034–6039. doi: 10.1073/pnas.1713819115
- Antonini Y, Silveira RA, Oliveira ML, et al (2016) Orchid bee fauna responds to habitat complexity on a savanna area (Cerrado) in Brazil. *Sociobiology* 63:819–825. doi: 10.13102/sociobiology.v63i2.1038
- Aranda R, Graciolli G (2015) Spatial–temporal distribution of the Hymenoptera in the Brazilian Savanna and the effects of habitat heterogeneity on these patterns. *J Insect Conserv* 19:1173–1187. doi: 10.1007/s10841-015-9832-z

- Bailey S, Requier F, Nusillard B, et al (2014) Distance from forest edge affects bee pollinators in oilseed rape fields. *Ecol Evol* 4:370–380. doi: 10.1002/ece3.924
- Báldi A (2008) Habitat heterogeneity overrides the species-area relationship. *J Biogeogr* 35:675–681. doi: 10.1111/j.1365-2699.2007.01825.x
- Barona E, Ramankutty N, Hyman G, Coomes OT (2010) The role of pasture and soybean in deforestation of the Brazilian Amazon. *Environ Res Lett* 5:024002. doi: 10.1088/1748-9326/5/2/024002
- Barton K (2019) *MuMIn: Multi-Model Inference*
- Burnham KP, Anderson DR (2002) *Model Selection and Multimodel Inference*, 2nd edn. NY: Springer-Verlag 63 (2004)
- Camargo JLC, Kapos V (1995) Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. *J Trop Ecol* 11:205–221. doi: 10.1017/S026646740000866X
- Carvalho LG, Seymour CL, Veldtman R, Nicolson SW (2010) Pollination services decline with distance from natural habitat even in biodiversity-rich areas. *J Appl Ecol* 47:810–820. doi: 10.1111/j.1365-2664.2010.01829.x
- Cesar C, Costa DA, Oliveira FL De (2013) Polinização: serviços ecossistêmicos e o seu uso na agricultura. *Rev Verde Agroecol e Desenvol Sustentável* 8:1–10
- Chiari WC, De Toledo VDAA, Ruvolo-Takasusuki MCC, et al (2005) Pollination of Soybean (*Glycine max* L. Merrill) by Honeybees (*Apis mellifera* L.). *Brazilian Arch Biol Technol* 48:31–36. doi: 10.1590/S1516-89132005000100005
- Crawley MJ (2013) *The R Book*. John Wiley & Sons, 2012
- Da Rocha-Filho LC, Rabelo LS, Augusto SC, Garófalo CA (2017) Cavity-nesting bees and wasps (Hymenoptera: Aculeata) in a semi-deciduous Atlantic forest fragment immersed in a matrix of agricultural land. *J Insect Conserv* 21:727–736. doi: 10.1007/s10841-017-0016-x
- De Rosario-Martinez H (2015) *phia: Post-Hoc Interaction Analysis*
- Dray S, Bauman D, Blanchet G, et al (2019) *adespatial: Multivariate Multiscale Spatial Analysis*
- Eltz T, Brühl CA, Imiyabir Z, Linsenmair E (2003) Nesting and nest trees of stingless bees (Apidae: Meliponini) in lowland dipterocarp forests in Sabah, Malaysia, with implications for forest management. *For Ecol Manage* 172:301–313
- EMBRAPA (2018) Embrapa. <https://www.embrapa.br/soja/cultivos/soja1/dados-economicos>. Accessed 9 Apr 2018

- Evans E, Smart M, Cariveau D, Spivak M (2018) Agriculture, Ecosystems and Environment Wild, native bees and managed honey bees benefit from similar agricultural land uses. *Agric Ecosyst Environ* 268:162–170. doi: 10.1016/j.agee.2018.09.014
- FAO. 2018. The future of food and agriculture – Alternative pathways to 2050. Summary version. Rome.
- Fehr, W. R., Caviness, C. E., Burmood, D. T., & Pennington, J. S. (1971). Stage of development descriptions for soybeans, *Glycine Max* (L.) Merrill 1. *Crop science*, 11(6), 929-931
- Ferreira PA, Boscolo D, Carvalheiro LG, et al (2015) Responses of bees to habitat loss in fragmented landscapes of Brazilian Atlantic Rainforest. *Landsc Ecol* 30:2067–2078. doi: 10.1007/s10980-015-0231-3
- Flores LMA, Zanette LRS, Araujo FS (2018) Effects of habitat simplification on assemblages of cavity nesting bees and wasps in a semiarid neotropical conservation area. *Biodivers Conserv* 27:311–328. doi: 10.1007/s10531-017-1436-3
- Franceschinelli E V., Elias MAS, Bergamini LL, et al (2017) Influence of landscape context on the abundance of native bee pollinators in tomato crops in Central Brazil. *J Insect Conserv* 21:715–726. doi: 10.1007/s10841-017-0015-y
- Freitas BM, Pacheco Filho AJ, Andrade PB, et al (2014) Forest remnants enhance wild pollinator visits to cashew flowers and mitigate pollination deficit in NE Brazil. *J Pollinat Ecol* 12:22–30. doi: 10.26786/1920-7603(2014)10
- Giannini TC, Cordeiro GD, Freitas BM, et al (2015) The Dependence of Crops for Pollinators and the Economic Value of Pollination in Brazil. *J Econ Entomol* 108:849–857. doi: 10.1093/jee/tov093
- Gonçalves RB, Melo GAR, Aguiar AJC (2009) A assembleia de abelhas (Hymenoptera, Apidae) de uma área restrita de campos naturais do Parque Estadual de Vila Velha , Paraná e comparações com áreas de campos e cerrado. 49:163–181
- Gonçalves RB, Sydney N V., Oliveira PS, Artmann NO (2014) Bee and wasp responses to a fragmented landscape in southern Brazil. *J Insect Conserv* 18(6) 1193-1201. doi: 10.1007/s10841-014-9730-9
- Gutiérrez-Chacón C, Dormann CF, Klein A-M (2018) Forest-edge associated bees benefit from the proportion of tropical forest regardless of its edge length. *Biol Conserv* 220:149–160. doi: 10.1016/j.biocon.2018.02.009
- Hoehn P, Tschardt T, Tylianakis JM, Steffan-Dewenter I (2008) Functional group diversity of bee pollinators increases crop yield. *Proc R Soc B Biol Sci* 275:2283–2291. doi: 10.1098/rspb.2008.0405

- Hsieh TC, Ma KH, Chao A (2019) iNEXT: INterpolation and EXTrapolation for species diversity
- Imperatriz-Fonseca VL, Canhos DAL, Alves D de A, Saraiva AM (2012) Polinizadores e Polinização – um Tema Global. In: Imperatriz-Fonseca VL, Canhos DAL, Alves D de A, Saraiva AM (eds) Polinizadores no Brasil: Contribuição e Perspectivas para a Biodiversidade, Uso Sustentável, Conservação e Serviços Ambientais. pp 25–48
- Jackson HB, Fahrig L (2013) Habitat Loss and Fragmentation. *Encycl Biodivers* 4:50–58. doi: 10.1016/B978-0-12-384719-5.00399-3
- Kennedy CM, Lonsdorf E, Neel MC, et al (2013) LETTER A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. 584–599. doi: 10.1111/ele.12082
- Kerr WE, Carvalho GA, Silva AC, Assis MGP (2001) Aspectos pouco mencionados da biodiversidade amazônica. In: Ministério da Ciência e Tecnologia (ed) Parcerias Estratégicas. pp 20–41
- Klein A-M, Vaissière BE, Cane JH, et al (2007) Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proc R Soc B* 274:303–313. doi: 10.1098/rspb.2006.3721
- Klein A, Steffan-dewenter I, Tscharntke T (2003) Fruit set of highland coffee increases with the diversity of pollinating bees. *Proc R Soc B* 270:955–961. doi: 10.1098/rspb.2002.2306
- Klein RP, Somavilla A, Köhler A, et al (2015) Space-time variation in the composition, richness and abundance of social wasps (Hymenoptera: Vespidae: Polistinae) in a forest- agriculture mosaic in Rio Grande do Sul, Brazil. *Acta Sci Biol Sci* 37:327. doi: 10.4025/actascibiols.v37i3.27853
- Landaverde-González P, Quezada-Euán JJG, Theodorou P, et al (2017) Sweat bees on hot chillies: provision of pollination services by native bees in traditional slash-and-burn agriculture in the Yucatán Peninsula of tropical Mexico. *J Appl Ecol* 54:1814–1824. doi: 10.1111/1365-2664.12860
- Losey JE, Vaughan M (2006) The Economic Value of Ecological Services Provided by Insects. *Bioscience* 56:311–323
- Marcuzzo FFN, Melo DCR (2011) Distribuição Espaço-Temporal e Sazonalidade das Chuvas no Estado do Mato Grosso. *Rev Bras Recur Hídricos* 16:157–167
- Magnago LFS, Rocha MF, Meyer L, et al (2015) Microclimatic conditions at forest edges have significant impacts on vegetation structure in large Atlantic forest fragments. *Biodivers Conserv* 24:2305–2318. doi: 10.1007/s10531-015-0961-1

- Marques EQ, Marimon-Junior BH, Marimon BS, et al (2019) Redefining the Cerrado–Amazonia transition: implications for conservation. *Biodivers Conserv*. doi: 10.1007/s10531-019-01720-z
- Michener, C.D. (2007) *The Bees of the World*. 2nd Edition, John Hopkins University Press, Baltimore.
- Milfont MDO, Rocha EEM, Lima AON, Freitas BM (2013) Higher soybean production using honeybee and wild pollinators , a sustainable alternative to pesticides and autopollination. *Env Chem Lett* 11:335–341. doi: 10.1007/s10311-013-0412-8
- Monasterolo M, Musicante ML, Valladares GR, Salvo A (2015) Soybean crops may benefit from forest pollinators. *Agric Ecosyst Environ* 202:217–222. doi: 10.1016/j.agee.2015.01.012
- Morato EF, Martins RP (2006) An overview of proximate factors affecting the nesting behavior of solitary wasps and bees (Hymenoptera: Aculeata) in preexisting cavities in wood. *Neotrop Entomol* 35:285–298. doi: 10.1590/s1519-566x2006000300001
- Oksanen J, Blanchet FG, Friendly M, et al (2019) *vegan: Community Ecology Package*
- Potts SG, Biesmeijer JC, Kremen C, et al (2010) Global pollinator declines: Trends, impacts and drivers. *Trends Ecol Evol* 25:345–353. doi: 10.1016/j.tree.2010.01.007
- Potts, S. G., Ngo, H. T., Biesmeijer, J. C., Breeze, T. D., Dicks, L. V., Garibaldi, L. A., ... & Vanbergen, A. (2016). The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production.
- Ramankutty N, Sheehan J, Siebert S, et al (2011) Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478:337–342. doi: 10.1038/nature10452
- Ribeiro JF, Walter BMT (1998) Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: SANO SM, ALMEIDA SP (eds) *Cerrado: Ambiente e Flora*. pp 89–166
- Roberts DW (2016) *labdsv: Ordination and Multivariate Analysis for Ecology*
- Rosa DB, Sousa RR de, Nascimento LA, et al (2007) A distribuição espacial das chuvas na porção centro oeste do estado de Mato Grosso-Brasil. *Rev Eletrônica da Assoc dos Geógrafos Bras* 1:127–152
- Roubik DW (1995) *Pollination of cultivated plants in the tropics*. Food & Agriculture Org.
- Santos E, Mendoza Y, Vera M, et al (2013) Increase in Soybean (*Glycine max*) Production Using Honey Bees (*Apis mellifera*). *Agrociencia Uruguay* 17:81–90

- Santos FR, De Carvalho CAL, Silva RF (2004) Diversidade de Abelhas (Hymenoptera: Apoidea) em uma área de transição Cerrado-Amazônia. *Acta Amaz* 2:319–328
- Schüepp C, Rittiner S, Entling MH (2012) High Bee and Wasp Diversity in a Heterogeneous Tropical Farming System Compared to Protected Forest. *PLoS One* 7:1–8. doi: 10.1371/journal.pone.0052109
- Silva-Pereira V da, Santos GMM (2006) Diversity in bee (Hymenoptera: apoidea) and social wasp (Hymenoptera: Vespidae, Polistinae) community in “Campos Rupestres”, Bahia, Brazil. *Neotrop Entomol* 35:165–174. doi: 10.1590/s1519-566x2006000200003
- Silva DP, Nogueira DS, De Marco P (2017) Contrasting Patterns in Solitary and Eusocial Bees While Responding to Landscape Features in the Brazilian Cerrado: a Multiscaled Perspective. *Neotrop Entomol* 46:264–274. doi: 10.1007/s13744-016-0461-3
- Storck-Tonon, D., Morato, E. F., Melo, A. W. F. D., & Oliveira, M. L. D. (2013). Orchid Bees of forest fragments in Southwestern Amazonia. *Biota Neotropica*, 13(1), 133-141
- Storck-Tonon, D., & Peres, C. A. (2017). Forest patch isolation drives local extinctions of Amazonian orchid bees in a 26 years old archipelago. *Biological conservation*, 214, 270-277. doi: 10.1016/j.biocon.2017.07.018
- Takatori MMO, Gamarra RM, Faggioni GP, et al (2017) Uso de Geotecnologias na Análise Da Estrutura e Dinâmica Da Paisagem na Região Do Nabileque. *Geociências* 16:87–101
- Team R Core (2018) R: A language and environment for statistical computing
- Vides-Borrell E, Porter-Bolland L, Ferguson BG, et al (2019) Polycultures, pastures and monocultures: Effects of land use intensity on wild bee diversity in tropical landscapes of southeastern Mexico. *Biol Conserv* 236:269–280. doi: 10.1016/j.biocon.2019.04.025
- Wickham H (2016) ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis
- Zhang W, Ricketts TH, Carney KM, Swinton SM (2007) Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecol Econ* 64:253–260. doi: 10.1016/j.ecolecon.2007.02.024

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A manutenção de habitats nativos é indispensável para a manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. O conhecimento sobre os efeitos da alteração e modificação da paisagem sobre a fauna e flora é indispensável para a mitigação dos impactos ambientais causados por tais mudanças. Abelhas e vespas contribuem diretamente com a manutenção de ecossistemas naturais e com o aumento da produtividade e qualidade de alimentos. Nossos resultados mostraram que a quantidade e a complexidade estrutural do habitat nativo, disponível para esses organismos, é um dos principais fatores responsáveis pela elevada riqueza observada.

O estado de Mato Grosso é composto por três biomas, sendo eles, a Amazônia, que é a maior fonte da biodiversidade da região Neotropical, o Cerrado, considerado a maior savana do planeta e um hotspot mundial, e o Pantanal, que é a maior planície alagável do mundo. Apesar disso, os estudos ecológicos com abelhas e, principalmente, com vespas sociais são incipientes. Entretanto, o desmatamento no estado não cessa e continua a ameaçar os ecossistemas naturais e a biodiversidade ainda desconhecida.

Diante disso, sugerimos que mais pesquisas sejam realizadas e que seja dada a devida atenção e importância aos resultados de tais estudos. Aumentar a produção de alimentos para atender a crescente população humana é uma necessidade e uma das prioridades mundial, contudo, devemos estar atentos às formas e medidas utilizadas para atingir esse objetivo, a fim de assegurar a continuidade e estabilidade dos ecossistemas naturais que, além de alimentos, fornecem todos os recursos necessários para a sobrevivência humana.