

NAYANE SILVA DE OLIVEIRA

**DIVERSIDADE DE INIMIGOS NATURAIS (HYMENOPTERA) EM ÁREAS DE
CULTIVO DE SOJA E REMANESCENTES DE HABITAT NATIVO (AMAZÔNIA
E CERRADO) NO ESTADO DE MATO GROSSO**

**TANGARÁ DA SERRA/MT - BRASIL
2024**

NAYANE SILVA DE OLIVEIRA

**DIVERSIDADE DE INIMIGOS NATURAIS (HYMENOPTERA) EM ÁREAS DE
CULTIVO DE SOJA E REMANESCENTES DE HABITAT NATIVO (AMAZÔNIA
E CERRADO) NO 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: Dr^a. Danielle Storck Tonon

Coorientador: Dr. Dionei José da Silva

**TANGARÁ DA SERRA/MT - BRASIL
2024**

Ficha catalográfica elaborada pela Supervisão de Bibliotecas da UNEMATCatalogação de Publicação na Fonte.
UNEMAT - Unidade padrão

Oliveira, Nayane Silva.

DIVERSIDADE DE INIMIGOS NATURAIS (HYMENOPTERA) EM ÁREAS DE CULTIVO DE SOJA E REMANESCENTES DE HABITAT NATIVO (AMAZÔNIA E CERRADO) NO ESTADO DE MATO GROSSO / Nayane Silva de Oliveira. - Cáceres, 2024.

70f.: il.

Universidade do Estado de Mato Grosso "Carlos Alberto Reyes Maldonado", Ambiente e Sistemas de Produção Agrícola/TGA-PPGASP - TANGARA DA SERRA - Mestrado Academico, Campus Universitário De Tangará Da Serra "Eugênio Carlos Stieler".

Orientador: Danielle Storck-Tonon.

1. Parasitoides. 2. Predadores. 3. Serviços-ecossistêmicos.
I. Storck-Tonon, Danielle. II. Título.

UNEMAT / MTSCB

CDU 633.34

NAYANE SILVA DE OLIVIERA

**“DIVERSIDADE DE INIMIGOS NATURAIS (*Hymenoptera*) EM
AGROECOSSISTEMAS DISTRIBUÍDOS EM TRÊS BIOMAS BRASILEIROS:
CERRADO, AMAZÔNIA E TRANSIÇÃO, COM ÁREAS AGRÍCOLAS
ADJACENTES NO 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 23 de maio de 2024.

Banca Examinadora

Prof^a. Dra. Daniele Storck Tonon
Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT
(Presidente)

Documento assinado digitalmente
 DANIELE STORCK TONON
Data: 21/08/2024 09:30:30-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Rivanildo Dellacort
Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT
(Membro Interno)

Documento assinado digitalmente
 RIVANILDO DALLACORT
Data: 05/08/2024 07:41:42-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof^a. Dra. Ana Paula Gonçalves da Silva Wengrat
Universidade de São Paulo - USP
(Membro externo à Instituição)

Documento assinado digitalmente
 ANA PAULA GONCALVES DA SILVA WENGRAT
Data: 14/08/2024 10:56:13-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

TANGARÁ DA SERRA/MT – BRASIL

2024

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por me conceder a vida e a sua proteção durante esses anos.

Aos meus pais, pelo apoio em todas as minhas decisões e por nunca medir esforços para me ajudar quando necessário.

A Danielle Storck Tonon, minha orientadora pela qual tenho grande carinho e admiração. Me ajudou em tudo que precisei nos últimos anos, saiba que você tem meu respeito, e através de você eu pude me tornar uma pessoa/profissional melhor.

Ao meu noivo Victor, pela compreensão, paciência e apoio para fazer o que eu gosto independente se isso custaria a minha ausência. Minha eterna gratidão por ser meu porto seguro ao longo desses dois anos que não foram fáceis.

Aos meus amigos e parceiros do laboratório de Entomologia e Zoologia da Unemat. Agradeço a todos que me ajudaram de alguma forma, a amizade de vocês tornou tudo mais leve.

Às instituições financeiras, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Mato Grosso (FAPEMAT) - Projeto Rede de Biotecnologia Aplicada aos Serviços e Desserviços da Biodiversidade à Agricultura no Cerrado e na Amazônia. A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES)

A todos professores do Programa de Pós-graduação em Ambiente e Sistemas de Produção Agrícola (PPGASP), por terem contribuído com a minha formação profissional. E a Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT) por ser a minha fonte de formação desde a graduação.

EPÍGRAFE

Não basta fazer coisas boas. É preciso fazê-las bem ”.

Santo Agostinho

SUMÁRIO

RESUMO.....	08
ABSTRACT.....	10
INTRODUÇÃO GERAL	11
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	15
CAPÍTULO I: A importância da reserva legal para a diversidade de vespas sociais em um agroecossistema no Cerrado brasileiro.....	19
CAPÍTULO II: Diversidade de parasitoides em remanescentes de vegetação nativa (Reserva Legal) e áreas agrícolas no estado de Mato Grosso.....	42
CONSIDERAÇÕES FINAIS:.....	62

RESUMO

O Brasil é o maior exportador de soja do mundo, tendo o estado de Mato Grosso como maior produtor em área cultivada. Para manter esse patamar de produtividade, áreas de habitat nativo foram fragmentadas, a fim de possibilitar o cultivo de soja nessas extensas áreas. Diante desse cenário, há uma perda da biodiversidade natural e, consequentemente, de serviços ecossistêmicos. Dentre os grupos impactados estão os insetos predadores e parasitoides da ordem Hymenoptera, os quais atuam no controle biológico natural de pragas agrícolas. Entre as culturas que se dependem desses serviços prestados por inimigos naturais, está a soja (*Glycine max* L.). Entretanto, por ser um sistema simplificado de monocultivo, o entorno dessas áreas necessita de habitats nativos em quantidade e qualidade para manter e servirem de fonte de inimigos naturais para controlar as pragas dos cultivos. O objetivo do nosso estudo foi investigar os efeitos do contexto de paisagem em agroecossistemas de Mato Grosso. Amostramos vespas predadoras em uma propriedade agrícola localizada no estado de Mato Grosso ao longo de um ano no período da safra e entressafra. Já os parasitoides foram coletados em 100 paisagens agrícolas distribuídas em diferentes municípios estado de Mato Grosso, abrangendo os biomas Amazônia, Cerrado e a transição entre eles. Nossa amostragem totalizou 618 indivíduos de vespas sociais, representando 31 espécies e 9 gêneros. As áreas de floresta no interior demonstraram uma maior variedade e quantidade, com 263 indivíduos e 19 espécies de vespas sociais. Nas áreas de transição, coletamos um total de 144 indivíduos distribuídos em 18 espécies, enquanto as áreas modificadas pelo homem apresentaram 211 indivíduos e apenas 13 espécies de vespas sociais. Quanto aos parasitoides, foram coletados 3.722 indivíduos, representando 31 famílias. Além disso, nosso estudo registrou pela primeira vez sete famílias de parasitoides para o estado de Mato Grosso: Proctotrupidae, Signiphoridae, Megaspilidae, Trigonalidae, Sclerogibidae, Plumaridae, Embolemidae e Aphelinidae. Com base em nossos resultados, enfatizamos a importância da conservação de áreas de habitat nativo adjacente às propriedades agrícolas. Em nosso estudo, essas áreas foram cruciais para promover uma maior riqueza e diversidade de insetos, atuando como refúgios, além de fornecer abrigo e alimento.

Palavras-chave: Parasitoides, Predadores, Serviços-ecossistêmicos, Biodiversidade.

ABSTRACT

Brazil is the world's largest exporter of soybeans, with the state of Mato Grosso being the leading producer in terms of cultivated area. To maintain this level of productivity, native habitats have been fragmented to allow for soybean cultivation in these extensive areas. As a result, there is a loss of natural biodiversity and, consequently, of ecosystem services. Among the affected groups are the predatory and parasitoid insects of the order Hymenoptera, which play a crucial role in the natural biological control of agricultural pests. Soybeans (*Glycine max* L.) are among the crops that rely on these services provided by natural enemies. However, because soybean farming is a simplified monoculture system, the surrounding areas require a sufficient quantity and quality of native habitats to sustain these natural enemies. The objective of our study was to investigate the effects of landscape context in agroecosystems in Mato Grosso. We sampled predatory wasps on a farm located in Mato Grosso over a year during the crop and off-crop seasons. Parasitoids were collected in 100 agricultural landscapes distributed across different municipalities in Mato Grosso, covering the Amazon, Cerrado, and transition biomes. Our sampling totaled 618 social wasp individuals, representing 31 species and 9 genera. The forest areas within the interior showed a greater variety and quantity, with 263 individuals and 19 species of social wasps. In the transition areas, we collected a total of 144 individuals distributed across 18 species, while human-modified areas presented 211 individuals and only 13 species of social wasps. Regarding parasitoids, 3722 individuals were collected, representing 31 families. Additionally, our study recorded seven parasitoid families for the first time in the state of Mato Grosso: Proctotrupidae, Signiphoridae, Megaspilidae, Trigonalidae, Sclerogibidae, Plumaridae, Embolemidae, and Aphelinidae. Based on our results, we emphasize the importance of conserving native habitat areas adjacent to agricultural properties. In our study, these areas were crucial for promoting greater insect richness and diversity, serving as refuges, and providing shelter and food.

Keywords: Parasitoids, Predators, Ecosystem Services, Biodiversity.

INTRODUÇÃO GERAL

O desenvolvimento da agricultura durante os últimos séculos possibilitou atender a demanda alimentar da crescente população mundial (MAZOYER, 1933; VAN DIJK et al., 2021). Porém, essa necessidade resultou em uma aceleração na conversão de habitats naturais em áreas agrícolas e, consequentemente, na perda e fragmentação de áreas preservadas. (NEWBOLD et al., 2015, 2020). Diante deste cenário, a manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos se tornou um grande desafio para o futuro, já que 40% da área da superfície terrestre já é destinada as atividades agrícolas (FAO, 2020).

O Brasil é conhecido por abrigar a maior extensão de floresta tropical do mundo (CARDOSO et al., 2017) e paralelo a isso, o país é um dos maiores produtores agrícolas do mundo, tendo expertise na produção de soja, *Glycine max* L., tanto que nas últimas quatro safras do grão, houve produção de 154 milhões de toneladas, em 44 milhões de hectares (CONAB, 2023).

Para implementação desse sistema produtivo intensivo, habitats nativos são convertidos em extensas áreas para produção agrícola, o que representa uma grande perda de biodiversidade a nível global, chegando a ser catastrófica em diferentes ecossistemas (GANEM, 2010; QUEIROZ, 2009). A redução da cobertura vegetal resulta em simplificação do habitat, que implica na perda conexão das paisagens naturais, isolando as populações presentes e intensificando os processos de extinção locais (METZGER E DÉCAMPS, 1997; GANEM, 2010; DRUMMOND, 2010; LAURANCE et al., 2012; ARAÚJO et al., 2017).

Visando reduzir a perda de áreas nativas, foi criado dentro do Código Florestal Brasileiro o instrumento da Reserva Legal (RL), que consiste na conservação de remanescentes de vegetação nativa em todos os biomas do território, sendo (80%) na Amazônia Legal, (35%) Cerrado e (20%) nos campos gerais (BRASIL, 2012).

O estado de Mato Grosso, situado na região Centro-Oeste do país, atualmente produz cerca de 45 milhões de toneladas em 12 milhões de hectares (CONAB, 2023). Além disso, o estado abrange dois dos maiores biomas

brasileiros, que fazem fronteira entre si: Amazônia e Cerrado (NUNES, DA SILVA e FERRAZ, 2017).

O Cerrado é um *hotspot* da biodiversidade de vegetação do tipo savana, que atualmente já apresenta 80% de sua área convertida em uso agropecuário (MYERS et al., 2012). Enquanto que a Amazônia é conhecida como a maior floresta tropical do mundo, no entanto vem perdendo cerca de 70% de sua área e os serviços ambientais prestados, devido a expansão da agricultura e pecuária (FEARNSIDE, 2017). Apesar da sua grande área florestada, o desmatamento causa um impacto significativo, uma vez que a distribuição das espécies não é uniforme, sendo muitas vezes restrita a partes da floresta que já foi reduzida em pequenos fragmentos (HUBBELL et al., 2008; MICHALSKI e PERES, 2005).

O Mato Grosso por ser líder em produção agrícola tem o ônus de sofrer diretamente a influência desses impactos, principalmente pelo fato de estar em uma área de transição entre Amazônia e Cerrado, além de ter 8% do seu território representado pelo Pantanal, a maior planície alagável do planeta, sendo assim a criação de estratégias de conservação da biodiversidade é uma necessidade para o estado (MARQUES et al., 2019).

A produção agrícola é dependente de Serviços Ecossistêmicos (SE) prestados pela biodiversidade, que são eles: proteção do solo, ciclagem de nutrientes, polinização, controle biológico de pragas agrícolas entre outros (VASCONCELLOS et al., 2020). Castro et al. (2009) destaca a importância de reconhecer e quantificar os prestadores destes serviços, pois há um ganho na produção e aumento de produtividade.

Um grupo importante de prestadores desses serviços são os insetos da ordem Hymenoptera (*hymeno*, do grego, membrana; *ptera*, do grego, asas) que compreendem uma das formas de vida dominantes na Terra, tanto em riqueza quanto na diversidade de estilos de vida que se desenvolveram neste grupo (AUSTIN e DOWTON, 2000). Dentro dessa ordem de insetos, existem os predadores e parasitoides, que exercem um importante controle na população de outros insetos que interferem diretamente nas cadeias tróficas de um agroecossistema (PERIOTO et al. 2004).

No Brasil alguns estudos com Hymenoptera vem observando que habitats mais complexos, abrigam maior quantidade de indivíduos, quando comparado a matrizes agrícolas, verificando significativa redução na abundância e riqueza.

Devido a isso, paisagens compostas por fragmentos florestais e monocultura adjacente favorecem a comunidade de insetos que conseguem utilizar os recursos do sistema agrícola, o que otimiza os serviços ecossistêmicos como o controle biológico e a polinização (ALMEIDA et al. 2020; FERREIRA et al. 2020; 2022; OLIVEIRA, et al. 2022; PRZYBYSZEWSKI et al. 2022).

Através da ação humana é possível realizar o manejo do agroecossistema, para aumentar e manter as populações de inimigos naturais presentes (FONTES e VALADARES-INGLIS, 2020). Os insetos são atraídos através da disponibilidade de recursos presentes, presas para os predadores e hospedeiros para os parasitoides (WYCKHUYS et al., 2013). Ainda, Oliveira et al. (2022), destaca a importância de se manter locais para abrigar e fornecer alimentos alternativos como pólen, néctar e exsudados de plantas aos inimigos naturais, para que possam nidificar e multiplicar as populações que são extremamente essenciais no controle biológico natural de pragas agrícolas.

Dentre os principais inimigos naturais de pragas, os parasitoides himenópteros têm grande importância. São espécies que necessitam de outro organismo para completar seu ciclo de desenvolvimento, atacando diferentes estágios de desenvolvimento dos insetos: ovos, larvas, pupas e adultos (CURTIS, 2017). Em Hymenoptera, geralmente as fêmeas inserem seu ovipositor e depositam seus ovos dentro do corpo do hospedeiro (endoparasitoides), ou colocam seus ovos sobre a superfície do hospedeiro e se desenvolvem externamente (ectoparasitoides) (MELO et al. 2012).

Já os predadores são insetos que através da captura social ou solitária, utilizam de diferentes recursos de presas para alimentar larvas e adultos, inclusive alguns estudos relatam a preferência dos predadores por larvas de Lepidoptera (GIANNOTTI et al. 1995; RAVERET RICHTER, 1990), desempenhando um importante papel no controle natural das populações de pragas agrícolas (PREZOTO et al. 2019; SOUTHON et al. 2019). Em culturas anuais como a soja, aprender identificar e conservar os inimigos naturais (predadores e parasitoides) faz com que as populações de insetos pragas sejam reduzidas antes de atingir o nível de dano econômico nos ambientes amostrados (MICHAUD et al., 2008).

A biodiversidade de inimigos naturais pode ser variável com o manejo agrícola adotado, cultura, bem como a paisagem do agroecossistema, porém,

há poucos estudos que abordam a ecologia de paisagem sobre himenópteros predadores e parasitoides no estado de Mato Grosso. Devido a poucas informações disponíveis, pesquisas que visam conhecer a biodiversidade e sua importância na prestação de serviços ecossistêmicos, buscando uma abordagem agrícola de menor impacto, são essenciais para o desenvolvimento agrícola sustentável. Nesse sentido, essa dissertação busca trazer essas informações, muitas das quais são incipientes e inéditas para o Mato Grosso.

A dissertação foi dividida em dois capítulos: 1) A importância da reserva legal para a diversidade de vespas sociais em um agroecossistema no Cerrado brasileiro, que teve como objetivo avaliar se a riqueza e composição de espécies de vespas sociais diferem entre os habitats amostrados e nos diferentes estádios de cultivo, além disso investigar as espécies que apresentam preferência por habitats nativos ou matriz agrícola; e 2) Diversidade de parasitoides em remanescentes de vegetação nativa (Reserva Legal) e áreas agrícolas no estado de Mato Grosso, que tem como objetivo avaliar se as famílias de himenópteros parasitoides são afetadas pelos habitats amostrados: Reserva Legal (RL), Borda, Soja e Soja sem Reserva Legal (SRL), bem como avaliar se as famílias têm preferência pelos habitats amostrados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, M. L. S., CARVALHO, G. S., NOVAIS, J. R., STORCK TONON, D., OLIVEIRA, M. L., MAHLMANN, T., NOGUEIRA, D. S., & PEREIRA, M. J. (2020). Contribution of the Cerrado as Habitat for Sunflower Pollinating Bees. **Sociobiology**, 67(2), 281–291.
- ARAÚJO, E.; BARRETO, P.; BAIMA, S.; GOMES, M. Unidades de conservação mais desmatadas da Amazônia Legal (2012-2015). Belém. Imazon. 2017.
- AUSTIN, A.D.; DOWTON, M. Hymenoptera: Evolution, biodiversity and biological control. **CSRIO Publishing**, Collingwood, Australia, 2000, 481p.
- BRASIL, Available in: <http://www.jusbrasil.com.br/legislação/1032082/lei-12651-12>. Accessed on November 27, 2023. 2012. Brazilian Forest Code.
- CARDOSO, D.; SÄRKINEN, T.; ALEXANDER, S.; et al. Amazon plant diversity revealed by a taxonomically verified species list. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 114, n. 40, p. 10695–10700, 2017.
- CASTRO, A. P., FRAXE, T. J. P., SANTIAGO, J. L. MATOS, R. B. & PINTO, I. C. (2009). Os sistemas agroflorestais como alternativas de sustentabilidade em ecossistemas de várzea no Amazonas. **Acta Amazonia**, 39(2), 279-288.
- COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Acompanhamento da Safra Brasileira: Grãos Safra 2022/23**. 1. ed. Brasília: CONAB, 2023.
- CURTIS, H. Biologia. 6 ed. Motivideo: Editora Médica. Panamericana, 952p., 2000. HAN, G. et al. A Jurassic gliding euharamiyidan mammal with an ear of five auditory bones. **Nature**, p. 1-18, 2017
- DRUMMOND, J. A.; FRANCO, J. L. A.; OLIVEIRA, D. De. Uma análise sobre a história e a situação das unidades de conservação no Brasil. **Conservação da Biodiversidade Legislação e Políticas Públicas**, p. 341-385. 2010.
- FAO. **Land use in agriculture by the numbers**. Disponível em: <<https://www.fao.org/sustainability/news/detail/en/c/1274219/>>. Acesso em: 14/09/2023
- FEARNSIDE, P.M. 2017. Deforestation of the Brazilian Amazon. In: H. Shugart(ed.) **Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science**. 10016-4314.
- FONTES, E. M. G.; VALADARES-INGLIS, M. C. Controle biológico de pragas da agricultura, editoras técnicas. – Brasília: **EMBRAPA**, 2020. 510 p.

GANEM, R.S. Conservação da biodiversidade: legislação e políticas públicas / Roseli Senna Ganem – Brasília: Câmara dos Deputados, **Edições Câmara**, 2010. 437 p.

GIANNOTTI E., F. PREZOTO & V.L.L. MACHADO. 1995. Foraging activity of *Polistes lanio lanio* (Fabr.) (Hymenoptera: Vespidae). **Anais da Sociedade Entomológica Brasileira**, 24: 455-463.

HUBBELL, S. P., HE, F., CONDIT, R., BORDA-DE-AGUA, L., KELLNER, J., & TER STEEGE, H. (2008). How many tree species are there in the Amazon and how many of them will go extinct? *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(Supplement 1), 11498–11504.

IBGE. **Produção Agrícola Municipal 2019**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2023.

LAURANCE WF, USECHE DC, RENDEIRO J, KALKA M, BRADSHAW CJA, Sloan SP et al. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. **Nature**, 2012; 489(7415): 290-294.

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

MAZOYER, M. 1933. História das agriculturas no mundo: do neolítico à crise contemporânea Marcel Mazoyer, Laurence Roudart; [tradução de Cláudia F. Falluh Balduino Ferreira]. – São Paulo: **Editora UNESP**; Brasília, DF: NEAD, 568p. 2010.

MARQUES, A., MARTINS, I.S., KASTNER, T., PLUTZAR, C., THEURL, M. C., EISENMENGER, N., HUIJBREGTS, M. A. J., WOOD, R., STADLER, K., BRUCKNER, M., CANELAS, J., HILBERS, J. P., TUKKER, A., ERB, K., PEREIRA, H. M. 2019. Increasing impacts of land use on biodiversity and carbon sequestration driven by population and economic growth. **Nature Ecology Evolution**, 3: 628–637.

MELO, G. A. R. *et al.* Hymenoptera Linnaeus, 1758. *In*: RAFAEL, J. A. *et al.* Insetos do Brasil: Diversidade e Taxonomia. Ribeirão Preto: **Halos Editora**, 2012.

MICHALSKI, F. & PERES, C. A. 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. **Biological Conservation**, v: 124(3) 383-396.

MICHAUD, D.S., LIU, Y., MEYER, M., GIOVANNUCCI, E., JOSHIPURA, K. 2008. Periodontal disease, tooth loss, and cancer risk in male health professionals: a prospective cohort study. **Lancet Oncol**, v. 9 (6): 550-8.

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

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

NUNES, J. R. da Silva.; Da SILVA, C. J.; FERRAZ, L.; MATO GROSSO E SEUS BIOMAS: Biodiversidade, Desafios Sócio Ambientais, Unidades de Conservação Iniciativas de Políticas Públicas e Privadas para a Conservação. **Revista Gestão Universitária**, 2017.

OLIVEIRA, N. S. DE, FERREIRA, J. V. A., DA SILVA, R. J., SOMAVILLA, A., VOLFF, C. E. P., PEREIRA, M. J. B., DA SILVA, D. J., BUTNARIU, A. R., & STORCK-TONON, D. The importance of legal reserve for predator social wasp diversity in an agroecosystem in the Brazilian Cerrado. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, 2022.

PERIOTO, N.W.; LARA, R.I.R.; SELEGATTO, A.; LUCIANO, E.S. HIMENÓPTEROS PARASITÓIDES (INSECTA, HYMENOPTERA) COLETADOS EM CULTURA DE CAFÉ COFFEA ARABICA L. (RUBIACEAE) EM RIBEIRÃO PRETO, SP, Brasil. **Arq. Inst. Biol**, São Paulo, v.71, n.1, p.41-44, 2004.

PREZOTO, F. et al. Pest Control Potential of Social Wasps in Small Farms and Urban Gardens. *Insects*, [s. l.], v. 10, 2019.

PRZYBYSZEWSKI, K. R., SILVA, R. J., VICENTE, R. E., GARCIA FREITAS, J. V., PEREIRA, M. J. B., IZZO, T. J., & TONON, D. S. (2020). Can Baited Pitfall Traps for Sampling Dung Beetles Replace Conventional Traps for Sampling Ants? **Sociobiology**, 67(3), 376.

QUEIROZ, F. A. de. (2009). Impactos da sojicultura de exportação sobre a biodiversidade do Cerrado. **Sociedade & Natureza**, 21(2), 193–209.

RAVERET, R.M. 1990. Hunting wasp interactions: influence of prey size, arrival order, and wasp species. **Ecology**, 71: 1018-1030.

SOUTHON, R. J., FERNANDES, O. A., NASCIMENTO, F. S., SUMNER, S. 2019. Social wasps are effective biocontrol agentes of key lepidopteran crop pests. **The Royal Society**, 286: 20191676.

VAN DIJK, M. et al. A meta-analysis of projected global food demand and population at risk of hunger for the period 2010–2050. **Nature Food**, v. 2, n. 7, p. 494–501, 21 jul. 2021.

VASCONCELLOS, R. C. de; BELTRÃO, N. E. S.; MARTINS, S. S.; PAULA, M. T. de. Identification of ecosystem services in agricultural production: a study in agroflorestal systems. **Research, Society and Development**, [S. l.], v. 9, n.

10, p. e9259109268, 2020. DOI: 10.33448/rsd-v9i10.9268. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/9268>. Acesso em: 7 dec. 2023.

WYCKHUYS, K. A. G., LU, Y., MORALES, H., VAZQUEZ, L. L., LEGASPI, J. C., ELIOPOULOS, P. A., & HERNANDEZ, L. M. (2013). Current status and potential of conservation biological control for agriculture in the developing world. **Biological Control**, 65(1), 152–167.

Capítulo 1:

A importância da reserva legal para a diversidade de vespas sociais em um agroecossistema no Cerrado brasileiro.

[Studies on Neotropical Fauna and Environment]

Resumo

As vespas sociais desempenham um papel importante no controle de pragas agrícolas. O presente estudo teve como objetivo investigar as diferenças na abundância, riqueza de espécies e composição de vespas sociais (Vespidae: Polistinae) entre uma reserva legal de Cerrado, borda e matriz agrícola em uma propriedade agrícola no Mato Grosso, Brasil. Delimitamos três transectos e usamos armadilhas *Malaise* que permaneceram ativas por 48 horas, e foram distribuídos equidistantes em cinco distâncias desde a borda até a reserva legal e matriz agrícola. No total, coletamos 618 indivíduos e 31 espécies de vespas sociais. Nossos resultados mostraram que a abundância de vespas sociais foi semelhante entre a reserva legal e a matriz agrícola durante três fases e riqueza de espécies apenas na fase sem cultivo. Um padrão semelhante foi observado para similaridade de composição, que apresentou menor valor entre a reserva legal e a matriz durante a fase de não cultivo. Nossos resultados indicam que embora as áreas de monocultura possam oferecer recursos alimentares e serem atraentes para vespas sociais durante as fases de cultivo ativo, essas áreas não podem hospedar e conservar a diversidade de vespas sociais. As áreas de reserva legal, para manutenção da diversidade e serviços ecossistêmicos fornecidos por vespas sociais.

Palavras-chave: Habitat nativo, Serviços ecossistêmicos, Vespas predadoras.

Abstract

Social wasps play an important role in controlling agricultural pests. The present study aimed to investigate the differences in abundance, species richness, and composition of social wasps (Vespidae: Polistinae) between a Cerrado legal

reserve, an edge, and an agricultural matrix in an agricultural farm in Mato Grosso, Brazil. We delimited three transects and used Malaise traps, which remained active for 48 hours, and were distributed equidistantly over five distances from the edge to the legal reserve and agricultural matrix. In total, we collected 618 individuals and 31 species of social wasps. Our results showed that social wasp abundance was similar between the legal reserve and agricultural matrix during three stages, but species richness was only observed in the non-cropping stage. A similar pattern was observed for composition similarity, which presented a lower value between the legal reserve and agricultural matrix during the non-cropping stage. Our results indicate that, although monoculture areas can offer food resources and be attractive to social wasps during the active cropping stages, these areas cannot host and conserve the diversity of social wasps. Legal reserve areas are essential for maintaining the diversity and ecosystem services provided by social wasps.

Keywords: Native habitat, Ecosystem service, Predatory wasps.

Introdução

Simplificação paisagística decorrente principalmente da conversão de habitats nativos para áreas de produção agrícola afeta negativamente a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos (LAURANCE et al. 2014; RUSCH et al. 2016). Pelo ano 2000, cerca de 34% da superfície terrestre do mundo (superfície de terra sem gelo) foi convertida em pastagem ou áreas de cultivo (RAMANKUTTY et al. 2008), principalmente destinados à produção de alimentos e biocombustíveis (FOLEY et al. 2011). A crescente demanda da população humana pois os alimentos colocaram uma pressão ainda maior sobre os alimentos naturais (FOLEY et al. 2011), principalmente em regiões tropicais (LAURANCE et al. 2014), onde grande parte da biodiversidade global é concentrado (MYERS et al. 2000). No entanto, embora a expansão agrícola seja uma alternativa comumente utilizada para aumentar a produção de alimentos, essa estratégia inevitavelmente leva à perda de habitats nativos (FISCHER & LINDENMAYER 2007).

O Brasil é um dos maiores produtores agrícolas do mundo, sendo o Estado de Mato Grosso o principal produtor de commodities no país (EMBRAPA 2018). Além disso, Mato Grosso se destaca por ser composto pelos dois maiores biomas brasileiros, a Amazônia e o Cerrado (embora não exclusivamente) (IBGE 2012), que constituem a mais extensa floresta tropical e a mais diversas savanas do mundo, respectivamente.

A legislação brasileira determina que as propriedades rurais manter uma certa porcentagem da cobertura nativa de acordo com o bioma em que está inserido, ou seja, a reserva legal, a fim de conservar a diversidade biológica e consequentemente serviços ecossistêmicos (BRASIL, 2012). No entanto, mesmo diante dos desafios ecológicos, econômicos e importância social dessas áreas (METZGER et al. 2019), representantes políticos elaboram propostas que visam extinguir a obrigatoriedade da manutenção da legalidade reserva (FERRANTE & FEARNSIDE 2019), ignorando os benefícios dessas áreas em processos ecológicos que são essenciais para a saúde humana (COSTANZA et al. 1997; METZGER et al. 2019). Além disso, os principais habitats nativos mantidos como reservas legais beneficiam diretamente a produção agrícola por meio de processos ecológicos como controle biológico natural (RUSCH et al. 2016; FERREIRA et al. 2020) e polinização (ALMEIDA et al. 2020), ambos realizados principalmente por insetos (LOSEY & VAUGHAN 2006).

Os insetos estão entre os animais mais diversos e abundantes na Terra (Chapman 2009) e desempenham um papel importante na produção agrícola (LOSEY & VAUGHAN 2006; GIANNINI et al. 2015). A polinização e o controle de pragas realizados por insetos silvestres (excluindo insetos domesticados ou criados em massa) somente nos Estados Unidos tiveram um custo estimado de 3,07 e 4,49 bilhões de dólares, respectivamente (LOSEY & VAUGHAN 2006). Além disso, a polinização contribui diretamente para o aumento do controle biológico (Almeida et al. 2020; HALINSK et al. 2020) e o controle biológico natural proporciona redução nos custos de aplicação de defensivos, resultando também em menos danos mentais (NARANJO et al. 2015). Nesse sentido, destacam-se as vespas sociais (Vespidae: Polistinae), pois além de poderem contribuir para a polinização (FREITAS et al. 2014), esses insetos também são importantes predadores, realizando o controle de insetos-praga em sistemas naturais (MONTEFUSCO et al. 2017; PREZOTO et al. 2019; SOUTHON et al. 2019).

No entanto, apesar dos benefícios desses organismos para a produção agrícola e da grande diversidade de espécies encontradas no Brasil (cerca de um terço de todas as espécies descritas no mundo) (PICKETT & CARPENTER 2010; PREZOTO et al. 2021), poucos estudos investigaram os efeitos da conversão de habitats nativos em áreas de monocultura sobre a diversidade de vespas sociais (FERREIRA et al. 2020). Portanto, este estudo teve como objetivo avaliar a importância de uma reserva legal adjacente a uma área de monocultura para a conservação de vespas sociais. Mais especificamente, nossos objetivos foram: primeiro avaliar se a riqueza e composição de espécies de vespas sociais diferem entre habitat nativo do Cerrado e matriz agrícola em diferentes estádios de cultivo (sem cultivo, soja e girassol); segundo, avaliar se a distância até a borda tem efeito sobre a abundância e riqueza de vespas sociais e terceiro, investigar se existem espécies que apresentam preferência por habitats nativos ou matriz agrícola.

Material e métodos

Área de estudo

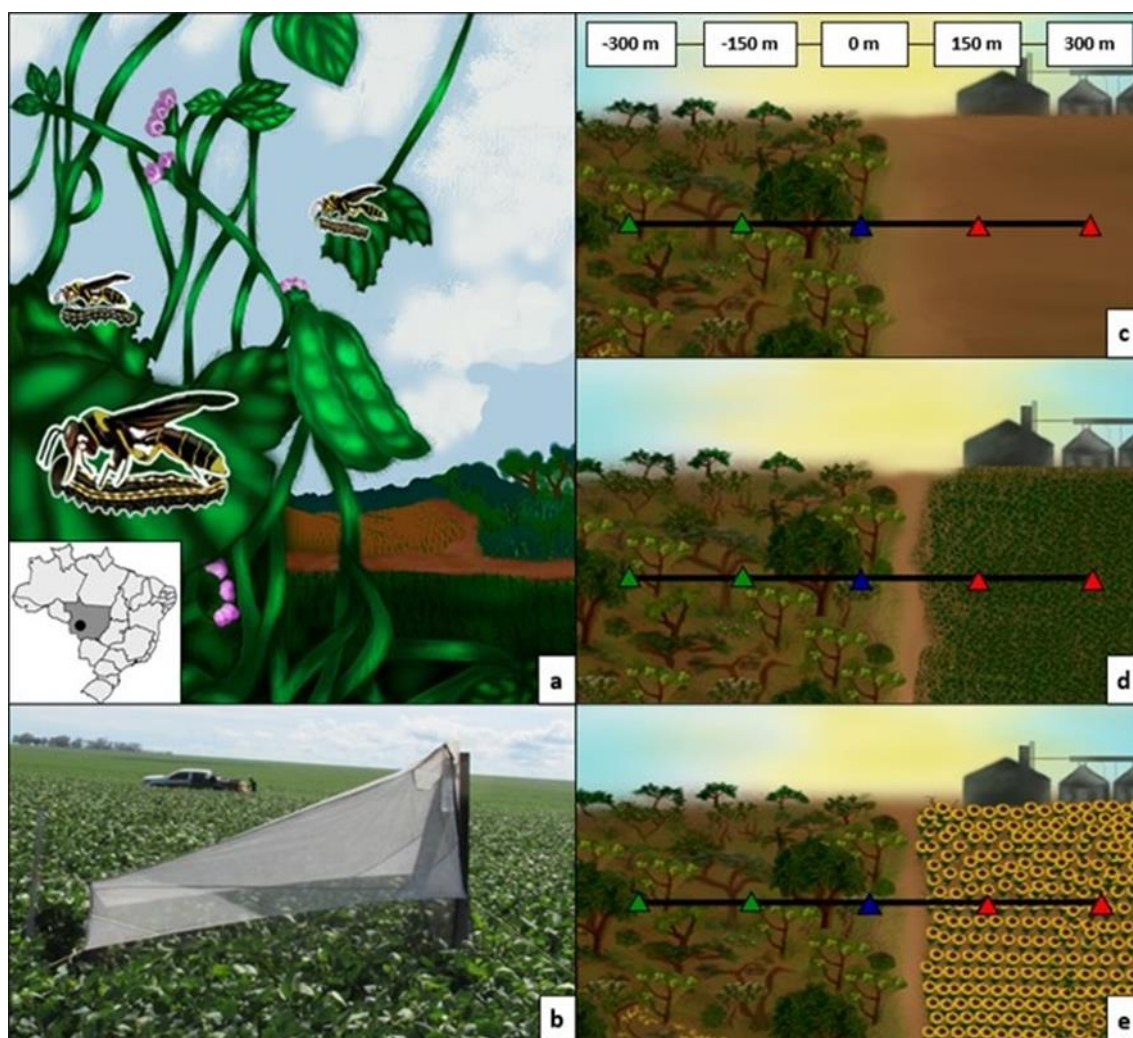
O estudo foi realizado em uma fazenda produtora de grãos (14°18'36" S, 57°44'47" W), localizada no município de Tangará da Serra, na região centro-sul do estado de Mato Grosso, Brasil (IMEA 2017) (Figura 1(a)). A propriedade agrícola possui uma extensão de 6.300 ha, sendo 1.850 ha destinados à monocultura de soja, girassol e milho (dependendo do período), e 4.450 ha de reserva legal onde predomina a vegetação de Cerrado stricto sensu (Almeida et al. 2020). A região tem temperatura média anual de 24°C e precipitação média anual de 1.860 mm. O clima é do tipo tropical Aw segundo a classificação de Köppen-Geiger, com período chuvoso de outubro a maio e seco de junho a setembro (DALLACORT et al. 2011). Embora o local amostrado tenha vegetação predominantemente de Cerrado, há vegetação de mata nas proximidades. Isso porque a região está localizada na transição entre os biomas Amazônia e Cerrado.

Amostragem de vespas sociais

Realizamos as coletas no período de agosto de 2017 a julho de 2018, em uma reserva legal de Cerrado e matriz agrícola adjacente. Durante as coletas ocorreram três etapas de produção na matriz agrícola: entressafra (entressafra de agosto a outubro), colheita da soja (novembro a fevereiro) e colheita do girassol (março a julho). Delimitamos três transectos de 600 metros cada, separados uns dos outros por cerca de 700 metros. Em cada transecto, foram instaladas cinco armadilhas *malaise* (Townes, 1972) contendo álcool 70% no recipiente coletor, distribuídas em cinco distâncias através de reserva legal - borda-matriz gradiente, sendo uma armadilha *malaise* por distância (Figura 1(b)): reserva legal (RL): (i) borda RL; (ii) 150 metros e (iii) 300 metros (da borda) dentro da RL do cerrado; e matriz agrícola (MA): (iv) 150 metros e (v) 300 metros (da borda) dentro do MA (Figura 1). Todas as armadilhas foram deixadas abertas por 48 horas e as coletas foram realizadas mensalmente, exceto durante a fase correspondendo ao período reprodutivo da soja (dezembro a fevereiro), em que as coletas foram realizadas quinzenalmente, totalizando 15 amostragens apenas: três durante a entressafra, quatro durante colheita de soja, três na colheita da soja durante o estágio reprodutivo e cinco na colheita do girassol.

As vespas sociais coletadas foram triadas no Laboratório de Entomologia da Universidade Estadual de Mato Grosso (UNEMAT) e os espécimes foram posteriormente enviados ao Laboratório de Hymenoptera do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) para identificação taxonômica. Os espécimes permanecem depositados na coleção de invertebrados do INPA e na Coleção de Entomologia de Tangará da Serra (CenTg).

Figura 1. A) Ilustração de vespas sociais predando lagarta *Lepidoptera* na cultura da soja adjacente ao Cerrado stricto sensu. b) Armadilha de interceptação de vôo (armadilha Malaise modelo Townes), usada para capturar vespas sociais em c-e) um gradiente: Reserva legal interior (triângulo verde) – borda (triângulo azul) – matriz (triângulo vermelho), em diferentes distâncias (-300, -150, 150 e 300 metros) da borda (0m), durante três fases de cultivo: c) sem cultivo, d) soja e e) girassol.



Análise de dados

Construímos modelos separadamente para avaliar o efeito de tipo de habitat (ou seja, RL x MA), e a distância da RL (-300, -150, 0 metros é borda) e dentro do AM (150, 300 m) em relação à abundância de vespas sociais e riqueza.

Para isso, usamos Linear Generalizado Modelos com distribuição de Poisson ou Quasi-Poisson (quando foi detectada sobredispersão). Em seguida, os modelos foram submetidos à Análise de Variância (ANOVA), com significância avaliada pelo teste χ^2 (Crawley 2013).

Avaliamos os efeitos do tipo de habitat (RL x MA) e estágio do cultivo (sem cultivo, soja e girassol) em relação a composição de espécies. Primeiro, geramos um índice de dissimilaridade para todas as fases de cultivo (All Data). Assim, usamos uma matriz com o índice de Jaccard (com dados de presença-ausência usando a função `vegdist` do pacote `vegan` R (Oksanen et al. 2018)). Em seguida, usamos a dissimilaridade inversa value (valor de 1 índice) para gerar uma similaridade valor entre RL e AM para facilitar a compreensão. Posteriormente, utilizamos um Análise Multivariada de Permutação (PERMANOVA) (Anderson, 2001) para avaliar o efeito do tipo de habitat (RL x MA) na composição de espécies. Em seguida, usamos uma Coordenada Principal Análise (PCoA) usando uma matriz com o Jaccard índice (com dados de presença-ausência) para representar o padrão de similaridade de composição de espécies entre tipos habitat (RL x MA).

Geramos Valores de Espécies Indicadoras (`Indval`) usando a função `indval` do pacote `labdsv` R para avaliar se alguma espécie estava associada ao RL ou AM (Roberts 2016).

Todas as análises estatísticas e construção dos gráficos foram realizadas no software R (Team R Core 2018). Usamos a função `ggplot` do pacote `ggplot2` para gerar os gráficos (Wickham 2016).

Resultados

Padrões gerais de diversidade

Coletamos um total de 618 indivíduos, distribuídos em 31 espécies e nove gêneros (Tabela 1, Figura 2). As áreas de RL do interior apresentaram maior riqueza e abundância com 263 indivíduos e 19 espécies de vespas sociais. Coletamos um total de 144 indivíduos e 18 espécies nas áreas de borda, enquanto as áreas MA apresentaram 211 indivíduos e apenas 13 espécies de vespas sociais.

Além disso, apenas 18 espécies foram coletadas no RL, e apenas três espécies foram exclusivas da MA: *Brachygastra smithii* (4 indivíduos, estágio de girassol), *Polybia chrysothorax* e *Synoecca surinama* (ambas exclusivas do estágio de soja) (Tabela 1, Figura 2). Das 31 espécies de vespas sociais coletadas, oito (25,8%) foram coletadas em todas as fases de cultivo (sem cultivo, soja e girassol), enquanto seis (19,3%), sete (22,6%) e duas espécies foram coletadas apenas durante o período de não cultivo, cultivo, soja e girassol, respectivamente.

Abundância, riqueza e composição de espécies

Nossos resultados mostraram que a riqueza social de vespas difere apenas entre RL e MA (Figura 3, Riqueza: $\chi^2 = 4,35$; $p < 0,05$). No entanto, quando consideramos as fases de cultivo separadamente (sem cultivo, soja e girassol), nossos resultados indicaram que a riqueza de espécies só diferiu significativamente durante o estágio sem cultivo (Figura 3, Riqueza: $\chi^2 = 3,8$; $df = 25$; $p < 0,05$) e não diferiram significativamente durante soja e cultivo de girassol (todos os resultados dos testes estão em Tabela S1).

Nossos resultados mostraram baixa similaridade na composição das espécies entre os tipos de habitat (RL e MA) (semelhança índice = 0,33). No entanto, embora tenhamos observado uma significativa diferença na composição das espécies, este fator só explicou 5% da variação de dados (Figura 4, PERMANOVA, pseudoF = 2,77; $R^2 = 0,05$; $p < 0,05$). Por outro lado, o efeito da fase de cultivo explicou 20% da variação da composição de espécies em LR (Figura 4, PERMANOVA, pseudoF = 3,25; $R^2 = 0,20$; $p < 0,005$). No entanto, não tem efeito em MA (PERMANOVA, pseudo F = 1,66; $R^2 = 0,26$; $p < 0,05$). A semelhança entre RL X MA apresentou variação relacionada a fase de cultivo. Observamos maior semelhança entre RL X MA para soja (índice de similaridade = 0,39), seguido por girassol (índice de similaridade = 0,34) e sem cultivo (índice de similaridade = 0,24).

Não observamos efeitos significativos da distância de dentro do RL para o MA na riqueza de vespas sociais e abundância. Esse resultado foi observado quando considere todos os dados ou os diferentes estágios de cultivo separadamente (Figura 3).

Tabela 1. Espécies de vespas sociais coletadas ao longo de um gradiente (Reserva Legal do Cerrado – RL, borda e matriz agrícola adjacente – MA), em diferentes distâncias da borda (em metros), nas três fases de cultivo (NON: não cultivo; SOY: cultivo de soja; SUN: cultura do girassol) ao longo de um ano.

Espécies	RL -300	RL -150	Borda	MA +150	MA +300	Total	Estágio de Corte
Epiponini							
<i>Agelaia centralis</i>		2				2	SOY, SUN
<i>Agelaia flavipennis</i>	2				1	3	NON, SOY
<i>Agelaia fulvofasciata</i>	5	3	4	4	1	17	NON, SOY, SUN
<i>Agelaia hamiltoni</i>		3	1			4	NON
<i>Agelaia myrmecophila</i>	2	2				4	NON, SOY
<i>Agelaia ornata</i>		3	6	2		11	NON, SOY, SUN
<i>Agelaia pallipes</i>	73	56	52	2	5	188	NON, SOY, SUN
<i>Agelaia tímida</i>		2	1			3	NON, SOY
<i>Apoica pallens</i>			1			1	SOY
<i>Brachygastra augusti</i>			2			2	SOY
<i>Brachygastra lecheguana</i>	1	1	2	4	1	9	NON, SOY, SUN
<i>Brachygastra moebiana</i>	1	5	4	2	1	13	NON, SOY
<i>Brachygastra mouleae</i>	5	3		1		9	NON, SOY
<i>Brachygastra propodealis</i>		1				1	NON
<i>Brachygastra smithii</i>				2	2	4	SUN
<i>Polybia chrysothorax</i>				1		1	SOY
<i>Polybia erythrothorax</i>		8	3	1	2	14	NON, SOY, SUN
<i>Polybia ignobilis</i>	44	14	46	123	46	273	NON, SOY, SUN
<i>Polybia jurinei</i>		1	2			3	NON
<i>Polybia micans</i>			1			1	SUN
<i>Polybia occidentalis</i>	5	11	14	4	5	39	NON, SOY, SUN
<i>Polybia paulista</i>		1				1	NON
<i>Polybia scroballis</i>		1				1	NON
<i>Protopolybia picteti</i>			2			2	SOY
<i>Pseudopolybia vespiceps</i>	1	1	1			3	NON, SUN
<i>Synoeca surinama</i>				1		1	SOY
Mischocyttarini							
<i>Mischocyttarus rotundicollis</i>		2				2	NON, SOY
<i>Mischocyttarus sp.</i>	1					1	NON, SOY
Polistini							
<i>Polistes billardieri</i>			1			1	SOY
<i>Polistes canadensis</i>			1			1	SOY
<i>Polistes geminatus</i>	2	1				3	NON, SOY, SUN
Abundância	142	121	143	147	64	618	
Riqueza de Espécies	12	20	18	12	9	31	

Figura 2. Abundância de vespas sociais ao longo de um gradiente em diferentes distâncias da borda (em metros), no interior (verde) e na borda (vermelho) Reserva legal do Cerrado e matriz agrícola adjacente (azul) nos três estádios de cultivo: sem cultivo, soja e girassol.

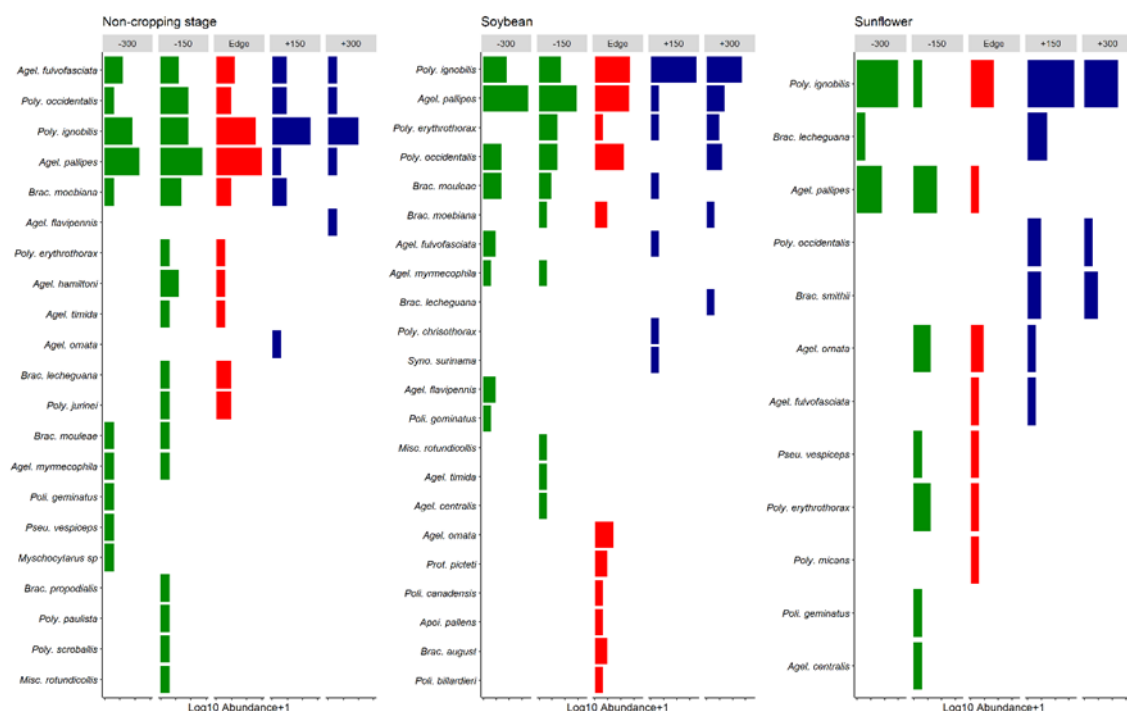


Figura 3. Abundância ($\log_{10} + 1$) e riqueza de espécies de vespas sociais ao longo de um gradiente em diferentes distâncias da borda (em metros), em reserva legal (pontos verdes, -300, -150 metros), borda (pontos vermelhos, 0 metros) e matriz agrícola adjacente (pontos azuis, 150, 300 metros) nas três fases de cultivo (sem cultivo, soja e girassol). As linhas centrais nos boxplots correspondem ao valor mediano. As dobradiças inferior e superior correspondem ao primeiro e terceiro quartis.

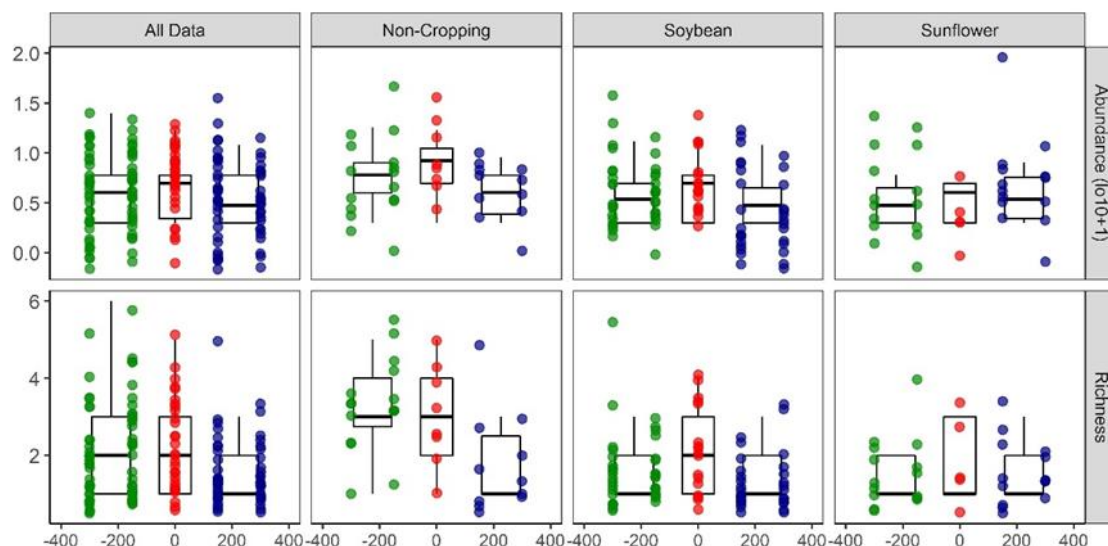
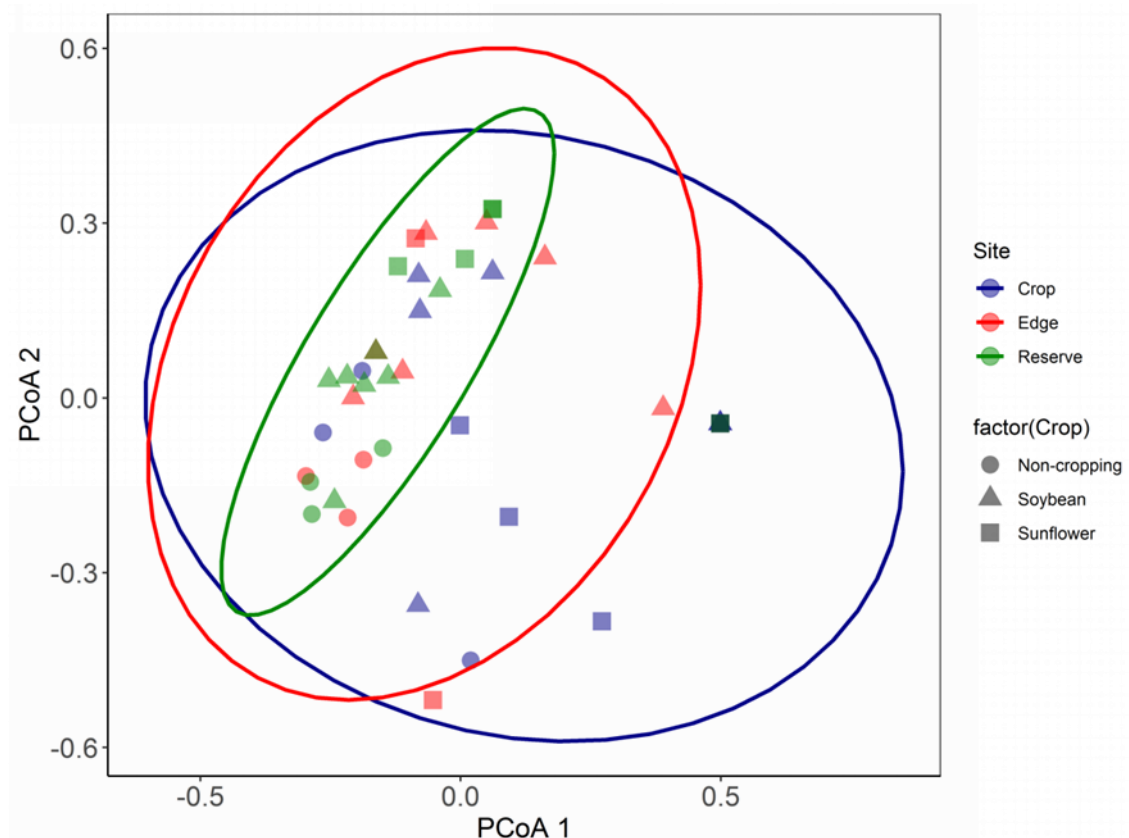


Figura 4. Ordem de Coordenação do Componente Principal (PCoA) das espécies de vespas sociais amostradas no Cerrado (pontos verdes), na borda (pontos vermelhos) e matriz agrícola adjacente (pontos azuis). A amostragem foi realizada nas três etapas de cultivo, não-cultivo (círculos), soja (triângulos) e girassol (quadrados).



Índice de espécies indicadoras

Das 31 espécies amostradas, apenas *Polybia ignobilis* e *Agelaia pallipes* foram significativamente associados com MA (Indval = 0,37; $p < 0,05$; Frequência = 91) e RL (Indval = 0,42; $p < 0,05$; Frequência = 67), respectivamente. Ambas as espécies foram altamente abundantes, representando 80,7% de todos os indivíduos.

Discussão

Padrões gerais de diversidade

Até onde sabemos, este é o primeiro estudo que investigou a variação em abundância, riqueza e espécies composição, ao longo de um ano inteiro, em Reserva Legal gradiente de matriz de borda. Embora tenhamos usado apenas uma amostragem método (passivo e sem isca atrativa), o número de espécies

encontradas neste estudo foi maior do que em outros estudos (SILVA-PEREIRA & SANTOS 2006; GOMES & NOLL 2009; LIMA et al. 2010; KLEIN et al. 2015) todos estimadores de riqueza eram otimistas, indicando que mais espécies poderiam ser encontradas na área estudada (MATERIAL SUPLEMENTAR). Além disso, é importante relatar que a reserva legal onde nossos estudos foram realizados compreende cerca de 70% (~4.450 ha) da área total da propriedade agrícola. Isto contribui para a maior riqueza observada neste estudo, uma vez que a riqueza de vespas sociais é positivamente relacionada à quantidade de habitat nativo (FERREIRA et al. 2020).

Abundância, riqueza e composição de espécies

Em relação à abundância, destacamos que embora a ecologia estudos com organismos sociais geralmente consideram apenas a presença e a ausência de indivíduos, a abundância do inimigo natural é importante, pois uma maior abundância desses organismos pode otimizar o controle de pragas agrícolas. Nesse sentido, destacamos que o fato de que a abundância de vespas sociais não difere entre RL e MA, o que novamente reforça o potencial desses organismos para o controle biológico natural em áreas agrícolas.

Embora a abundância seja importante, a riqueza de espécies de inimigos naturais também pode ter um impacto positivo no controle biológico, uma vez que a diversidade de inimigos está significativamente relacionada ao controle de cima para baixo de herbívoros (LETOURNEAU et al. 2009; BROCK et al. 2021). Como a riqueza de espécies de vespas sociais só diferiu durante o estágio sem cultivo, esse resultado sugere que as áreas de terras cultiváveis são atraentes durante as fases de cultivo ativo (i. e. durante o desenvolvimento da soja ou do girassol), e potencialmente fornece recursos para um grande número de espécies de vespas sociais. Assim, a sucessão de culturas na mesma área pode proporcionar uma maior abundância de recursos alimentares, especialmente para as espécies que têm um ciclo de colônia mais longo (ou seja, > 1 ano), como no caso de espécies da tribo Epiponini, que foram as mais abundantes neste estudo.

A riqueza de espécies durante a fase sem cultivo foi maior no RL. As áreas de habitat nativo são estruturalmente mais complexas e podem oferecer uma

maior variedade de recursos como locais de nidificação e alimentos em todo o ano (SANTOS et al. 2007), enquanto a disponibilidade de néctar e presas no AM durante os estágios de não cultivo podem reduzir drasticamente (KLEIN et al. 2015). Habitats com maior complexidade estrutural e diversidade de plantas podem apresentar maior diversidade de nicho e afetam positivamente a diversidade de vespas sociais (SANTOS et al. 2007). Além disso, vespas sociais são mais sensíveis a locais de nidificação e geralmente nidificam em habitats estruturalmente mais complexos, como no caso de habitats nativos (SANTOS et al. 2007, 2009; LIMA et al. 2010; FERREIRA et al. 2020).

A MA pode ser atrativo para vespas sociais durante a cultura da soja e cultivo de girassol, oferecendo recursos alimentares (néctar e presas), e a menos que haja um uso excessivo de inseticidas, essas áreas podem até beneficiar a comunidade de vespas (SANTOS et al. 2009; KLEIN et al. 2015).

Isso pode explicar a maior similaridade das espécies composição entre RL e MA durante a cultura da soja e estágios de girassol. No entanto, na região onde o estudo foi realizado, o sistema de rotação de culturas é extremamente sazonal para garantir maior produtividade agrícola, por exemplo, a soja é de novembro a janeiro (estação chuvosa) enquanto o girassol é de março a julho (estação seca). Considerando que a riqueza de espécies e a abundância de vespas sociais pode ser afetada por fatores abióticos (DE SOUZA et al. 2014), nossos resultados podem ser influenciados pelo estágio da cultura ou pela sazonalidade. Portanto, recomendamos que estudos futuros sejam realizados para avaliar a interação entre sazonalidade, colheita e sistema de rotação.

Ferreira et al. (2020) também amostraram vespas sociais em habitat nativo, borda e soja adjacente, e como observado neste trabalho, a riqueza e composição das vespas sociais foram semelhantes entre sites amostrados. Embora as vespas sociais sejam geralmente predadoras oportunistas (MICHELUTTI et al. 2017; BROCK et al. 2021), vários estudos mostraram que esses organismos têm uma preferência por predação de imaturos de Lepidoptera (GIANNOTTI et al. 1995; PREZOTO & MACHADO 1999; RICHTER 2000; PICANÇO et al. 2010). Assim, as vespas podem ter sido atraídas pela grande oferta de lagartas, que é uma das principais e mais abundantes pragas em soja (BUENO et al. 2017) e girassol (CASTRO & LEITE 2018), ou néctar que é abundante em uma cultura de floração em massa, como culturas de girassol.

É importante destacar que como as cultivares produzidos na fazenda amostrada não são perenes, a entrada de máquinas para colher os grãos ocorre pelo menos duas vezes por ano, evitando que os ninhos de vespas sociais permaneçam nessas áreas, visto que o ciclo de uma colônia tem duração de pelo menos 12 meses, conforme demonstrado para a espécie *Mischocyttarus consimilis* (LITTLE, 1979; TORRES et al. 2011.). Portanto, é improvável que as vespas sociais sejam capazes de estabelecer seus ninhos nessas áreas de monocultura intensamente manejadas. Nossos resultados sugerem que embora uma monocultura anual possa oferecer recursos importantes para vespas sociais, isso não acontecem durante todo o ano, e só essas culturas pode não suportar a diversidade de vespas sociais. Nesse sentido, habitats nativos, como reservas legais, são essenciais para manter a comunidade de vespas sociais (KLEIN et al. 2015; FERREIRA et al. 2020).

Como a distância do interior do RL não afetam tanto a abundância quanto a riqueza de espécies de vespas sociais, nossas descobertas sugerem que o raio de forrageamento desses organismos não se limitam a faixas próximas ao RL (distâncias menores que 300 metros). Embora, Prezoto e Gobbi (2005); Santos et al. (2000), demonstra que o raio de forrageamento ideal para *Polistes simillimus* e *Polybia occidentalis* tem cerca de 150 a 300 metros ninho, nossos resultados indicam que a faixa de forrageamento de vespas sociais é relativamente ampla e que a área agrícola beneficiada pelo controle biológico proporcionado pela vespas sociais podem ser subestimadas.

Assim, nossos resultados sugerem que as áreas de cultivo mantida perto de habitats nativos (≤ 300 metros) podem se beneficiar do aumento da incidência desses predadores. Portanto, sugerimos que estudos futuros que objetivo investigar o efeito da distância de forrageamento de vespas sociais consideram distâncias acima de 300 metros.

Valor da espécie indicadora

A alta abundância de *Polybia ignobilis* e *Agelaia pallipes* encontrada no presente estudo também foi observado por outros autores (JUNIOR & NOLL 2011; KLEIN et al. 2015; SOMAVILLA et al. 2016; FERREIRA et al. 2020). Isso fortalece o potencial dessas espécies predadoras no controle biológico de

insetos que causam danos produção agrícola, uma vez que uma grande abundância de inimigos naturais beneficia o controle biológico. *P. ignobilis* é uma espécie amplamente distribuída, ocorrendo desde o Panamá para Paraguai e Argentina (CARPENTER & BROTHERS 1993; CARPENTER & MARQUES 2001), e bastante abundante em agroecossistemas (Picanço et al. 2010; Júnior et al. 2012). Esta espécie nidifica em locais protegidos, mais muitas vezes em cavidades preexistentes (GOMES & NOLL 2009), o que contribui para o maior sucesso desses organismos. Além disso, a análise de espécies indicadoras relacionou a espécie *P. ignobilis* a áreas cultivadas, destacando o potencial de uso desta espécie no controle biológico de pragas agrícolas (PICANÇO et al. 2010).

Por outro lado, embora *A. pallipes* tenha sido considerado por outros estudos como uma presa e generalista de nidificação espécies (ZUCCHI et al. 1995; NOLL et al. 1997), em nosso estudo, *A. pallipes* foi associado apenas com áreas de habitat, reforçando a hipótese de que a monocultura áreas não são capazes de manter a vespa social populações (KLEIN et al. 2015), mesmo no caso de espécies generalistas. Embora não tenha sido associado o MA, *A. pallipes* pode ser importante para reduzir populações de pragas agrícolas e regulando a alimentação cadeia em ambientes naturais próximos ao cultivo áreas onde o habitat nativo hospeda insetos-praga. Na ausência de cultivos agrícolas, essas pragas podem utilizar habitats como um refúgio (TSCHARNTKE et al. 2016), e a alta abundância e predominância de *A. pallipes* em áreas de habitat nativo destaca o potencial destas espécies no controle de pragas agrícolas que busca refúgio em habitats nativos durante as fases de não cultivo.

Conclusão

Nossos achados reforçam a hipótese de que, embora a as áreas de cultivo de soja e girassol oferecem grandes quantidades de recursos alimentares, essas áreas não são capazes de manter a diversidade local de vespas sociais ao longo do ano. Portanto, enfatizamos que a conservação de áreas de habitat nativo, como áreas de reserva legal, é essencial para manter a diversidade e o ecossistema serviços prestados por essas vespas. Além disso, destacamos que outros esforços, como aumentar a heterogeneidade da matriz, também pode ser

aplicado, juntamente com a conservação de áreas de habitat nativo, para beneficiar a manutenção da biodiversidade e a estabilidade do ecossistema serviços em paisagens agrícolas altamente mecanizadas (FERREIRA et al. 2022). Nossos resultados indicaram que remanescentes de habitats nativos são importantes até mesmo para a manutenção de espécies que são menos sensíveis à modificação do habitat e espécies relacionadas a áreas de produção agrícola, como *P. ignobilis*. Embora não tenhamos avaliado a eficiência desses organismos na predação de insetos-praga, nossos resultados sugerem que as áreas cultivadas mantidas em uma distância de até 300 metros do Cerrado pode se beneficiar do controle biológico natural realizado por vespas sociais.

Referências Bibliográficas

Almeida MLS, Carvalho GS, Novais JR, Tonon DS, Oliveira ML, Mahlmann T, Nogueira DS, Pereira MJ. 2020. Contribution of the Cerrado as habitat for sunflower pollinating bees. *Sociobiology*. 67(2):281.

Anderson MJ. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol*. 26(1):32–46.

BRASIL (2012) LEI No 12.651, DE 25 DE MAIO DE 2012. [accessed 2020 May 12]. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm.

Brock RE, Cini A, Sumner S. 2021. Ecosystem services provided by aculeate wasps. *Biol Rev*. 96(4):1645–1675.

Bueno RCOF, Raetano CG, Junior JD, Carvalho FK. 2017. Integrated management of soybean pests: the example of Brazil. *Outlooks Pest Manag*. 28(4):149–153.

Carpenter JM, Brothers DJ. 1993. Phylogeny of Aculeata: chrysidoidea and Vespoidea (Hymenoptera). *J Hymenopt Res*. 2(1):227–304.

Carpenter JM, Marques OM 2001. Contribuição ao Estudo Dos Vespídeos do Brasil (Insecta, Hymenoptera, Vespoidea, Vespidae). Universidade Federal da Bahia, Departamento de Fitotecnia, Bahia.

Castro C, Leite RMVBC. 2018. Main aspects of sunflower production in Brazil. *Ocl*. 25(1): D104.

Chapman AD. 2009. Numbers of living species in Australia and the world. Heritage 2nd ed. Toowoomba, Australia: Australian Biodiversity Information Services.

Costanza R, d'Arge R, Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill RV, Paruelo J, et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*. 387(6630):253–260.

Crawley MJ. 2013. *The R book*. UK: Imperial College London at Silwood Park.

Dallacort R, Martins JA, Inoue MH, Sérgio P, Colleti AJ. 2011. Distribuição das chuvas no município de Tangará da Serra, médio norte do Estado de Mato Grosso, Brasil. *Acta Sci*. 33(2):193–200.

De Souza MM, Pires EP, Prezoto F. 2014. Seasonal richness and composition of social wasps (*Hymenoptera*, *Vespidae*) in areas of Cerrado biome in Barroso, Minas Gerais, Brazil. *J Biosci*. 30(2):539–545.

EMBRAPA (2018) Embrapa. [accessed 2018 Apr 9]. <https://www.embrapa.br/soja/cultivos/soja1/dados-economicos>.

Ferrante L, Fearnside PM. 2019. Brazil's new president and “ruralists” threaten Amazonia's environment, traditional peoples and the global climate. *Environ Conserv*. 46 (4):261–263.

Ferreira JVA, Storck-Tonon D, da Silva RJ, Somavilla A, Pereira MJB, Silva DJ. 2020. Effect of habitat amount and complexity on social wasps (*Vespidae*: *Polistinae*): implications for biological control. *J Insect Conserv*. 24 (4):613–624.

Ferreira JVA, Storck-Tonon D, Ramos AWP, Costa HCM, Nogueira DS, Mahlman T, Oliveira ML, Pereira MJB, Silva DJ, Peres CA. 2022. Critical role of native forest and Savannah habitats in retaining neotropical pollinator diversity in highly mechanized agricultural landscapes. *Agric Ecosyst Environ*. 388:108084.

Fischer J, Lindenmayer DB. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Glob Ecol Biogeogr*. 16(3):265–280.

Foley JA, Ramankutty N, Brauman KA, Cassidy ES, Gerber JS, Johnston M, Mueller ND, O'Connell C, Ray DK, West PC, et al. 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature*. 478(7369):337–342.

Freitas BM, Pacheco Filho AJS, Andrade PB, Lemos CQ, Rocha EEM, Pereira NO, Bezerra ADM, Nogueira DS, Alencar RL, Rocha RF, 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.

Giannini TC, Cordeiro GD, Freitas BM, Saraiva A, Imperatriz-Fonseca VL. 2015. The dependence of crops for pollinators and the economic value of pollination in Brazil. *J Econ Entomol*. 108(3):849–857.

Giannotti E, Prezoto F, Machado VLL. 1995. Foraging activity of polistes lanio lanio (Fabr.) (Hymenoptera: Vespidae). *An Soc Entomol Brasil*. 24(3):455–463.

Gomes B, Noll FB. 2009. Diversity of social wasps (Hymenoptera, Vespidae, Polistinae) in three fragments of semideciduous seasonal forest in the northwest of São Paulo State, Brazil. *Bras J Entomol*. 53(3):428–431.

Halinsk R, Garibaldi LA, Santos CF, Acosta AL, Guidi DD, Blochtein B. 2020. Forest fragments and natural vegetation patches within crop fields contribute to higher oilseed rape yields in Brazil. *Agric Syst*. 180:102768.

IBGE. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro (Brasil)., 2012. acesso: 2021 Mar 31]. <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/bibliotecacatalogo?view=detalhes&id=263011>.

IMEA. 2017. Mapa das macrorregiões do Imea. Instituto mato-grossense de economia agropecuária. Acesso: 2021 Aug 24]. <https://www.imea.com.br/imea-site/view/uploads/metodologia/justificativamapa.pdf>.

Júnior PAS, Gonring AHR, Picanço MC, Ramos RS, Martins JC, Ferreira DO. 2012. Natural biological control of *Diaphania* spp. (Lepidoptera: Crambidae) by social Wasps. *Sociobiology*. 59(2):561–571.

Junior GMT, Noll FB. 2011. Diversity of social wasps on semideciduous seasonal forest fragments with different surrounding matrix in Brazil. *Psyche (Stuttg)*. J Entomol. 2011:1–8.

Kleijn D, Winfree R, Bartomeus I, Cavalleiro LG, Henry M, Isaacs R, Klein AM, Kremen C, M'Gongigle LK, Rader R, et al. 2015. Delivery of crop pollination services is an insufficient argument for wild pollinator conservation. *Nat Commun*. 6:7414.

Klein RP, Somavilla A, Cademartori CV, Forneck ED 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(3):327–335. 10.4025/actascibiols. v37i3.27853.

Laurance WF, Sayer J, Cassman KG. 2014. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends Ecol Evol*. 29(2):107–116.

Letourneau DK, Jedlicka JA, Bothwell SG, Moreno CR. 2009. Effects of natural enemy biodiversity on the suppression of arthropod herbivores in terrestrial ecosystems. *Annu Rev Ecol Evol Syst*. 40(1):573–592.

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(2):613–626.

Litte M. 1979. *Mischocyttarus flavitarsis* in Arizona: social and Nesting Biology of a Polistine Wasp. *Zeitschrift für Tierpsychologie*. 50(3):282–312.

Losey JE, Vaughan M. 2006. The economic value of ecological services provided by insects. *BioScience*. 56(4):311– 323.

Metzger JP, Bustamante MMC, Ferreira J, Fernandes GW, Librán-Embid F, Pillar VD, Prist PR, Rodrigues RR, Vieira ICG, Overbeck GE. 2019. Why Brazil needs its legal reserves. *Perspect Ecol Conserv.* 17(3):91–103.

Michelutti KB, Soares ERP, Prezoto F, Antonialli-Junior WF. 2017. Opportunistic strategies for capture and storage of prey of two species of social wasps of the genus *Polybia* lepeletier (Vespidae: Polistinae: Epiponini). *Sociobiology.* 64(1):105–110.

Montefusco M, Gomes FB, Somavilla A, Krug C. 2017. *Polistes canadensis* (Linnaeus, 1758) (Vespidae: Polistinae) in the Western Amazon: a potential biological control agent. *Sociobiology.* 64(4):477–483.

Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GAB, Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature.* 403(6772):853–858.

Naranjo SE, Ellsworth PC, Frisvold GB. 2015. Economic value of biological control in integrated pest management of managed plant systems. *Annu Rev Entomol.* 60(1):621–645.

Noll FB, Zucchi R, Simões D. 1997. Morphological caste differences in the neotropical swarm-founding Polistinae wasps: *Agelaia m. A. multipicta* and *A. p. pallipes* (Hymenoptera Vespidae). *Ethol Ecol Evol.* 9(4):361–372.

Oksanen J, Blanchet FG, Friendly MI, Kindt R, Legendre P, McGlinn D, Wagner H. 2018. *Vegan: community ecology package.* R package version 2.5-2. <https://CRAN.Rproject.org/package=vegan>.

Picanço M, Rosado JF, Oliveira IR, Gontijo P, Silva FM, Silva RS. 2010. Natural biological control of *Ascia monuste* by the Social Wasp *Polybia ignobilis* (Hymenoptera: Vespidae). *Sociobiology.* 56(1):67–76.

Pickett M, Carpenter JM. 2010. Simultaneous analysis and the origin of Eusociality in the Vespidae (Insecta: Hymenoptera). *Arthropod Syst Phylogeny*. 68(11):3–33.

Prezoto F, Gobbi N. 2005. Flight Range Extension in *Polistes simillimus* Zikán, 1951 (Hymenoptera, Vespidae). *Braz Arch Biol Technol*. 48(6):947–950.

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(3):841–850.

Prezoto F, Maciel TT, Detoni M, Mayorquin AZ, Barbosa BC. 2019. Pest control potential of social wasps in small farms and urban gardens. *Insects*. 10(7):192.

Prezoto F, Nascimento FS, Barbosa B, Somavilla A. 2021. List of species of social wasps from Brazil. In: *WaspsNeotropical Social Wasps*. Springer, Cham. p. 473.

Ramankutty N, Evan AT, Monfreda C, Foley JA. 2008. Farming the planet: 1. Geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000. *Global Biogeochem Cycles*. 22(1):1–19.

Richter RM. 2000. Social wasp (Hymenoptera: Vespidae) Foraging behavior. *Annu Rev Entomol*. 45(1):121–150.

Roberts DW. 2016. *labdsv: ordination and Multivariate Analysis for Ecology*.

Rusch A, Chaplin-Kramer R, Gardiner MM, Hawro V, Holland J, Landis D, Thies C, Tscharrntke T, Weisser WW, Winqvist C, et al. 2016. Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: a quantitative synthesis. *Agric Ecosyst Environ*. 221:198–204.

Santos GM, Cruz JD, Marques OM, Gobbi N. 2009. Diversidade de Vespas Sociais (Hymenoptera: Vespidae) em Áreas de Cerrado na Bahia. *Neotrop Entomol*. 38(3):317–320.

Santos GM, Filho CCB, Resende JJ, Cruz JD, Marques OM. 2007. Diversity and community structure of social wasps (Hymenoptera: Vespidae) in three ecosystems in Itaparica island, Bahia State, Brazil. *Neotrop Entomol.* 36(2):180–185.

Santos GMM, Santana-reis VPG, Resende JJ, Marco PD, Bichara-filho CC. 2000. Flying capacity of swarm-founding wasp *Polybia occidentalis occidentalis* Oliver, 1791 (Hymenoptera, Vespidae). *Rev Bras Zoociências.* 2(2): 33–39.

Silva-Pereira V, Santos GMM. 2006. Diversity in bee (Hymenoptera: apoidea) and social wasp (Hymenoptera: Vespidae, Polistinae) community in “Campos Rupestres,” Bahia, Brazil. *Neotrop Entomol.* 35(2):165–174.

Somavilla A, Schoeninger K, Castro DGD, Oliveira ML, Krug C. 2016. Diversity of wasps (Hymenoptera: Vespidae) in conventional and organic guarana (*Paullinia cupana* var. *sorbilis*) crops in the Brazilian Amazon. *Sociobiology.* 63 (4):1051–1057.

Southon RJ, Fernandes OA, Nascimento FS, Sumner S. 2019. Social wasps are effective biocontrol agents of key lepidopteran crop pests. *Proc Royal Soc B Biol Sci.* 286:1–8.

Team R Core. 2018. R: a language and environment for statistical computing.

Torres VO, Montagna TS, Fernandes WD, Antonialli-Junior WF. 2011. Division of labor in colonies of the eusocial wasp, *Myschocyttarus consimilis*. *Bras J Entomol* 55 (2):247–252.

Townes H. 1972. A light-weight Malaise trap. *Entomol News.* 83:253–262.

Capítulo II:

Diversidade de parasitoides em remanescentes de vegetação nativa e áreas agrícolas no estado de Mato Grosso

Resumo

Cerca de 40% da superfície terrestre é dedicada à agricultura, e a demanda global por alimentos está prevista para crescer, resultando em maior fragmentação de habitats naturais, especialmente nos trópicos, onde a agricultura é intensiva. Essa fragmentação é uma ameaça significativa à biodiversidade e aos serviços ecossistêmicos essenciais para a estabilidade dos ecossistemas naturais e agroecossistemas. A agricultura depende desses serviços, como polinização e controle biológico de pragas, e preservar áreas de habitat natural pode reduzir o uso de químicos e promover a presença de insetos benéficos. Os insetos da ordem Hymenoptera, especialmente os parasitoides, são cruciais no controle de pragas agrícolas e no suporte às cadeias tróficas. Sendo assim o objetivo do presente estudo foi observar a diversidade e riqueza de parasitoides em áreas de reserva legal adjacente a cultivos de soja. Foram amostradas 100 paisagens agrícolas em 14 municípios durante as safras de 2018 a 2020, com foco nas fases fenológicas R1 a R7 da soja. Em 75 dessas paisagens, foram coletados parasitoides em áreas de reserva legal e monocultura adjacente em três regiões: Amazônia, Cerrado e Transição. Em 25 paisagens sem vegetação nativa foram amostradas, mas uma amostra foi perdida, resultando em 24 pontos. Foram coletados um total de 3.722 parasitoides, pertencentes a 31 famílias. As famílias mais representativas foram Braconidae, Ichneumonidae, Bethylidae, Scelionidae e Figitidae, além disso este estudo inclui o primeiro registro de sete famílias de parasitoides no estado de Mato Grosso. Nossos resultados indicam que a maior diversidade de parasitoides estão presentes nas áreas de reserva e borda, uma vez que as áreas de cultivo não mantêm a diversidade local, devidos as ações antrópicas sucessivas, como colheita, aplicação de inseticidas e falta de abrigo para os parasitoides.

Palavras-chave: Hymenoptera; Paisagens; Soja.

Abstract

Approximately 40% of the Earth's surface is dedicated to agriculture, and global demand for food is expected to increase, leading to greater fragmentation of natural habitats, especially in the tropics, where agriculture is intensive. This fragmentation poses a significant threat to biodiversity and the ecosystem services essential for the stability of natural ecosystems and agroecosystems. Agriculture relies on these services, such as pollination and biological pest control, and preserving natural habitat areas can reduce chemical use and promote the presence of beneficial insects. Insects from the order Hymenoptera, particularly parasitoids, are crucial for controlling agricultural pests and supporting food webs. Therefore, the aim of this study was to observe the diversity and richness of parasitoids in legal reserve areas adjacent to soybean crops. A total of 100 agricultural landscapes were sampled across 14 municipalities during the 2018 to 2020 growing seasons, focusing on the phenological stages R1 to R7 of soybean. In 75 of these landscapes, parasitoids were collected in legal reserve areas and adjacent monocultures across three regions: Amazon, Cerrado, and Transition. In addition, 25 landscapes without native vegetation were sampled, but one sample was lost, resulting in 24 points. A total of 3,722 parasitoids from 31 families were collected. The most representative families were Braconidae, Ichneumonidae, Bethyidae, Scelionidae, and Figitidae. This study also includes the first record of seven parasitoid families in the state of Mato Grosso. Our results indicate that the highest diversity of parasitoids is found in reserve and edge areas, as cultivation areas do not maintain local diversity due to successive anthropogenic actions, such as harvesting, pesticide application, and lack of shelter for parasitoids.

Keywords: Hymenoptera; Landscapes; Soybean.

Introdução

Aproximadamente 40% da superfície terrestre já é destinada a atividades agrícolas (FAO, 2020), e a demanda mundial por alimentos e recursos naturais está prevista a aumentar significativamente com o passar dos anos (SAATH, et al., 2018; TILMAN et al., 2011). Esse fato está diretamente relacionado ao desenvolvimento da agricultura, pois houve uma intensa diminuição na quantidade de habitats naturais ao redor do mundo, resultando em extensas áreas fragmentadas principalmente nos trópicos, onde a agricultura é praticada de forma intensiva. A perda e fragmentação de habitat resultante deste processo, é a principal ameaça para conservação da biodiversidade e um dos maiores desafios na manutenção dos serviços ecossistêmicos que garantem a estabilidade dos ecossistemas naturais e agroecossistemas (CURTIS et al., 2018; NEWBOLD et al., 2015, 2020).

A agricultura é dependente e beneficiada pelos serviços ecossistêmicos (SE) ofertados pela biodiversidade, inclusive a polinização e o controle biológico de pragas agrícolas (VASCONCELLOS et al., 2020). Para aumentar a produtividade e a produção agrícola, é essencial reconhecer os prestadores desses serviços. Devido a isso, é crucial destacar a necessidade de preservar áreas de habitat natural próximas às propriedades (BIANCHI et al., 2006). Essa prática não apenas reduz o consumo excessivo de produtos químicos, mas também promove a presença de insetos prestadores desses serviços, que desempenham um papel benéfico no controle de insetos-praga. Além disso, essa abordagem pode proporcionar um retorno financeiro imediato (HIRAKURI et al. 2011).

Um grupo significativo para a prestação de serviços ecossistêmicos são os insetos da ordem Hymenoptera, um grupo mega diverso em riqueza e diversidade (AUSTIN e DOWTON, 2000), especialmente os parasitoides que desempenham um papel crucial no controle das populações de pragas agrícolas, contribuindo diretamente para as cadeias tróficas e para a agricultura beneficiando positivamente o agroecossistema (PERIOTO et al., 2004).

Entre as culturas afetadas por pragas, a soja (*Glycine max* L.) destaca-se como a oleaginosa mais produzida e consumida no mundo (EMBRAPA, 2021).

Para garantir a sustentação dos níveis de produção no Brasil, é essencial direcionar investimentos para abordar os desafios que impactam a cultura da soja, sendo o ataque por pragas um deles. A implementação do Manejo Integrado de Pragas (MIP) implica na adoção de uma variedade de abordagens, incluindo métodos de controle (químicos, físicos, biológicos), para gerenciar o manejo de pragas-alvo. Ao realizar monitoramentos frequentes e empregar produtos recomendados, é possível manter um controle eficaz (CORRÊA-FERREIRA et al., 2010).

A interação entre as pragas e seus inimigos naturais é influenciada pela estratégia de manejo adotada na área (TOGNI et al., 2021). O uso indiscriminado de defensivos agrícolas pode resultar no aumento do nível populacional das pragas, enquanto os parasitoides sofrem redução devido à intensa aplicação nas lavouras, o que prejudica a capacidade de manter as populações (MACHADO, 2010).

A cultura da soja pode ser alvo de diversas pragas durante seu ciclo, desde a germinação até a colheita (HOFFMANN-CAMPO et al., 1999). Sendo no período inicial e vegetativo, as espécies desfolhadoras (lagartas) são mais significativas (CONTE et al., 2020). Durante a fase reprodutiva, além das lagartas, os percevejos da família Pentatomidae, assumem o papel das pragas mais significativas (PANIZZI et al., 2012; MOSCARDI et al., 2012). Nas principais regiões que produzem o grão, a espécie mais importante e abundante desta família é o percevejo-marrom, *Euschistus heros* (Fabricius, 1794), com ocorrência exclusiva na América do Sul (ZERBINO et al., 2019).

As lagartas, em especial a *Spodoptera frugiperda* (J.E. Smith), têm aumentado consideravelmente seu status de importância nos cultivos de soja. O controle químico tem sido uma abordagem amplamente empregada para controlar essas pragas. No entanto, a seleção de espécies resistentes destacou a necessidade de implementar outras estratégias, uma vez que o controle químico tem se mostrado insuficiente, e prejudicial aos parasitoides (CORRÊA-FERREIRA et al., 2010; BOAVENTURA et al., 2020).

Portanto, o controle biológico tem sido uma alternativa viável e eficaz para reduzir a população dessas pragas, uma vez que permite a preservação dos parasitoides presentes no ambiente (OLIVEIRA et al., 2022). Conforme destacado por Zucchi (2002), a eficiência do controle biológico depende da

identificação correta dos parasitoides na cultura-alvo, bem como do conhecimento sobre sua diversidade e biologia.

Identificar quais famílias de parasitoides ocorrem naturalmente em um agroecossistema é o primeiro passo para o desenvolvimento de programas eficientes no controle biológico (ZUCCHI, 2002). Uma vez que a diversidade de espécies é conhecida, é possível realçar a sua atividade de controle através do estabelecimento do MIP (ARAÚJO e ZUCCHI, 2002).

Entre os parasitoides das principais pragas da soja, destacam-se os micro-himeneópteros parasitoides, que desempenham a atividade de parasitismo como: parasitoides de ovos, larvas, pupas e adultos (CURTIS, 2017). Esses parasitoides são representados por diversas famílias, gêneros e espécies. Porém, a literatura disponível sobre muitas das famílias de parasitoides é limitada, dificultando as discussões sobre os padrões gerais, características físicas, morfológicas, biologia, hábitos, entre outros. Inclusive esse é o primeiro trabalho no Brasil ao registrar 31 famílias, incluindo 7 novos registros para o estado de Mato Grosso. Além disso, os trabalhos taxonômicos carecem de chaves de identificação para a fauna brasileira, especialmente voltadas para as principais famílias e espécies que afetam as culturas de importância econômica (JOHNSON, 1984).

Isso tem um impacto direto no sucesso dos estudos, já que a identificação correta dos parasitoides é fundamental para o sucesso de um programa de controle biológico (ZUCCHI, 2002). Além disso, a taxonomia assegura que, por meio do conhecimento da história e biologia do inseto, tenhamos informações para associar o nome à sua biologia e entender sua contribuição no contexto atual. Compreender a dinâmica do inseto nos sistemas agrícolas é o primeiro passo para o desenvolvimento de diretrizes visando o aumento e a liberação de agentes de controle biológico, seja por meio de introduções ou programas de conservação (HOPKINSON et al., 2019).

Sendo assim, o objetivo deste capítulo é identificar as famílias de micro-himenópteros parasitoides que ocorrem em áreas de cultivo de soja, e reservas legais adjacentes no estado de Mato Grosso. Além disso, pretende-se observar se o número de famílias é influenciado pela quantidade de habitat nativo presente na propriedade e quais foram as famílias indicadoras de habitat, para

assim pensar em um plano de conservação de áreas nativas, para o maior sucesso do controle biológico natural de pragas no estado.

Material e métodos

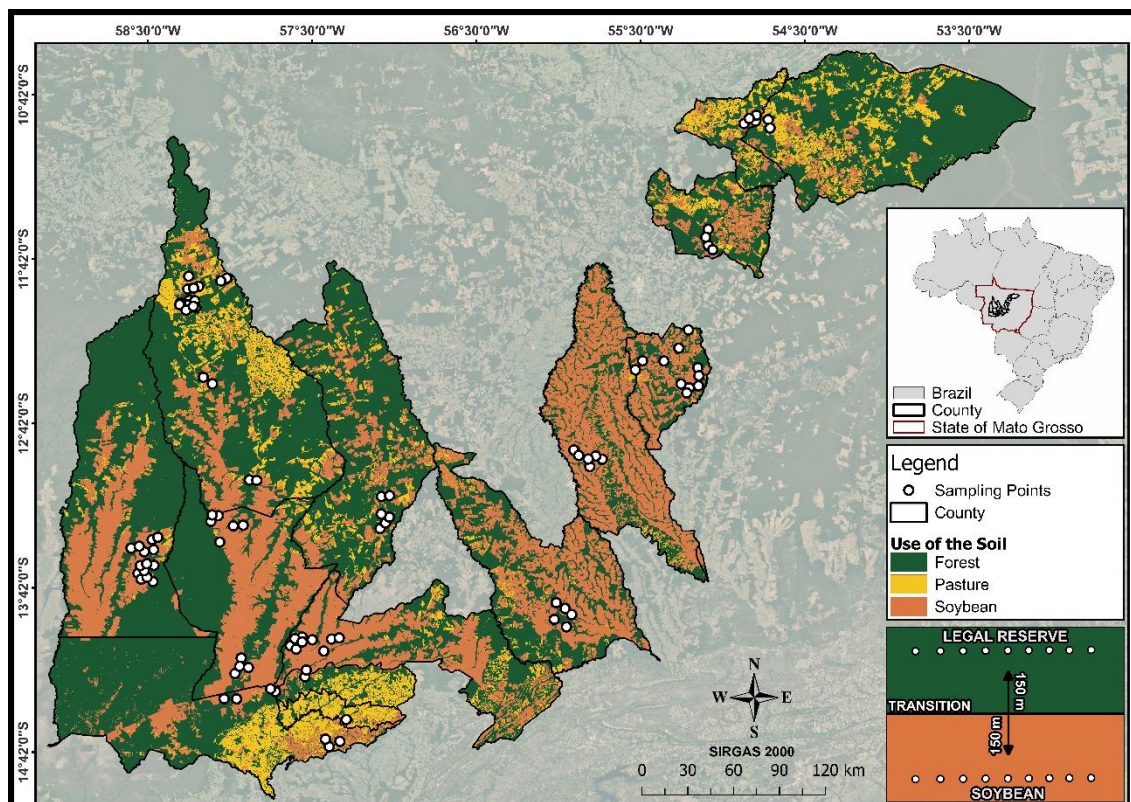
Área de estudo

O presente estudo foi realizado no estado de Mato Grosso, região Centro-Oeste do Brasil, abrangendo os biomas Amazônia, Cerrado e transição. A temperatura na região varia entre 24°C e 30°C, com seca total entre (abril – agosto) e chuva (setembro – março), podendo variar com o passar dos anos, com temperatura de 26 °C A 1800 mm.

Coleta e amostragem de parasitoides

Foram selecionadas 100 propriedades agrícolas produtoras de soja através de um delineamento, e que estivessem inseridas nos biomas Amazônia, Cerrado e transição entre elas (Figura 1; Tabela 1 – material suplementar).

Figura 1. Distribuição espacial dos 100 pontos de coleta, realizados em fazendas produtoras de soja e reserva legal adjacente em 14 municípios no estado de Mato Grosso, Brasil.



Foram amostradas 100 paisagens agrícolas distribuídas em 14 municípios, durante as safras de 2018, 2019 e 2020, do estágio fenológico R1 (início da floração) ao R7 (início da maturação das vagens) (Fehr et al., 1971). Em 75 paisagens, foram realizadas coletas de parasitoides em áreas de reserva legal com áreas de monocultura adjacente: 35 na Amazônia, 15 no Cerrado e 25 na Transição. E com o intuito de observar os efeitos da ausência de habitat nativo sobre a diversidade de parasitoides que permanecem nas lavouras de soja, amostramos 25 paisagens sem vegetação nativa em um raio de 3km, sendo que 1 ponto foi perdido, totalizando 24 pontos.

Em cada área amostrada, foi delimitado um transecto de 300m, sendo instaladas três armadilhas de interceptação de voo do tipo *Malaise*, distribuídas em três pontos: (1) Reserva Legal (150m da borda); (2) Limite da Reserva Legal (borda); (3) Cultivo de soja (150m na cultura a partir do limite da Reserva). Nas 24 paisagens sem Reserva Legal foi instalado armadilha somente na soja. As armadilhas permaneceram instaladas por 48 horas, contendo álcool 95 %.

As amostras foram encaminhadas para o Laboratório de Entomologia da Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT, Tangará da Serra, onde

foram triados a nível de família. As famílias foram identificadas através do auxílio da chave dicotômica: Identificação das principais famílias de himenópteros parasitoides que ocorrem no Brasil (Gibson et al., 1998). Posteriormente os indivíduos foram enviados ao Instituto Biológico de São Paulo (IB) e a Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ – USP) para futuras identificações em nível específico com auxílio de ferramentas moleculares por taxonomistas dos grupos.

Variáveis da paisagem

Através de imagens de satélite Sentinel do sensor *Modis*, foram delimitados quantidade de habitat nativo. Para isso utilizou-se um buffer com um raio de 5.000 metros a partir da borda do habitat nativo. Os valores médios de NDVI (Índice de Vegetação de Diferença Normalizada) foram amostradas de acordo com uma medida indireta de complexo estrutural vertical da vegetação (TAKATORI et al. 2017). Para o tempo de uso do solo como tempo de soja utilizou-se o *QGIS* v. 3.16, com o auxílio do complemento do *MapBiomas Collection* v. 1.3.

O *MapBiomas* é uma plataforma que disponibiliza atualizações sobre mudanças na cobertura do solo que ocorreram de 1985 a 2021. O tempo de cultivo de soja corresponde ao período do primeiro ano de uso de solo com o cultivo até a data das amostragens (1 a 21 anos).

Análise dos dados

Utilizamos Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMMs) com distribuição de Poisson e Análises de Variância (ANOVA) com teste F e Qui-quadrado com correção Bonferroni, para analisar o número de famílias e abundância (n) de indivíduos sobre os diferentes tipos de habitat: RL, Borda, Soja e Soja sem RL e também analisar os impactos das métricas de paisagem: Índice de Vegetação de Diferença Normalizada – NDVI; quantidade de Habitat Nativo em um buffer de 5.000m; e tempo de soja. Além disso, utilizamos Análise de espécies Indicadoras (IndVal), para associar as famílias que tiveram

preferência com um tipo de habitat específico. Todas as análises foram conduzidas utilizando o software R versão 4.2.1.

Resultados

No total, foram coletados 3.722 parasitoides, distribuídos em 31 famílias (Figura 2, Tabela 1), sendo as mais abundantes Braconidae (23,5%), Ichneumonidae (15,6%), Bethyidae (13,9%), Scelionidae (8,9%) e Figitidae (5,5%). Nosso estudo apresenta o primeiro registro de sete famílias de parasitoides para o estado de Mato Grosso: Proctotrupidae, Signiphoridae, Megaspilidae, Trigonalidae, Sclerogibidae, Plumaridae, Embolemidae, Aphelinidae (Catálogo Taxonômico da Fauna no Brasil).

Figura 2. Famílias de parasitoides em ordem decrescente, separadas por habitats (Borda, Reserva Legal, Soja e Soja sem Reserva – SRL) e os biomas respectivo.

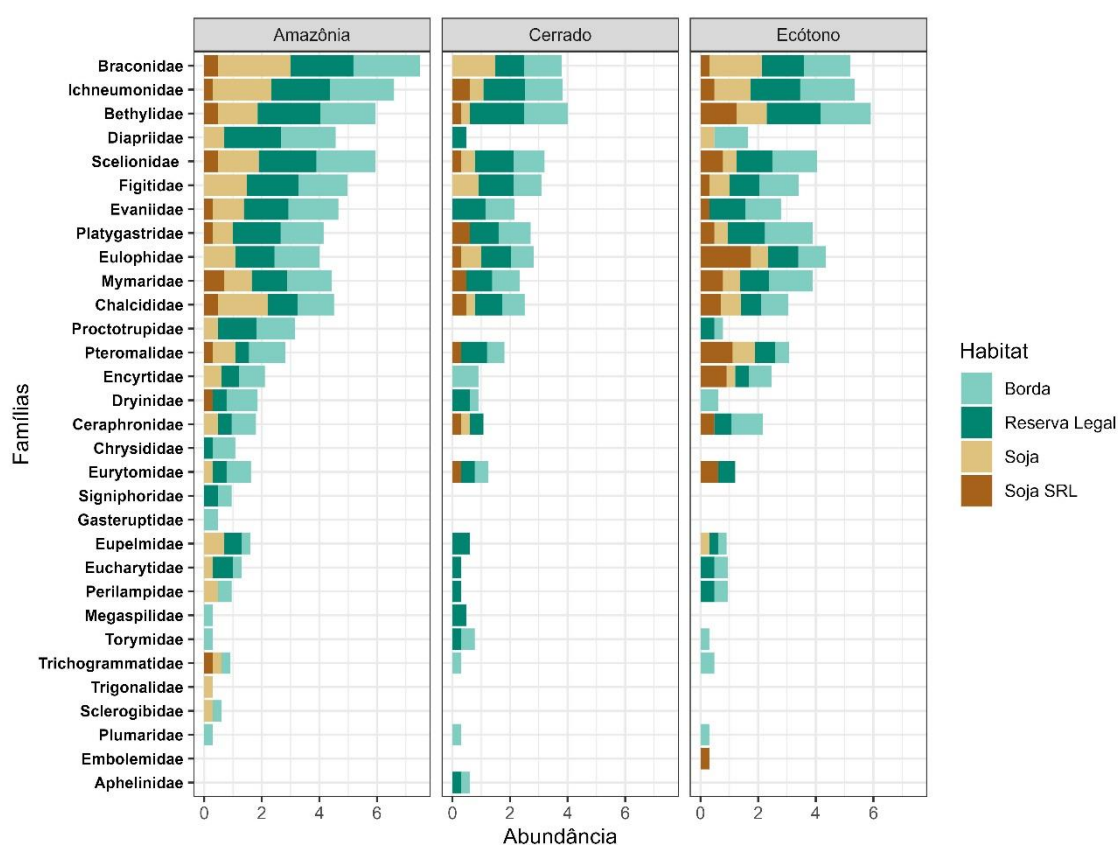


Tabela 1. Famílias de parasitoides coletadas ao longo de um gradiente (Reserva Legal – RL, borda, soja e soja sem reserva (SRL)).

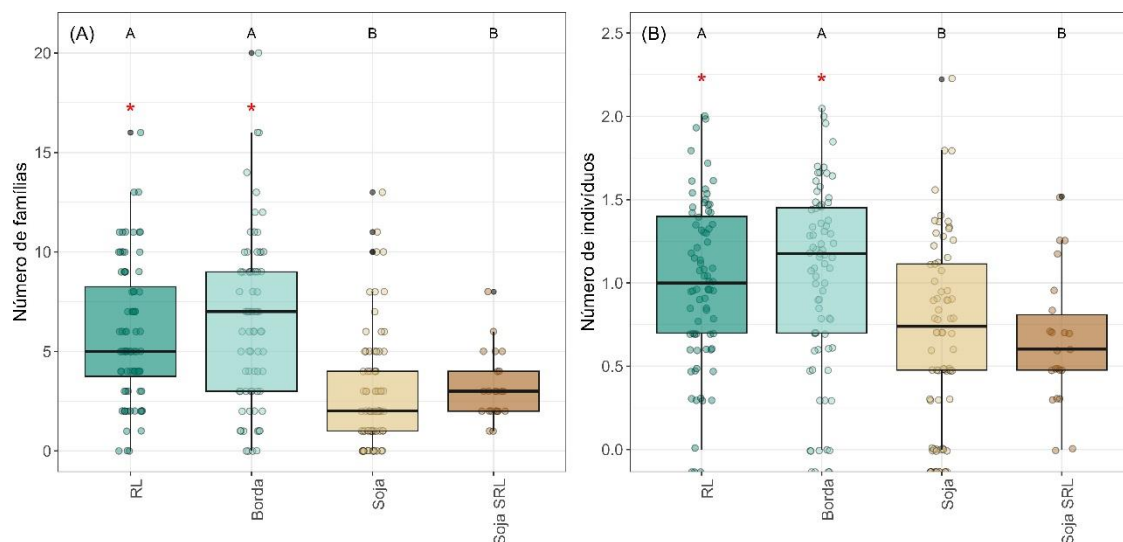
Famílias	Reserva Legal (RL)	Borda	Soja	Soja sem reserva (SRL)
Aphelinidae	1	1	0	0
Bethylidae	295	168	34	20
Braconidae	189	264	421	3
Ceraphronidae	7	17	3	3
Chalcididae	22	30	58	8
Chrysididae	1	5	0	0
Diapriidae	96	90	6	0
Dryinidae	5	15	0	1
Embolemidae	0	0	0	1
Encyrtidae	5	19	4	7
Eucharytidae	7	3	1	0
Eulophidae	42	48	18	56
Eupelmidae	7	2	5	0
Eurytomidae	7	8	1	4
Evaniidae	64	78	11	2
Figitidae	85	80	41	1
Gasteruptidae	0	2	0	0
Ichneumonidae	184	267	126	6
Megaspilidae	2	1	0	0
Mymaridae	32	73	11	11
Perilampidae	3	4	2	0
Platygastridae	71	87	6	6
Plumariidae	0	3	0	0
Proctotrupidae	23	22	2	0
Pteromalidae	13	22	10	14
Scelionidae	137	157	29	8
Sclerogibbidae	0	1	1	0
Signiphoridae	2	2	0	0
Torymidae	1	4	0	0
Trichogrammatidae	0	4	1	1
Trigonalidae	0	0	1	0
Abundância	1301	1477	792	152
Famílias	25	29	22	17

Efeito do Habitat

O número de famílias de parasitoides (nf) diferiu significativamente entre os quatro tipos de habitat ($X^2 = 0.003$, $p < 0.01$), sendo que a reserva legal e a borda não diferiram entre si ($p > 0.05$, nf = 25 e 29 famílias). O cultivo de soja e a soja sem reserva diferiram positivamente da borda ($p < 0.05$), e não diferiram entre si ($p > 0.05$, s = 22 e 17 famílias) (Figura 3A).

Para a abundância (n) de indivíduos o efeito também foi significativo entre os quatro tipos de habitat ($X^2 = 0.005$, $p < 0.01$), sendo que a reserva legal e a borda não diferiram entre si ($p > 0.05$, n = 1301 e 1477 indivíduos), e a soja diferiu positivamente da borda ($p < 0.05$), mas não diferiu significativamente da soja SRL ($p > 0.05$, n = 792 e 152 indivíduos) (Figura 3B).

Figura 3. Análise do efeito dos diferentes habitats sobre a diversidade de parasitoides. A) Efeito sobre o número de famílias de parasitoides; B) Efeito sobre a Abundância de parasitoides, (*) indica os resultados significativos.



Nossos resultados indicaram que a quantidade de habitat nativo, o NDVI e tempo de uso do solo como cultivo de soja são preditoras do número de famílias e abundância de indivíduos nos agroecossistemas. Entretanto, os resultados são diferentes para os 4 tipos de habitat avaliados.

Quanto maior a quantidade de vegetação nativa, maior o número de famílias encontrado nas áreas de RL ($X^2 = 23.82$, $p < 0.010$) (Figura 4 e Figura 7A) e nas bordas ($X^2 = 14.80$, $p < 0.01$) (Figura 4 e Figura 7B). Já para as áreas de

soja (Figura 4 e Figura 7C), com ou sem RL (Figura 4 e Figura 7D), a quantidade de habitat não afeta significativamente o número de famílias.

O tempo de uso da terra para o cultivo de soja afeta negativamente o número de famílias que persiste nas RLs ($X^2= 6.09$, $p<0.01$) (Figura 5 e Figura 7A), bordas ($X^2= 0.53$, $p<0.01$) (Figura 5 e Figura 7B) e lavouras ($X^2= 18.00$, $p<0.01$) (Figura 5 e Figura 7C), mas não interfere nas áreas de soja sem RL ($X^2= 0.86$, $p>0.05$) (Figura 5 e Figura 7D).

Índice de Vegetação de Diferença Normalizada (usando valores de NDVI) e o tempo do último tempo de cultivo foram variáveis que mais influenciou na diversidade dessas famílias de parasitoides. Nesse caso o NDVI, não foi significativo ($p> 0.05$) para nenhum dos habitats amostrados, uma vez que as análises usaram o Bioma como fator aleatório, e dentro do bioma esses valores não variam na mesma proporção que o tempo de cultivo por exemplo (Figura 6 e Figura 7A-D).

Figura 4. Efeito da quantidade de habitat nativo no número de famílias de parasitoides (dentro de um buffer de 5.000m ao redor de cada gradiente). Nos ambientes amostrados: Reserva Legal (RL), borda, soja e soja sem reserva (SRL), (*) resultados significativos $p<0.05$.

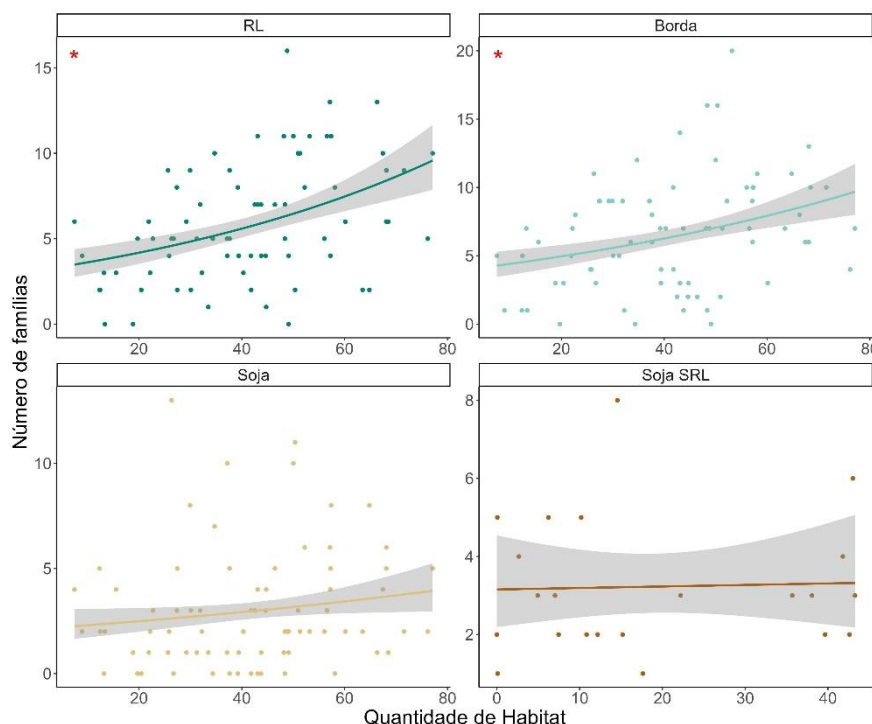


Figura 5. Tempo de uso de solo como cultivo de soja no número de famílias de parasitoides. Nos ambientes amostrados: Reserva Legal (RL), borda, soja e soja sem reserva (SRL), (*) indica os resultados significativos.

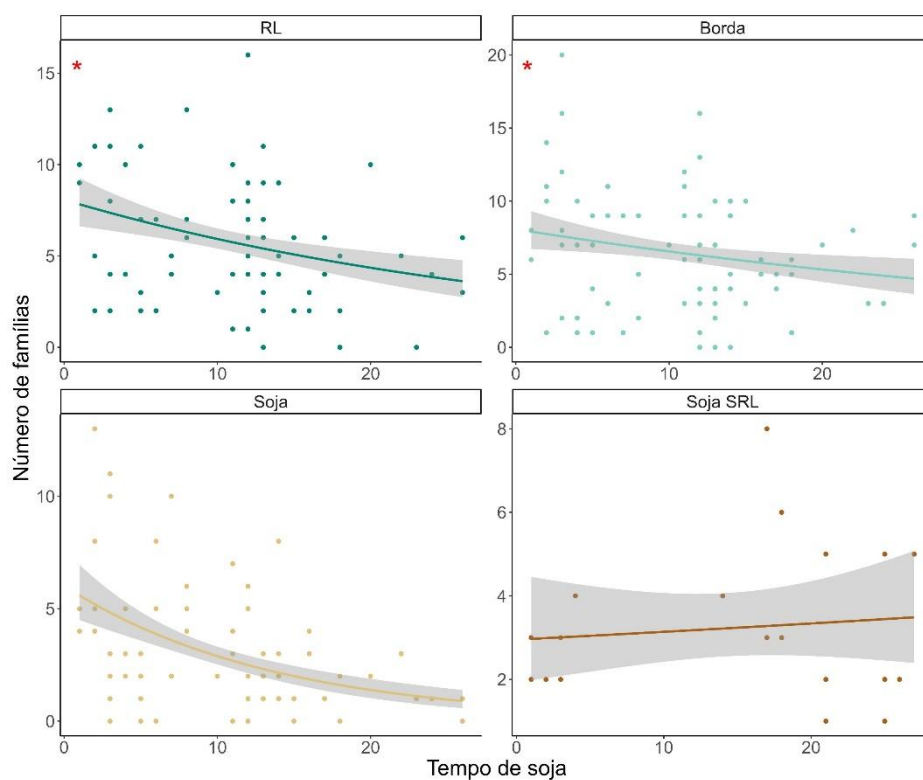


Figura 6. Índice de vegetação da diferença normalizada (NDVI) no número de famílias de parasitoides. Nos ambientes amostrados: Reserva Legal (RL), borda, soja e soja sem reserva (SRL).

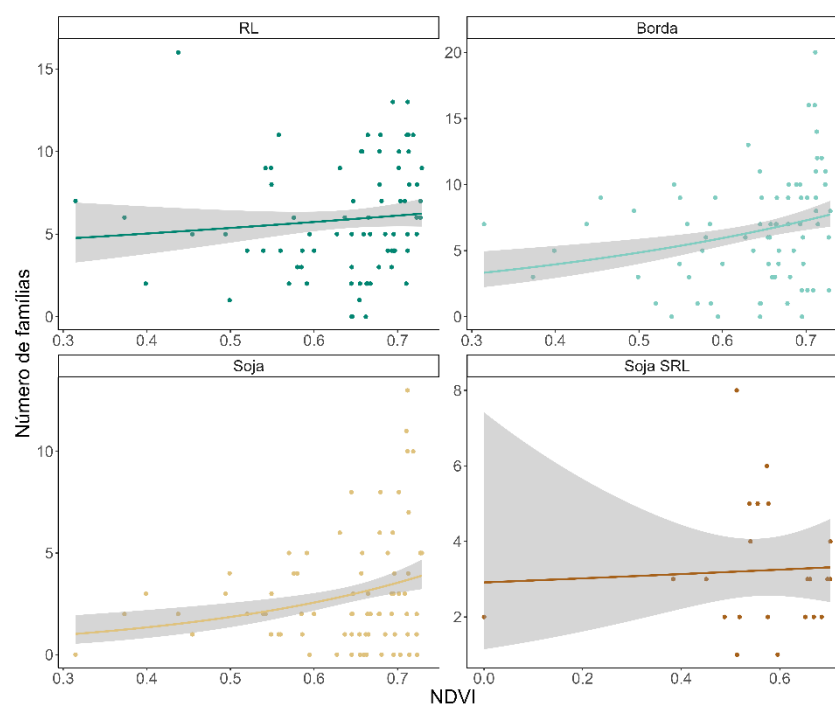
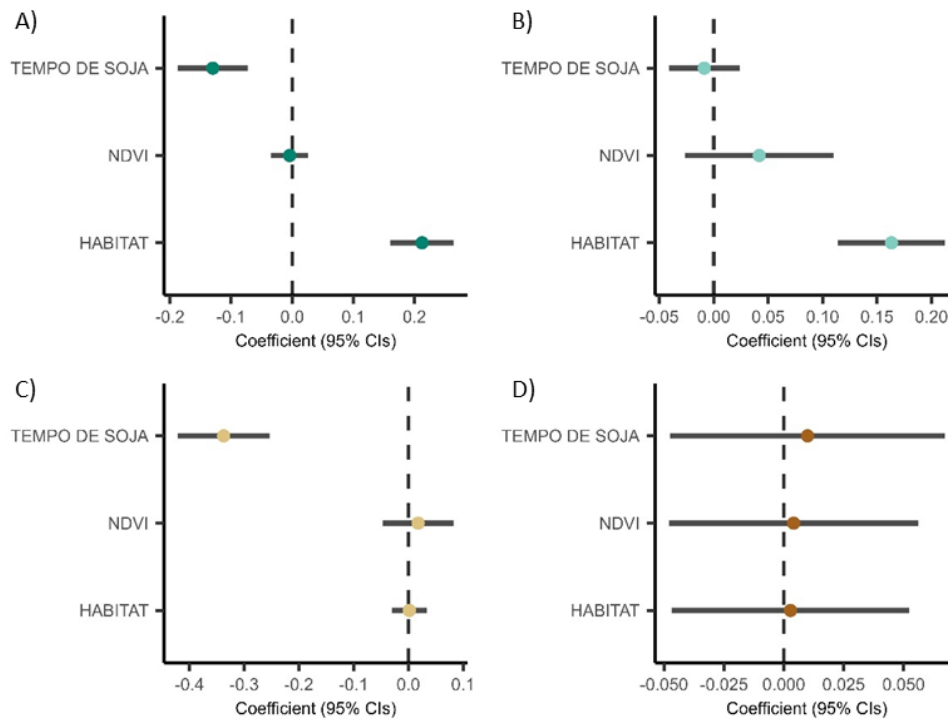


Figura 7. Modelos com efeitos aleatórios da interação entre os habitats amostrados. A) Reserva Legal, B) Borda, C) Soja e D) Soja sem Reserva Legal. Legendas das variáveis explicativas: Tempo de Soja = tempo de uso de solo como cultivo de soja, NDVI = Índice de vegetação da diferença normalizada e Habitat = quantidade de Habitat Nativo.



Famílias de parasitoides x tipo de habitat

Nossos resultados revelam que, das 31 famílias coletadas, nove foram associadas a um dos tipos de ambiente: seis famílias foram associadas as áreas de Borda (Ichneumonidae, Scelionidae, Mymaridae, Evaniidae, Encyrtidae e Dryinidae) duas famílias a reserva legal (Bethyidae e Proctotrupidae) e uma ao cultivo de soja (Braconidae).

Discussão

Este é o primeiro estudo a fornecer um panorama sobre as famílias de himenópteros parasitoides que ocorrem nos agroecossistemas e remanescentes de habitats nativos que são mantidos como Reserva Legal no estado de Mato Grosso. As 31 famílias registradas em nosso estudo indicam que Mato Grosso mantém maior diversidade de parasitoides quando comparado com os outros estudos realizados em agroecossistemas (DALL'OGGIO et al., 2000; PERIOTO et al., 2002a; 2004; SCHOENINGER et al. 2019). Os resultados desses autores corroboram nossas hipóteses, uma vez que a maior riqueza e abundância de parasitoides foram observadas nas florestas adjacentes aos cultivos agrícolas.

Esse resultado é semelhante até mesmo a estudos em áreas de vegetação nativa mais preservadas como a reserva (RBDB) no interior do Espírito Santo, onde a vegetação predominante é a Mata Atlântica, onde  identificou-se 30 famílias de parasitoides, um resultado bem próximo ao que encontrado no presente estudo (AZEVEDO & SANTOS, 2000).

O contexto de paisagem da área de estudo, onde as áreas agrícolas ainda possuem remanescentes de vegetação nativa de Biomas megadiversos (Amazônia e Cerrada) deve garantir a variedade de recursos combinados como oferta de recursos alimentares, hospedeiros e abrigo. Além disso, nosso estudo registrou 7 famílias que ainda não haviam sido coletadas em Mato Grosso, sendo que quatro delas são relativamente escassas em coleções científicas e pouco frequentes em amostragens de fauna de parasitoides (Embolemidae, Plumariidae, Sclerogibbidae e Trigonalidae). Portanto, nosso estudo faz contribuições importantes e poderá se tornar referência para outros estudos que tenham como objetivo estudar espécies potenciais para o controle biológico natural e aplicado,

Além disso, os himenópteros parasitoides são reconhecidos como excelentes indicadores de biodiversidade (SANTOS et al., 2016). Dessa forma, a diversidade de parasitoides pode refletir na diversidade de níveis tróficos inferiores, podendo até mesmo ser utilizada como um indicador indireto da diversidade de outros grupos taxonômicos (ANDERSON et al., 2012), além de serem utilizados em programas de controle biológico (PARRA et al., 2002).

Efeito do Habitat

Observou-se uma redução na quantidade de parasitoides, assim como uma diminuição no número de famílias presentes nas áreas de cultivo, o que pode ser atribuído à conversão de vegetação nativa em monoculturas de soja. Como evidenciado na abundância e diversidade de famílias foram maiores em áreas com habitat nativo, indicando um impacto negativo da expansão agrícola sobre a biodiversidade. A preservação de reservas naturais desempenha um papel crucial ao proporcionar estrutura alimentar e habitat adequado para as populações de parasitoides (OLIVEIRA et al. 2021).

Alguns estudos têm indicado que a abundância de parasitoides tende a diminuir à medida que a diversidade aumenta, comparando áreas com vegetação nativa primária e ambientes altamente modificados para produção agrícola (KORASAKI et al., 2013; AUDINO et al., 2014; MARTELLO et al., 2016; SARMIENTO-GARCÉS & HERNÁNDEZ, 2021). Um estudo recente sobre inimigos naturais da mosca branca *Bemisia tabaci* (Genn.) revelou que as reservas naturais exercem um impacto positivo nas populações desses insetos, especialmente em fazendas orgânicas, onde há uma maior preservação de habitat nativo (NOVAES et al., 2023).

Apesar dos efeitos negativos sobre a biodiversidade em terras agrícolas (ESTRADA-CARMONA et al., 2022), os efeitos atuais indicam que as populações de parasitoides e das pragas variam conforme o ambiente amostrado e as escalas observadas (CHAPLIN-KRAMER et al., 2011). Inclusive NOVAES et al. (2023) relatam que as manchas de habitat nativo apresentam alta densidade, afetando negativamente as pragas agrícolas, favorecendo a riqueza dos parasitoides.

Sendo assim, a conservação das reservas legais é fundamental para o manejo ecológico de pragas em toda a área, especialmente em agroecossistemas tropicais. Uma pesquisa recente sugere que paisagens com maior extensão de habitat natural contínuo tendem a favorecer a complementação do habitat e a permanência dos parasitoides na paisagem (DOMINIK et al., 2018). Observamos um padrão semelhante em nossos resultados ao associar a variável quantidade de habitat nos ambientes amostrados, e a mesma foi significativa para a reserva legal e borda, porém não

foi significativa para as áreas de cultivo de soja, possivelmente pelas atividades antrópicas nessas áreas, que resulta na fragmentação e conversão das reservas, inviabilizando a permanência e sobrevivência dos parasitoides em campo.

Consequentemente, as propriedades que possuem áreas de reserva legal adjacentes aos seus cultivos agrícolas se beneficiam com abundância e riqueza de parasitoides, pois estes são atraídos devido a grande oferta de lagartas (KARUT & NARANJO, 2009). Além disso, a presença do néctar e pólen melhoram significativamente a atração natural dos parasitoides e sua estabilidade nos campos agrícolas (LANDIS et al., 2000). Ainda, pode-se inferir que os parasitoides que se beneficiam dos recursos provenientes da conservação das áreas, como abrigo e alimento, estão de fato frequentando a cultura-alvo e contribuindo para o controle biológico natural (WRIGHT et al., 2006; GONTIJO et al., 2013).

Por exemplo, Tscharntke et al. (2016) argumentam que o abrigo fornecido pelo habitat natural deve ser amplo o suficiente e próximo o bastante dos campos de cultivo para promover um aumento na abundância de inimigos naturais em geral. Já a menor conectividade e diversidade de plantas dentro dos abrigos podem resultar em números reduzidos de parasitoides e, consequentemente, um plano de controle biológico natural menos eficaz (HOLZSCHUH et al., 2010).

A análise do Índice de Vegetação Normalizada (NDVI) revelou que habitats estruturalmente mais complexos podem fornecer grande variedade de recursos essenciais para os parasitoides, abrigando mais espécies na borda dos remanescentes (KOVALENKO et al. 2012; CHAPLIN-KRAMER et al., 2011). Por meio dessa análise, foi possível observar que as áreas não agrícolas funcionam como reservatórios importantes para a biodiversidade, em contraste com os cenários agrícolas (BIANCHI et al., 2006; RUSCH et al., 2016). No entanto, o tamanho do fragmento, sua composição (MACHADO et al., 2023), a quantidade de borda e a distância entre os habitats são critérios que influenciam diretamente na eficácia do controle de pragas.

Devido à expansão da soja sobre esses fragmentos de habitat nativo, os remanescentes têm se fragmentado, prejudicando a conectividade entre os seres vivos, com as famílias e espécies de parasitoides (DONKE et al., 2020). Um estudo conduzido por Machado et al. (2023) confirma que os remanescentes

localizados próximos a cultivos de soja estabelecidos há mais tempo tendem a abrigar um menor número de espécies de rola-bostas. No entanto, enfatizamos a importância de realizar mais estudos abordando essas mesmas variáveis, mas com diferentes grupos funcionais em diversas escalas. Em nossos resultados, observamos que a variável tempo de cultivo de soja teve um impacto negativo sobre a abundância e a diversidade de famílias de parasitoides nos ambientes amostrados. Os grupos funcionais podem responder de maneira distinta às variáveis da paisagem dependendo da escala considerada (FERREIRA et al., 2013).

Além disso, sugerimos para futuras pesquisas a realização de um estudo com o mesmo objetivo do nosso trabalho, porém coletando amostras não na soja convencional, mas sim na soja Bt, uma vez que essa tecnologia selecionou as populações de *Spodoptera*, complexo de pragas aliadas aos cultivos de soja (BERNARDI, et al., 2015a). Nos últimos anos, o controle biológico tem ganhado destaque no manejo do complexo *Spodoptera*, especialmente em cultivos Bt, onde a necessidade de aplicação de inseticidas é reduzida.

Famílias de parasitoides x tipo de habitat

As famílias relacionadas a borda apresentam diferentes estratégias de parasitismo, demonstrando uma ampla diversidade de interações ecológicas. A maioria das famílias são endoparasitas, e possuem o hábito de parasitar exclusivamente ovos, adultos e até mesmo todos os estágios: ovos, larvas, pupas e adultos (EMBRAPA, 2021). Essas interações complexas entre diferentes famílias de insetos desempenham um papel crucial na regulação das populações de insetos e na manutenção do equilíbrio ecológico nos ecossistemas (ANDREOLI, et al., 2014).

Apesar de serem diferentes quanto ao seu hábito de vida, todas são famílias de importância agrícola, e foram associadas a borda em nossas análises, pois a mesma faz ligação entre o cultivo de soja e a reserva legal. Provavelmente, os parasitoides saem em busca dos hospedeiros na cultura e retornam para a reserva para nidificar, ou até mesmo parasitar outros hospedeiros ali presentes, além de que o fragmento de mata também serve de abrigo e fornece alimento para os parasitoides adultos.

Já as famílias associadas as áreas de reserva são semelhantes quanto ao seu parasitismo, já que ambas (bethylidae e proctotrupidae) parasitam famílias da ordem Coleoptera. Bethylidae, por exemplo, se caracteriza como ectoparasitóides de Lepidoptera e de Coleoptera de vida livre ou daqueles vivem sobre os troncos e casca de árvores (EVANS, 1964). Já a família Proctotrupidae tem a sua biologia caracterizada pelo endoparitismo de larvas de besouros de Carabidae, Elateridae e Estaphylinidae, que vivem sobre cascas de árvores e serrapilheira de floresta úmidas (TOWNES, 1981). As duas famílias têm em comum a preferência por hospedeiros que vivem sobre paisagens estruturalmente complexas, como é o caso da reserva legal, o habitat onde essas duas famílias foram associadas em nossas análises.

Dentro da família Braconidae, destaca-se a subfamília Micogastrinae que reconhecida entre os principais grupos de parasitoides associados a lepidópteros amplamente distribuídos em todo o mundo, tanto em termos de riqueza de espécies quanto de importância econômica (INANÇ e ERDOĞAN, 2004). Insetos deste grupo são encontrados desde os climas mais tropicais até o ártico, e são conhecidos por sua eficácia no controle biológico de pragas, especialmente lepidópteros (WHITFIELD, 1997; WHITFIELD et al., 2002). As características desse grupo estão alinhadas com nossos resultados, já que Braconidae foi uma família associada a cultura de soja em nossas análises de espécies indicadoras. É importante ressaltar que a família Ichneumonidae, apesar de não ter sido amplamente associada a esse habitat, pode ser mais abundante do que a família Braconidae em certos cultivos, especialmente no contexto do parasitismo de lagartas de Lepidoptera (CRUZ, et al., 1997).

Considerações finais

Com base no presente estudo, concluímos que as áreas de cultivo de soja abrigam uma diversidade inferior de espécies de vespas sociais e famílias de parasitoides quando comparadas aos habitats nativos. Por isso, destacamos a importância da preservação dos habitats nativos, como as áreas de Reserva Legal, que atuam como locais de abrigo e fornecem recursos essenciais como: hospedeiros e recursos alimentares tanto para espécies que preferencialmente escolhem o habitat nativo, quanto para aquelas que mantêm uma relação próxima com as áreas de cultivo, contribuindo diretamente para o aumento da produtividade agrícola.

Essas práticas promovem a biodiversidade presente e os serviços ecossistêmicos prestados à agricultura através dos insetos principalmente da ordem Hymenoptera como as vespas sociais e parasitoides, resultando na otimização da produção agrícola, evitando a expansão de novas áreas. Portanto, recomendamos que as estratégias de manejo da paisagem considerem a quantidade de habitat nativo reservada para preservar a biodiversidade desses indivíduos, independente do bioma inserido.

Referências Bibliográficas

ANDERSON, A. et al. The influence of conservation field margins in intensively managed grazing land on communities of five arthropod trophic groups. **Insect Conservation and Diversity**, v. 6, p. 201–211, 2012.

ARAUJO, E. L. de; ZUCCHI, R. A. Hospedeiros e níveis de infestação de *Neosilba pendula* (Bezzi) (Diptera: Lonchaeidae) na região de Mossoró/Assu, RN. **Arquivos do Instituto Biológico**, v. 69, n. 2, p. 91-94, 2002.

AUDINO, L. D.; LOUZADA, J.; COMITA, L. Dung beetles as indicators of tropical forest restoration success: Is it possible to recover species and functional diversity? **Biological Conservation**, v. 169, p. 248–257, 2014. DOI: 10.1016/j.biocon.2013.11.023.

AUSTIN, A. D.; DOWTON, M. Hymenoptera: Evolution, biodiversity and biological control. Collingwood, Australia: **CSRIO Publishing**, 2000. 481 p.

AZEVEDO, Celso O. et al. Synopsis of *Aspidepyris* Evans, 1964 (Hymenoptera, Bethyridae). **Zootaxa**, v. 3016, n. 1, p. 63–68, 2011.

AZEVEDO, C. O.; SANTOS, H. S. Perfil da fauna de himenópteros parasitóides (Insecta, Hymenoptera) em uma área de Mata Atlântica da Reserva Biológica de Duas Bocas, Cariacica, ES, Brasil. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**, série nova, v. 11/12, p. 116-126, 2000.

BIANCHI, Mário Antônio; FLECK, Nilson Gilberto; LAMEGO, Fabiane Pinto. Proporção entre plantas de soja e plantas competidoras e as relações de interferência mútua. **Ciência Rural**, v. 36, p. 1380-1387, 2006.

BERNARDI, D.; SALMERON, E.; HORIKOSHI, R. J.; BERNARDI, O.; DOURADO, P. M.; CARVALHO, R. A.; MARTINELLI, S.; HEAD, G. P.; OMOTO, C. Cross Resistance between Cry1 proteins in fall armyworm (*Spodoptera frugiperda*) may affect the durability of current pyramided Bt maize hybrids in Brazil. **PLOS ONE**, 10: e0140130, 2015a.

BOAVENTURA, Debora et al. Detection of a ryanodine receptor target-site mutation in diamide insecticide resistant fall armyworm, *Spodoptera frugiperda*. **Pest Management Science**, v. 76, n. 1, p. 47-54, 2020.

CATÁLOGO TAXONÔMICO DE FAUNA DO BRASIL. Disponível em: <http://fauna.jbrj.gov.br/fauna/listaBrasil/ConsultaPublicaUC/ConsultaPublicaUC.do>. Acesso em: 22 fev. 2024.

CHAPLIN-KRAMER, Rebecca et al. Uma meta-análise da resposta das pragas agrícolas e dos inimigos naturais à complexidade da paisagem. **Cartas de Ecologia**, v. 14, n. 9, p. 922-932, 2011.

CRUZ, I., FIGUEIREDO, M. L. C., GONÇALVES, E. P., LIMA, D. A. N., & DINIZ, E. E. (1997). Efeito da idade de lagartas de *Spodoptera frugiperda* (Smith) (Lepidoptera: Noctuidae) no desempenho do parasitóide *Campoletis flavicincta* (Ashmead) (Hymenoptera: Ichneumonidae) e consumo foliar por lagartas parasitadas e não-parasitadas. **Anais Da Sociedade Entomológica Do Brasil**, 26(2), 229–234.

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

CONTE, Osmar et al. Resultados do manejo integrado de pragas de soja na safra 2013/14 no Paraná. Londrina: **Embrapa Soja**, 2014.

CORRÊA-FERREIRA, B. S. et al. Práticas de manejo de pragas utilizadas na soja e seu impacto sobre a cultura. **Embrapa Soja**. Circular Técnica, v. 78, 2010.

DALL’OGLIO, O. T.; ZANUNCIO, J. C.; AZEVEDO, C. O.; MEDEIROS, A. G. B. Survey of the Hymenoptera parasitoids in *Eucalyptus grandis* in a native vegetation area in Ipaba, State of Minas Gerais, Brazil. **Anais da Sociedade Entomológica do Brasil**, v. 29, n. 3, p. 583-588, 2000.

DOMINIK, C. et al. Landscape Composition, Configuration, and Trophic Interactions Shape Arthropod Communities in Rice Agroecosystems. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, p. 2461–2472, 2018. DOI: 10.1111/1365-2664.13226.

DONKE, Ana Cristina Guimarães et al. Integrating regionalized Brazilian land use change datasets into the ecoinvent database: new data, premises and uncertainties have large effects in the results. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 25, p. 1027-1042, 2020.

EMBRAPA. Soja em números (safra 2020/21). Disponível em: <https://www.embrapa.br/soja/cultivos/soja1/dados-economicos>. Acesso em: 14/02/2023.

ESTRADA-CARMONA, Natália et al. As paisagens agrícolas complexas albergam mais biodiversidade do que as simples: uma meta-análise global. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 119, n. 38, p. e2203385119, 2022.

EVANS, H. E. A revision of the genus *Pseudisobrachium* in North and Central America (Hymenoptera, Bethyridae). **Bulletin of the Museum of Comparative Zoology**, v. 126, n. 2, p. 211-318, 1961.

FAO. Land use in agriculture by the numbers. Disponível em: <https://www.fao.org/sustainability/news/detail/en/c/1274219/>. Acesso em: 05/01/2024.

FEHR, W. R. et al. Descrições do estágio de desenvolvimento da soja, *Glycine Max* (L.) Merrill 1. **Crop Science**, v. 6, p. 929-931, 1971.

FERREIRA, F. Z.; SILVEIRA, L. C. P.; HARO, M. M. Families of hymenopteran parasitoids in organic coffee cultivation in Santo Antônio do Amparo, MG, Brazil. **Coffee Science**, v. 8, n. 1, p. 1-5, 2013.

FRANCESCHINELLI, Edivani V. et al. Influência do contexto paisagístico na abundância de abelhas polinizadoras nativas em culturas de tomate no Brasil Central. **Jornal de Conservação de Insetos**, v. 21, p. 715-726, 2017.

GIBSON, G. A. P. Superfamilies Mymarommatoidea and Chalcidoidea. In: GOULET, H.; HUBER, J. T. (Eds). *Hymenoptera of the World: an identification guide to families*. Ottawa, Ontario: **Centre for Land and Biological Resources Research**, 1993. p. 570-655.

GONTIJO, L. M. Engineering Natural Enemy Shelters to Enhance Conservation Biological Control in Field Crops. **Biological Control**, v. 130, p. 155–163, 2019. DOI: 10.1016/j.biocontrol.2018.10.014.

GUERRA, P. A. Evaluating the Life-History Trade-off between Dispersal Capability and Reproduction in Wing Dimorphic Insects: A Meta-Analysis. **Biological Reviews**, v. 86, p. 813–835, 2011. DOI: 10.1111/j.1469-185X.2010.00172. x.

HOFFMANN-CAMPO, C. B.; SILVA, M. T. B. da; OLIVEIRA, L. J. Aspectos biológicos e manejo integrado de *Sternechus subsignatus* na cultura da soja. Londrina: **Embrapa Soja** / Cruz Alta: FUNDACEP-FECOTRIGO, 1999. 32 p. (Embrapa Soja. Circular Técnica, 22).

HOLZSCHUH, Andrea; STEFFAN-DEWENTER, Ingolf; TSCHARNTKE, Teja. How do landscape composition and configuration, organic farming and fallow strips affect the diversity of bees, wasps and their parasitoids? **Journal of Animal Ecology**, v. 79, n. 2, p. 491-500, 2010.

HIRAKURI, M. H. et al. Avaliação econômica do cultivo orgânico de soja no Estado do Paraná para a safra 2010/11. 2011.

INANÇ, F.; ÇETIN ERDOĞAN, Ö. Contribution to the Microgastrinae (Hymenoptera, Braconidae) fauna of Turkey, with description of a new species of Dolichogenidea. *Biologia*, **Bratislava**, v. 59, p. 547–551, 2004. ISSN 0006-3088.

KORASAKI, Vanesca et al. Conservation value of alternative landuse systems for dung beetles in Amazon: valuing traditional farming practices. **Biodiversity and Conservation**, v. 22, p. 1485–1499, 2013. DOI: 10.1007/s10531-013-0487-3.

KARUT, K.; NARANJO, S. E. Mortality Factors Affecting *Bemisia tabaci* Population on Cotton in Turkey. **Journal of Applied Entomology**, v. 133, p. 367–374, 2009.

KOVALENKO, Katya E.; THOMAZ, Sidinei M.; WARFE, Danielle M. Complexidade do habitat: abordagens e direções futuras. **Hydrobiologia**, v. 685, p. 1-17, 2012.

LANDIS, D. A.; WRATTEN, S. D.; GURR, G. M. Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. **Annual Review of Entomology**, v. 45, p. 175–201, 2000.

MACHADO, A. F. et al. Severe simplification of the structure of dung beetle assemblages in neotropical soybean croplands regardless of the native vegetation domain. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 357, p. 108654.

MARTELLO, Felipe et al. Edge and land use effects on dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) in Brazilian cerrado vegetation. **Journal of Insect Conservation**, v. 20, p. 957–970, 2016.

MILFONT, Taciano L. et al. Consequências ambientais do desejo de dominar e ser superior. **Boletim de Personalidade e Psicologia Social**, v. 9, pág. 1127-1138, 2013.

NOVAES, Danyelle R. et al. Natural habitat connectivity and organic management modulate pest dispersal, gene flow, and natural enemy communities. **Ecological Applications**, v. 34, n. 2, p. e2938, 2024.

OLIVEIRA, Y. F.; OLIVEIRA, C. M.; FRIZZAS, M. R. Changes in land use affect dung beetle communities but do not affect ecosystem services in the Cerrado of Central Brazil. **Ecological Entomology**, 2021.

OLIVEIRA, N. S. de et al. The importance of legal reserve for predator social wasp diversity in an agroecosystem in the Brazilian Cerrado. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, 2022.

PANIZZI, Antônio Ricardo; BUENO, A. de F.; SILVA, FAC da. Insetos que atacam vagens e grãos. In: Soja: manejo integrado de insetos e outros artrópodes-praga, v. 5, p. 335-420, 2012.

PARRA, José Roberto Postali. **Controle biológico no Brasil: parasitóides e predadores**. Editora Manole Ltda, 2002.

PERIOTO, N. W. et al. Himenópteros parasitoides (Insecta, Hymenoptera) coletados em cultura de café *Coffea arabica* L. (Rubiaceae) em Ribeirão Preto, SP, Brasil. **Arquivos do Instituto Biológico**, v. 71, p. 41–44, 2004.

PERIOTO, N. W.; LARA, R. I. R.; SANTOS, J. C. C. dos; SELEGATTO, A. Himenópteros parasitóides (Insecta, Hymenoptera) coletados em cultura de

algodão (*Gossypium hirsutum* L.) (Malvaceae), no município de Ribeirão Preto, SP, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 46, n. 2, p. 165-168, 2002.

RUSCH, Adrien et al. A simplificação da paisagem agrícola reduz o controle natural de pragas: uma síntese quantitativa. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 221, p. 198-204, 2016.

SAATH, Kleverton Clovis de Oliveira; FACHINELLO, Arlei Luiz. Crescimento da demanda mundial de alimentos e restrições do fator terra no Brasil. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 56, p. 195-212, 2018.

SARMIENTO-GARCES, Rodrigo; HERNÁNDEZ, Malva Isabel Medina. Uma diminuição na diversidade taxonômica e funcional dos besouros rola-bosta impacta a função ecossistêmica de remoção de esterco em habitats subtropicais alterados. **PLOS ONE**, v. 16, n. 1, p. e0244783, 2021. DOI: 10.1371/journal.pone.0244783.

SANTOS, R. et al. Hymenoptera Braconidae capturados em armadilhas Malaise em Rio Branco, AC, Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENTOMOLOGIA, 26.; CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE ENTOMOLOGIA, 9., 2016, Maceió. Anais... Brasília, DF: **Embrapa**, 2016.

SCHOENINGER, K. et al. Diversity of parasitoid wasps in conventional and organic guarana (*Paullinia cupana* var. *sorbilis*) cultivation areas in the Brazilian Amazon. **Acta Amazonica**, v. 49, p. 283-293, 2019.

TAKATORI, M. M. O. et al. Uso de Geotecnologias na Análise da Estrutura e Dinâmica da Paisagem na Região Do Nabileque. **Geociências**, v. 16, p. 87–101, 2017.

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

TOGNI, P. H. B. et al. Spatial Dynamic and Spillover of the Polyphagous Pest *Bemisia tabaci* is Influenced by Differences in Farmland Habitats on Tropical Organic Farms. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 320, p. 107610, 2021. DOI: 10.1016/j.agee.2021.107610.

TOGNI, P. H. B. et al. Interações entre escalas espaciais no controle biológico conservativo: da paisagem ao cultivo. In: Controle alternativo de pragas e doenças: opção ou necessidade? v. 66, 2021.

TSCHARNTKE, Teja et al. When natural habitat fails to enhance biological pest control – Five hypotheses. **Biological Conservation**, v. 204, p. 449-458, 2016.

TOWNES, H. A light-weight malaise trap. **Entomological News**, v. 83, p. 239-247, 1972.

TOWNES, H. A revisão dos Serphidae (Hymenoptera). **Memórias do Instituto Americano de Entomologia**, v. 32, 1981, 541 p.

VASCONCELLOS, R. C. de; BELTRÃO, N. E. S.; MARTINS, S. S.; PAULA, M. T. de. Identification of ecosystem services in agricultural production: a study in agroflorestal systems. **Research, Society and Development**, [S. l.], v. 9, n. 10, p. e9259109268, 2020. DOI: 10.33448/rsd-v9i10.9268.

WRIGHT, Justin P.; JONES, Clive G. The concept of organisms as ecosystem engineers ten years on: progress, limitations, and challenges. **BioScience**, v. 56, n. 3, p. 203-209, 2006.

WHITFIELD, J. B. et al. Phylogenetic relationships among microgastrine braconid wasp genera based on data from the 16S, COI and 28S genes and morphology. **Systematic Entomology**, v. 27, p. 337–359, 2002.

WHITFIELD, J. B. Subfamily Microgastrinae, p. 333–364. In: WHARTON, R. A.; MARSH, P. M.; SHARKEY, M. J. (Eds.). Manual of the New World Genera of the Family Braconidae (Hymenoptera): Special Publication No. 1. **International Society of Hymenopterists**, Washington, DC, USA, 1997.

ZERBINO, M. S.; PANIZZI, A. R. The underestimated role of pest pentatomid parasitoids in Southern South America. **Arthropod-plant interactions**, v. 13, n. 5, p. 703-718, 2019.

ZUCCHI, R. A. **A taxonomia e o controle biológico de pragas**. In: Controle biológico no Brasil: parasitóides e predadores, 2002.

Material Suplementar

Tabela S1. Resultados das análises estatísticas da abundância e riqueza de espécies de vespas sociais. (*)
valor $p < 0,05$.

Reserva Legal (LR) x Matriz Agrícola							
Fator	Cropping Stage	Deviance (χ^2)	F	Residual Deviance	df	P valor	Family
Abundância	All data	0.19	0.03	400	121	0.85	x.quasipoisson
	Non-cropping	5.73	2.59	50	25	0.11	x.quasipoisson
	Sunflower	5.41	0.41	187	27	0.52	x.quasipoisson
	Soybean	0.34		138	65	0.71	x.quasipoisson
Riqueza espécies	All data	4.35		62.09	121	0.035*	poisson
	Non-cropping	3.81		16.75	25	0.05*	poisson
	Sunflower	0.04		9.68	27	0.89	poisson
	Soybean	1.07		22.56	65	0.3	poisson

Distâncias da borda (0 metro) para a Reserva Legal interior (-150 e -300 metros) e para a Matriz Agrícola (150 e 300 metros)							
Fator	Data	Deviance (χ^2)	F	Residual Deviance	df	P valor	Family
Abundância	All data	2.02		491	151	0.15	poisson
	Non-cropping	2.41	0.77	92.6	33	0.38	x.quasipoisson
	Sunflower	0.71	0.05	199	33	0.81	x.quasipoisson
	Soybean	1.82	0.74	173	82	0.39	x.quasipoisson
Riqueza espécies	All data	2.4		84.5	151	0.11	poisson
	Non-cropping	2.42		22.23	33	0.11	poisson
	Sunflower	0.01		12.43	33	0.90	poisson
	Soybean	0.60		33.33	82	0.43	poisson

Tabela 2.

Grid	Latitude	Longitude	Município
1	11°57'0.85"S	58°14'47.99"W	Brasnorte
2	11°57'11.66"S	58°12'53.82"W	Brasnorte
3	11°58'41.72"S	58°15'40.82"W	Brasnorte
4	11°59'34.99"S	58°12'27.71"W	Brasnorte
5	11°57'59.98"S	58°18'8.48"W	Brasnorte
6	13°24'25.53"S	58°28'27.81"W	Sapezal
7	13°23'33.17"S	58°26'23.07"W	Sapezal
8	13°28'5.12"S	58°27'55.81"W	Sapezal
9	13°27'31.94"S	58°36'8.69"W	Sapezal
10	13°27'31.94"S	58°36'8.69"W	Sapezal
11	13°39'44.57"S	58°28'10.27"W	Sapezal
12	13°20'21.08"S	57° 5'11.05"W	Nova Maringá
13	13°18'21.94"S	57° 3'12.96"W	Nova Maringá
14	13°16'9.07"S	57° 1'47.20"W	Nova Maringá

15	13° 15' 2.36"S	57° 4' 44.87"W	Nova Maringá
16	13° 8' 40.38"S	57° 4' 42.00"W	Nova Maringá
17	13° 8' 21.17"S	57° 1' 44.55"W	Nova Maringá
18	14° 38' 3.80"S	57° 19' 52.33"W	Tangará da Serra
19	14° 30' 4.80"S	57° 17' 32.63"W	Santo Afonso
20	14° 39' 57.70"S	57° 23' 47.21"W	Tangará da Serra
21	14° 19' 54.79"S	57° 43' 25.65"W	Tangará da Serra
22	14° 18' 52.41"S	57° 45' 12.92"W	Tangará da Serra
23	14° 14' 28.91"S	57° 32' 40.02"W	Nova Marilândia
24	14° 3' 8.86"S	57° 37' 57.04"W	Diamantino
25	14° 4' 22.44"S	57° 35' 50.42"W	Diamantino
26	13° 59' 58.52"S	57° 33' 41.09"W	Diamantino
27	14° 0' 33.62"S	57° 36' 20.10"W	Diamantino
28	13° 25' 17.33"S	58° 3' 44.58"W	Campo Novo do Parecis
29	13° 17' 45.41"S	58° 7' 2.13"W	Campo Novo do Parecis
30	13° 15' 38.61"S	58° 4' 18.74"W	Campo Novo do Parecis
31	13° 15' 22.11"S	58° 6' 34.59"W	Campo Novo do Parecis
32	13° 19' 8.59"S	57° 55' 12.18"W	Campo Novo do Parecis
33	13° 19' 22.43"S	57° 58' 47.46"W	Campo Novo do Parecis
34	14° 13' 18.78"S	57° 58' 11.52"W	Campo Novo do Parecis
35	14° 7' 37.73"S	57° 55' 55.05"W	Campo Novo do Parecis
36	14° 10' 37.74"S	57° 56' 28.86"W	Campo Novo do Parecis
37	14° 11' 4.60"S	57° 53' 18.59"W	Campo Novo do Parecis
38	14° 22' 34.72"S	57° 57' 36.35"W	Tangará da Serra
39	14° 22' 30.24"S	58° 2' 10.73"W	Tangará da Serra
40	13° 2' 37.54"S	57° 52' 55.43"W	Brasnorte
41	13° 2' 45.74"S	57° 50' 13.34"W	Brasnorte
42	12° 27' 30.33"S	58° 6' 27.05"W	Brasnorte
43	12° 25' 9.32"S	58° 9' 47.80"W	Brasnorte
44	14° 37' 15.19"S	57° 25' 9.66"W	Tangará da Serra
45	10° 51' 4.22"S	54° 43' 23.84"W	Marcelândia
46	10° 51' 37.11"S	54° 47' 59.53"W	Nova Santa Helena
47	10° 54' 6.83"S	54° 42' 42.51"W	Marcelândia
48	10° 52' 29.48"S	54° 52' 13.68"W	Nova Santa Helena
49	10° 49' 24.79"S	54° 47' 44.01"W	Nova Santa Helena
50	10° 50' 37.20"S	54° 50' 19.50"W	Nova Santa Helena
51	11° 36' 56.39"S	55° 5' 20.09"W	Cláudia
52	11° 38' 33.23"S	55° 3' 38.46"W	Cláudia
53	11° 31' 4.62"S	55° 5' 18.67"W	Cláudia
54	11° 33' 57.33"S	55° 6' 13.53"W	Cláudia
55	12° 21' 35.72"S	55° 9' 6.97"W	Vera
56	12° 24' 33.55"S	55° 8' 43.59"W	Vera
57	12° 28' 14.59"S	55° 8' 51.90"W	Vera
58	12° 28' 57.67"S	55° 12' 14.22"W	Vera
59	12° 27' 32.43"S	55° 15' 12.68"W	Vera
60	12° 30' 50.49"S	55° 13' 9.20"W	Vera
61	12° 19' 11.07"S	55° 21' 29.85"W	Vera
62	12° 22' 23.60"S	55° 31' 54.50"W	Vera

63	12°19'6.60"S	55°29'18.30"W	Vera
64	12°7'49.80"S	55°12'32.70"W	Vera
65	12°14'28.70"S	55°16'3.90"W	Vera
66	12°55'4.00"S	55°44'0.92"W	Sorriso
67	12°53'53.50"S	55°46'24.11"W	Sorriso
68	12°57'44.46"S	55°48'34.88"W	Sorriso
69	12°54'57.90"S	55°49'7.85"W	Sorriso
70	12°51'41.14"S	55°54'26.40"W	Sorriso
71	12°53'39.17"S	55°52'35.43"W	Sorriso
72	13°51'45.53"S	55°55'12.32"W	Nova Mutum
73	13°49'33.03"S	55°57'37.11"W	Nova Mutum
74	13°47'24.58"S	56°0'50.80"W	Nova Mutum
75	13°53'29.75"S	56°1'33.75"W	Nova Mutum
76	13°56'14.39"S	55°57'6.45"W	Nova Mutum
77	13°36'41"S	58°33'38"W	Sapezal
78	13°38'50"S	58°32'30"W	Sapezal
79	13°38'12"S	58°30'21"W	Sapezal
80	13°35'45"S	58°31'22"W	Sapezal
81	13°33'53"S	58°32'47"W	Sapezal
82	13°33'46"S	58°27'49"W	Sapezal
83	13°33'12"S	58°30'27"W	Sapezal
84	13°28'51"S	58°31'18"W	Sapezal
85	13°26'48"S	58°33'11"W	Sapezal
86	14°12'01"S	57°32'10"W	Diamantino
87	14°01'45"S	57°33'39"W	Diamantino
88	14°00'59"S	57°29'57"W	Diamantino
89	14°05'05"S	57°25'46"W	Diamantino
90	14°00'42"S	57°22'55"W	Diamantino
91	14°00'18"S	57°20'07"W	Diamantino
92	11°58'35"S	58°18'25"W	Brasnorte
93	11°52'55"S	58°15'27"W	Brasnorte
94	12°00'37"S	58°16'04"W	Brasnorte
95	11°48'57"S	58°01'12"W	Brasnorte
96	11°49'57"S	58°03'23"W	Brasnorte
97	11°59'14"S	58°13'26"W	Brasnorte
98	11°48'14"S	58°15'07"W	Brasnorte
99	11°51'55"S	58°11'26"W	Brasnorte
100	11°52'33"S	58°13'19"W	Brasnorte