

**UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE DOURADOS - UFGD**

Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais - FCBA  
Programa de Pós-Graduação em  
Entomologia e Conservação da Biodiversidade - PPGECB

Efeito do uso do solo sobre a diversidade de abelhas solitárias e seus  
inimigos naturais

Patrícia Roseti Lenis

Dourados-MS  
Agosto/2019

Universidade Federal da Grande Dourados  
Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais  
Programa de Pós-Graduação em  
Entomologia e Conservação da Biodiversidade

Patrícia Roseti lenis

## Efeito do uso do solo sobre a diversidade de abelhas solitárias e seus inimigos naturais

Dissertação apresentada à Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD), como parte dos requisitos exigidos para obtenção do título de MESTRE EM ENTOMOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE.

Área de Concentração: Biodiversidade e Conservação

Orientador: Prof. Dr. Rhainer Guillermo Nascimento Ferreira  
Co-orientador: Prof. Dr. Samuel Boff

Dourados-MS  
Agosto/2019

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP).

L566e Lenis, Patricia Roseti

Efeito do uso do solo sobre a diversidade de abelhas solitárias e seus inimigos naturais. [recurso eletrônico] / Patricia Roseti Lenis. -- 2019.

Arquivo em formato pdf.

Orientador: Rhainer Guillermo Nascimento Ferreira.

Coorientador: Samuel Boff.

Dissertação (Mestrado em Entomologia e Conservação da Biodiversidade)-Universidade Federal da Grande Dourados, 2019.

Disponível no Repositório Institucional da UFGD em:

<https://portal.ufgd.edu.br/setor/biblioteca/repositorio>

1. Biodiversidade. 2. Comunidades de abelhas solitárias. 3. nidificação. 4. Diversidade beta. 5. Ecologia. I. Ferreira, Rhainer Guillermo Nascimento. II. Boff, Samuel. III. Título.

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

©Direitos reservados. Permitido a reprodução parcial desde que citada a fonte.

**“EFEITO DO USO DO SOLO SOBRE A DIVERSIDADE DE ABELHAS SOLITÁRIAS E SEUS INIMIGOS NATURAIS.”.**

Por

**PATRÍCIA ROSETI LENIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD),  
como parte dos requisitos exigidos para obtenção do título de  
**MESTRE EM ENTOMOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE**  
Área de Concentração: Biodiversidade e Conservação



Dr. Rhainer Guillermo Nascimento Ferreira  
Orientador/Presidente - UFSCar



Dr.ª Rosilda Mara Mussury Franco Silva  
Membro titular - UFGD

**Participação remota**

Dr. Leandro Schlemmer Brasil  
Membro titular - UFPA



Aprovada em: 22 de agosto de 2019

## **Biografia**

Patrícia Roseti Lenis, nascida em Dourados (Mato Grosso do Sul) em 23 de março de 1990. Filha de Luís Lenis Muruchi com Elisabeth Muinaisk Roseti. Coursou Ensino Fundamental na escola Objetivo no período de 2000 a 2004 e o Ensino Médio na Escola Mace no período de 2005 a 2007. Ingressou no ano de 2009 no Curso de Licenciatura em Ciências Biológicas na Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul e em 2010 ingressou, por meio de transferência voluntária, no Curso de Ciências Biológicas da Universidade Federal da Grande Dourados. Em 2016, obteve o grau de Bacharel em Ciências Biológicas pela UFGD. Em 2017 ingressou como aluna no Programa de Pós-Graduação em Entomologia e Conservação da Biodiversidade, como bolsista do CNPq.

## **Agradecimentos**

A Deus, por todas oportunidades concedias e pessoas em meu caminho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq pela bolsa concedida durante os dois anos de período do Mestrado.

Meu querido orientador Prof. Dr. Rhainer Guillermo Nascimento Ferreira, com sua tranquilidade e apoio, esteve me orientando desde o TCC, confiando em meu trabalho. Obrigada pela orientação, confiança e ensinamentos. Uma pessoa a qual tenho muito orgulho e tenho como um referencial em minha vida. Que Deus derrame mais bênçãos na sua vida e de sua família.

A toda a equipe do Programa de Pós-Graduação em Entomologia e Conservação da Biodiversidade: secretário Víctor, técnicos, colegas de laboratório e colegas de turma que levarei sempre comigo.

Agradecimento em especial à Prof. Dra. Rosilda Mara Mussury, que foi indispensável nessa jornada com apoio do Laboratório de Polinização.

Aos professores da UFGD por colaborarem com minha formação, em especial ao meu co-orientador Prof. Dr. Samuel Boff e Prof. Dr. Wedson Desidério por todo aprendizado.

Aos setores terceirizados da UFGD, como o de transporte, o qual foi indispensável para a realização de nossas coletas. Eternamente grata ao Ceará, funcionário da Fazenda Experimental da UFGD que nos ajudou com a instalação das armadilhas do projeto. Ao maravilhoso CEIM que a UFGD possui dentro do Campus, onde meu filhote Benito frequentou o ano de 2019 para que pudesse terminar os estudos.

A todas as pessoas envolvidas diretamente e indiretamente com o trabalho. Aos amigos Tatieni Zenni, Lorena Fróio, Thiago Dolácio que foram de grande auxílio em etapas do projeto. Aos alunos do grupo LESTES da Universidade federal de São Carlos que se envolveram de alguma forma com o trabalho, em especial ao Guilherme Gonzaga.

A Amanda Zanesco Crivelaro, minha parceira de mestrado e dessa longa jornada. Que foi meu grande apoio acadêmico durante minha gestação e licença maternidade. Sou eternamente grata pela sua ajuda e apoio.

Ao meu amado esposo, Marcelo Corrêa da Silva, que foi meu amor à primeira vista e que sempre me apoiou em todas as decisões de minha vida. Principalmente por sempre acreditar em mim quando, na maioria das vezes, nem eu acreditava. Obrigada por ser essa pessoa feliz e paciente; sua companhia torna meus dias mais alegres e ter me dado o tesouro mais precioso de nossas vidas, nosso filho Benito. Meu filho amado chegou no meio de meu mestrado e me deu mais forças para continuar e conhecer a mulher forte que sou. Amo vocês mais que tudo.

Aos meus pais, Elisabeth e Luís, sou eternamente grata por tudo que fizeram e fazem por mim e minha família. Vocês são meus maiores exemplos de força e determinação que tenho na vida, que não mediram esforços trabalhando até aos domingos para dar tudo a mim e aos meus 4 irmãos. Amo vocês demais, obrigada por todo amor e paciência.

Aos meus irmãos Renata, Luís Diego, Andréia e Jaqueline que foram sempre presentes em minha vida e seguimos um apoiando ao outro nessa jornada. Amo muito vocês.

Agradeço todo carinho e amor que recebo diariamente da Família Corrêa da Silva, em especial à minha sogra Marli Corrêa da Silva, uma mulher de fé inigualável e caridosa, ao meu sogro Hur Ben Corrêa da Silva, um exemplo de homem e criador de seus três filhos, um amigo.

Às minhas amigas irmãs Juliana Suzuki, Lígia Zuim Melhado e Vanessa Libera Fiorentini por todas as horas que me ouviram, compartilhando momentos de alegrias e desesperos. Obrigada por todo amor.

Agradeço a todos os familiares Lenis, Muinaisk, Corrêa, Simioni, Pereira, Kmiecik, Macedo, Schneider e Buttini pelo carinho e amor.



*Dedico*

*Ao meu filho Benito,  
meu amado esposo Marcelo e  
Aos meus pais Luís e Elisabeth.*

## SUMÁRIO

Resumo Geral/ Palavra-chave.....	10
Abstract/ Keywords.....	11
Introdução.....	12
Objetivos.....	16
<i>Objetivo Geral</i> .....	16
<i>Objetivos Específicos</i> .....	16
Hipóteses.....	16
Materiais e Métodos.....	16
<i>Área de estudo</i> .....	16
<i>Locais de implantação de armadilhas</i> .....	17
<i>Ninhos armadilhas</i> .....	18
<i>Análises de dados</i> .....	19
Resultados.....	21
Discussão.....	30
Conclusão.....	32
Referências bibliográficas.....	34
Anexo 1.....	42

Efeito do uso do solo sobre a diversidade de abelhas solitárias e seus inimigos naturais.

## Resumo

A aparente redução das espécies polinizadoras, se dá por meio de processos de fragmentação de habitat e tipos de uso do solo, antropização, mudanças climáticas e desenvolvimento agrícola. Esses, são um dos principais fatores responsáveis pela perda de biodiversidade. Sendo assim, esse estudo teve como objetivo quantificar a diversidade alfa e beta de abelhas solitárias que nidificam em cavidades pré-existentes e de seus inimigos naturais. A pesquisa foi realizada em três diferentes tipos de uso do solo: remanescente de mata atlântica (RMA), plantação de eucalipto com cultivo integrado (CI) e áreas de preservação permanente situadas em áreas urbanas (UR). Os ninhos foram monitorados e coletados quinzenalmente entre dezembro de 2017 a outubro de 2018, em dois intervalos de tempo. Um total de 974 ninhos foram coletados resultando em 3321 indivíduos, onde 6 espécies são consideradas espécies de abelhas solitárias hospedeiras, quatro espécies de abelhas cleptoparasitas e treze espécies consideradas inimigos naturais. *Tetrapedia diversipes* (n = 1846) e *Centris analis* (n = 849) foram as espécies mais abundantes nos três tipos de uso do solo. A espécie cleptoparasita, *Coelioxoides sp1*, foi a mais abundante nos três tipos de uso do solo (RMA n=35; CI n=34; UR n=89), parasitando ninhos de *T. diversipes*, *C. analis* e *Anthidium sp1*. Houve um efeito significativo de tipo do uso solo na diversidade alfa ( $p = 0,046$ ) e essa significância se deu para CIxUR ( $p = 0,014$ ). Os resultados para diversidade beta mostram diferença significativa entre os três tipos de uso do solo ( $p = 0,024$ ), sendo significativa apenas para RMAxUR ( $p = 0,026$ ). Os resultados apresentados mostram que o tipo de cobertura, mata ripária, foi informativo para prever a diversidade alfa da comunidade de abelhas solitárias e inimigos naturais ( $p = 0,018$ ). Nas áreas de preservação permanente, situadas em áreas urbanas, a diversidade beta foi menor comparada com os ambientes mais preservados (remanescentes de mata atlântica) ( $p = 0,026$ ). Assim, sugerimos que a conectividade de tipos de uso do solo por matas ripárias pode ser um fator decisivo e positivo para a conservação de polinizadores. Nosso estudo revela que áreas urbanas, por si só, não são capazes de manter a biodiversidade de polinizadores.

**Palavras-chave:** biodiversidade, comunidades de abelhas solitárias, nidificação, diversidade beta, ecologia.

## Effect of the type of land use on the diversity of solitary bees and their natural enemies.

### Abstract

Several aspects are related to the reduction of natural pollinators, such as habitat fragmentation, land use, agriculture and climate change. These factors have been associated to the loss of biodiversity. In this sense, this study was developed to quantify alpha and beta diversity of solitary bees (that nidification in pre existing cavities) and their natural enemies. Research was developed in three land use circumstances: remaining patches of Atlantic forest (RMA), eucalyptus systems integrated with pastures (CI) and permanent preservation areas in urban areas (UR). Trap nests were monitored and sampled during two time intervals (between December 2017 and March 2018; between June 2018 and October 2018). During both time intervals sampling and supervision of the trap nests occurred every fifteen days. A total of 974 trap nests were evaluated. We observed 3321 insects from six host species and four cleptoparasite species of solitary bees, besides 13 natural enemy species. The most abundant species observed in the three types of land use was *Tetrapedia diversipes* (n = 1846) and *Centris analis* (n = 849). The cleptoparasite *Coelioxoides* sp1 was the most abundant in the three types of land use (RMA n=35; CI n=34; UR n=89), mainly found in nests of *T. diversipes*, *C. analis* and *Anthidium* sp1. A significant effect of the type of land use was observed on the alpha diversity ( $p=0,046$ ), more specifically, for CIxUR ( $p=0,014$ ). In terms of beta diversity, significant differences were observed for the effect of the type of land use ( $p=0,024$ ), more specifically, for RMAxUR ( $p = 0,026$ ). Additionally, the type of land cover (riparian forest) was informative to predict alpha diversity of the solitary bee community and the natural enemies ( $p = 0,018$ ). In the permanent preservation areas, located in urban areas, the beta diversity was lower compared to the remaining patches of Atlantic forest ( $p=0,026$ ). Therefore, it seems that greater connectivity among all land use types, by means of riparian forest, may be valuable to support the conservation of pollinators. Finally, the study reveals that urban areas alone are not sufficient to maintain biodiversity of pollinators.

**Key-words:** biodiversity, solitary bee communities, nesting, beta diversity, ecology.

## Introdução

As mudanças climáticas, mudanças no uso do solo e a fragmentação de habitats naturais, introdução de espécies exóticas, o desenvolvimento agrícola e o uso de agrotóxicos estão atrelados com perdas de biodiversidade a nível global. Por sua vez, esta perda tem resultado no desaparecimento de várias espécies polinizadoras (RUGGIERO & HEALY, 2006; GOULSON et al., 2008; POTTS et al., 2010; OLLERTON et al., 2014; VANBERGEN & INITIATIVE, 2013).

Os insetos têm função primordial em diversos processos biológicos, como os serviços ambientais. Isso inclui a polinização, herbivoria, ciclagem de nutrientes e o fornecimento de alimentos para níveis tróficos mais elevados, como aves, anfíbios e mamíferos (MATTSON & ADDY, 1975; ÖCKINGER & SMITH, 2007; OLLERTON et al., 2011; YANG & GRATTON, 2014). Os valores monetários estimados para as benfeitorias realizadas pelos polinizadores em diversos países, no âmbito do agronegócio mundial, foram revisados por Allsopp et al (2008). Os serviços ecossistêmicos já foram estimados em US \$ 57 bilhões por ano nos EUA (LOSEY & VAUGHAN, 2006), superando a cifra de 200 bilhões por ano no mundo (FAO, 2004), o que reforça a importância da conservação dos insetos.

Cerca de 80% dos organismos vegetais são altamente dependentes dos insetos no processo de polinização (OLLERTON et al., 2011). As abelhas (pertencentes à superfamília Apoidea) constituem o grupo mais especializado (DANFORTH et al., 2006), responsável pela fecundação de cerca de 70% das espécies vegetais que florescem (LARSEN ET AL., 2005). A polinização é realizada involuntariamente pelos insetos quando estes buscam por alimento e constroem ninhos, sendo importante, também, para a produção de essências florais, que são atrativos sexuais de machos em determinadas espécies (ALVES DOS SANTOS, 2004; CAPPELLARI et al., 2012; FAEGRI & VAN DER PIJL, 2013). A polinização é realizada principalmente por fêmeas, em função de que o pólen é uma das principais fontes proteicas que garante o desenvolvimento das crias (MICHENER, 2000).

Na Europa, estudos apontam declínios na diversidade e abundância de insetos (Van Swaay et al., 2013) também em áreas conservadas (HALLMANN et al., 2017). Estes autores estimaram que em apenas duas décadas houve perdas de 50% nas populações de borboletas. Goulson et al (2008) e Woodcock et al (2016) sugerem que este tipo de declínio, abrupto, esteja relacionado com perdas em populações de diversas ordens, como das abelhas. Na Europa e Estados Unidos há evidências da redução de populações de abelhas para diversas espécies, o que culminou com trabalhos que incluíram algumas destas espécies na “*red list of bees*” da IUCN (HATFIELD et al., 2015) e europeia (NIETO et al., 2015).

Com o avanço de estudos de valoração dos serviços ambientais realizados por insetos polinizadores, (ALLSOPP et al., 2008; GILL et al., 2016; SCHOWALTER et al., 2018), declínios dessas populações têm sido associados a prejuízos na produção de alimentos mundial. Esses prejuízos acontecem tanto em função da perda de abelhas silvestres como de abelhas exóticas, que vivem em comunidade ou as solitárias, muito utilizadas para incremento da polinização em commodities agrícolas (EVANS et al., 2009; POTTS et al., 2010). Neste sentido, maior heterogeneidade de habitats em sistemas de produção agropecuários tem sido debatida como uma estratégia para maiores índices de produtividade bem como da conservação da biodiversidade (BENTON et al., 2003, SILVA et al., 2013; COSTA et al., 2017). De fato, estilos inovadores de produção agropecuária têm sido desenvolvidos e praticados em algumas fronteiras agrícolas em prol de aumento dos serviços ecossistêmicos, maior rentabilidade e uso sustentável dos recursos naturais (BUNGENSTAB & DE ALMEIDA, 2014; REDE ILPF, 2017; BRASIL, 2016).

A riqueza de espécies de abelhas no Brasil é notória (SILVEIRA et al., 2002), contudo, é subestimada, em função da carência de estudos em diversas regiões do país, como o Centro-oeste (BOFF et al., 2013, LIMA & SILVESTRE, 2017). Nestes estudos, os autores revelam que dados sobre a diversidade de abelhas estão concentrados nas regiões Sul, Sudeste e Norte do Brasil, mas apresentaram indícios de uma fauna de abelhas diversa em outras regiões brasileiras, como a região Centro-oeste. Ainda que alguns estudos sobre abelhas tenham sido reportados para regiões menos investigadas (BOFF et al., 2013, ROEL et al., 2019), informação sobre abelhas solitárias é ainda mais escassa do que abelhas, em geral.

Estima-se que existam cerca de 25.000 (LOYOLA & MARTINS, 2006) espécies no mundo e cerca de 85% são classificadas como abelhas solitárias (MICHENER, 2000). As fêmeas deste grupo têm como característica construir e provisionar seus ninhos sozinhas. Diferente das abelhas sociais, as solitárias não mantêm contato com a prole, geralmente morrem antes mesmo do nascimento destas, ou então abandonam o ninho antes mesmo da emergência das crias (MICHENER, 2000). Sozinhas, realizam todas as tarefas relacionadas ao ninho, desde a construção, defesa, postura de crias até a busca do alimento para si, e o alimento que é armazenado no ninho para as larvas que irão emergir (ALVES DOS SANTOS et al., 2002).

Esses polinizadores fazem parte de uma comunidade que está associada a inimigos naturais e competidores. Os inimigos naturais mais comumente são cleptoparasitas e parasitoides de diversas ordens. Cleptoparasitas são espécies que ovipositam em ninhos de seus hospedeiros. Em desenvolvimento, a larva do cleptoparasita se alimenta do material provisionado, destruindo o ovo ou levando à morte a larva do hospedeiro. As espécies

parasitoides, são insetos que parasitam o corpo de outros insetos, onde o hospedeiro morre no processo. Competidores, são outros insetos que competem pelo local de nidificação, por exemplo, duas espécies hospedeiras nidificando em um mesmo ninho (SCOTT et al., 2000; VEDDELER et al., 2010). A maioria das espécies de abelhas solitárias utilizam o solo para nidificar, sendo a madeira o segundo recurso mais utilizado (GARÓFALO, 2004). Algumas espécies possuem o hábito de escavar madeira para nidificar ou utilizar cavidades pré-existentes, presentes em gomos de bambu, madeira, ninhos abandonados por outras espécies, orifícios em paredes de alvenaria, entre outros (CAMILO et al., 1995; GARÓFALO, 2004). Espécies de abelhas que utilizam cavidades pré-existentes foram as mais estudadas em pesquisas científicas (CAMILLO, 2000, CORDEIRO et al., 2019).

A existência de sítios de nidificação é de suma importância no habitat e no ciclo reprodutivo das abelhas solitárias. Assim, diferentes recursos são necessários para a propagação e manutenção das espécies solitárias (GATHMANN & TSCHARNTKE, 2002). Para que as fêmeas solitárias possam construir o ninho, além de madeira, são necessários acessos a óleos vegetais, resinas, barro, terra, areia, pedaços de folhas, bem como recursos alimentares, como pólen e néctar. Isso é crucial para a manutenção das atividades das abelhas solitárias adultas e a alimentação das larvas (MICHENER, 2000; ALVES DOS SANTOS et al., 2002; GATHMANN & TSCHARNTKE, 2002; FREITAS & ALVES, 2009). Em condições satisfatórias, com a fecundação das fêmeas solitárias, estas poderão selecionar um local apropriado para a construção do ninho. Da mesma forma, a fêmea poderá buscar recursos para o provisionamento do ninho, que é caracterizado pela divisão em células (CORDEIRO, 2009).

Na lógica exposta acima, uma estratégia de coleta poderá ser útil para realizar amostragens de abelhas solitárias se esta for eficaz em simular orifícios e propiciar o ciclo natural desses insetos. Assim, ninhos armadilha podem ser utilizados com essa finalidade, preparando-se pequenos tubos com materiais diversos (CORDEIRO et al., 2019). É notória a variação de materiais que são utilizados neste tipo de estudo. As armadilhas podem variar de acordo com o diâmetro e a profundidade dos orifícios. Muitas vezes as variações ocorrem de acordo com a amostragem requerida. Em todos os casos, uma das extremidades do tubo é sempre fechada. Gomos de bambu podem ser utilizados com o próprio nó, ou uso de blocos de madeira perfurados, preenchidos com tubos, ou não, que podem ser feitos de papel (CAMILO et al., 1995; ASSIS & CAMILO, 1997; MENDES & RÊGO, 2007; GARÓFALO, 2008; KRUG & ALVES DOS SANTOS, 2003).

Estudos com ninhos armadilha tiveram início na América do Norte, sendo protagonizados por Krombein (1967). No Brasil, os primeiros relatos foram associados a

Serrano & Garófalo (1978). Trata-se de método de amostragem que tem possibilitado conhecer a arquitetura do ninho, os materiais utilizados pelas abelhas para construir os ninhos, os recursos utilizados como alimento para as larvas, identificação de parasitas associados, número de indivíduos produzidos, razão sexual da prole, número e tamanho das células do ninho, além de informação sobre preferências quanto ao comprimento e diâmetro dos orifícios, entre outros (MORATO & CAMPOS, 1993; JESUS & GARÓFALO, 2000; MENDES & RÊGO, 2007; HOWELL et al., 2017; DANFORTH et al., 2019; MINCKLEY & DANFORTH, 2019).

Estudos com uso de ninhos armadilha têm sido oportunos para excluir da coleta aquelas espécies que somente transitam pelo local. Desta forma, priorizam-se espécies reprodutivamente ativas no ambiente de coleta específico (MORATO, 2001). Além disso, estudos com ninho armadilha aumentam o conhecimento sobre a biologia de espécies nidificantes (ALVES DOS SANTOS et al., 2002; AGUIAR & GARÓFALO, 2004; CAMILLO, 2005; VITALE & VÁZQUEZ, 2017; MARINHO et al., 2018; CAVALCANTE et al., 2019), servem como bioindicadores de qualidade do habitat (TSCHARNTKE et al., 1998; MORÓN et al., 2012, CORDEIRO et al., 2019). São convenientes para apreciação da diversidade e abundância de espécies solitárias (CAMILLO et al., 1995; MESQUITA & AUGUSTO, 2011; STANLEY & STOUT, 2013; IANTAS et al., 2017), para caracterizar o comportamento de espécies solitárias (JESUS & GARÓFALO, 2000). Ainda, o uso de ninhos armadilha serve para como técnica conservacionista e manejo agrícola, para atrair e manter polinizadores de interesse específico em sistemas que produzem alimento para consumo animal e humano (CANE, 2002; BENAVIDES et al., 2009; PITTS-SINGER & BOSCH, 2010; GIANNINI & CORDEIRO, 2016; MAGALHÃES & FREITAS, 2013; BIDDINGER et al., 2013).

Vários estudos sugerem que áreas urbanas favorecem a presença de polinizadores em detrimento de florestas e plantações (WINFREE et al., 2007, KALUZA et al., 2016), supondo que paisagens urbanas possuem maior diversidade floral (GASTON et al., 2005) |e, portanto, abrigariam maior abundância e diversidade de abelhas (SIROHI et al., 2015; WINFREE et al., 2007). Deste modo, áreas urbanas não afetariam a diversidade (SIHORI et al., 2015) e abundância (TOMMASI et al., 2004) de abelhas solitárias. No entanto, é pouco provável que parques e jardins existentes dentro da área urbana tenham uma heterogeneidade da comunidade de abelhas solitárias. Pouco se sabe sobre a dinâmica de comunidades de abelhas solitárias e seus inimigos naturais frente à variação de tipos de uso do solo, na conjuntura de intensificação agrícola e urbanização em regiões de mata atlântica e cerrado.



## **Objetivos**

### *Objetivo geral*

- Avaliar se a variação do tipo de uso do solo e a matriz de entorno afeta a diversidade de abelhas solitárias e seus inimigos naturais.

### *Objetivos específicos*

- Avaliar se a diversidade local de espécies ( $\alpha$ ) de abelhas solitárias e seus inimigos naturais responde a variação do tipo de uso do solo.
- Avaliar se a matriz de entorno, neste estudo obtida como tipo de cobertura do solo, prediz a diversidade local de espécies ( $\alpha$ ).
- Avaliar se a variação da composição de espécies (diversidade  $\beta$ ) de abelhas solitárias e seus inimigos naturais responde a variação do tipo de uso do solo.

Nossa hipótese é que há diferença na diversidade local de espécies ( $\alpha$ ) e na composição de espécies (diversidade  $\beta$ ) de abelhas solitárias e seus inimigos naturais nos diferentes tipos de uso do solo. Esperamos que quanto mais antropizado for o ambiente, menor será a diversidade  $\alpha$  e  $\beta$  de abelhas solitárias e seus inimigos naturais nos diferentes tipos de uso do solo. Outra hipótese é que a matriz de entorno influencia a diversidade local de espécies ( $\alpha$ ) de abelhas solitárias e seus inimigos naturais nos diferentes tipos de uso do solo.

Por fim, espera-se que, embora áreas urbanas possam servir de refúgio para espécies de abelhas solitárias, em decorrência da fragmentação de habitats, as comunidades que dependem dessas abelhas sejam mais diversas em áreas florestais, podendo assim essas comunidades estarem sendo afetadas em decorrência de áreas urbanas.

## **Materiais e Métodos**

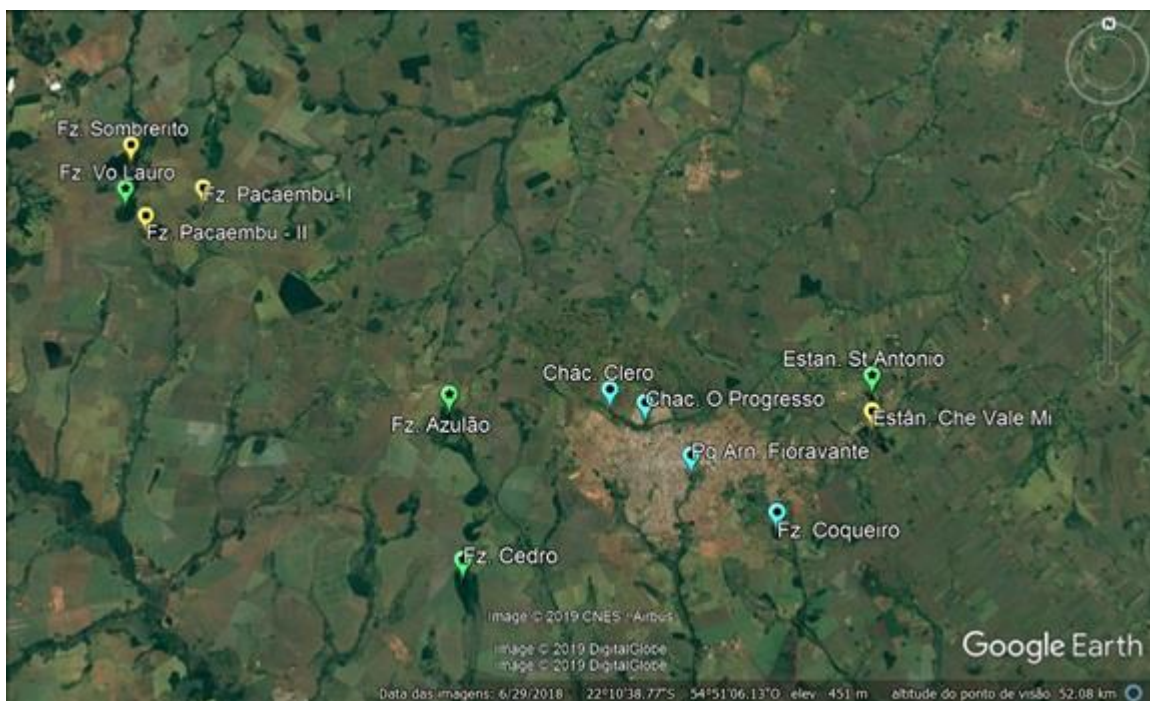
### *Áreas de estudo*

O estudo foi desenvolvido no município de Dourados, região centro-sul do Mato Grosso do Sul, com aproximadamente 37.359 km<sup>2</sup> de extensão e 220 mil habitantes (IBGE, 2017). O clima na região de Dourados é classificado como Subtropical Úmido, com estação

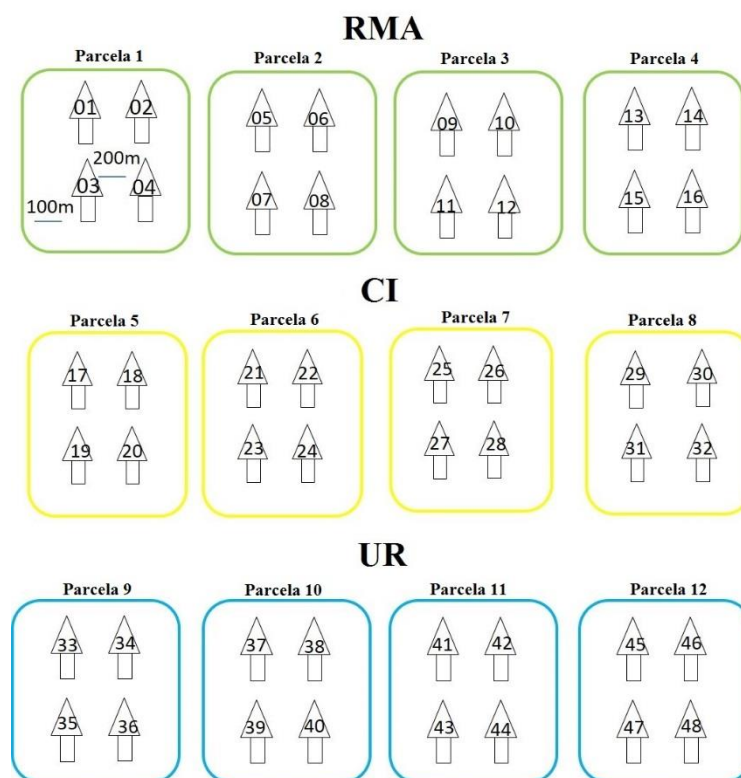
quente/úmida entre os meses de setembro a março e fria/seca entre os meses de maio a agosto (FIETZ & FISCH, 2008). A vegetação é do tipo Cerrado e Floresta Tropical.

#### *Locais de implantação das armadilhas*

As amostragens foram realizadas em três diferentes tipos de uso do solo, sendo eles: *i*) remanescentes de mata atlântica (RMA); *ii*) plantação de eucalipto com cultivo integrado (CI); *iii*) áreas de preservação permanente situadas em áreas urbanas (UR). Determinado os três tipos de solo de interesse, foram selecionadas quatro parcelas para cada tipo de uso de solo (n=12) (Figura 1). Em cada parcela, foram implantadas quatro estações de coleta, com distância mínima de 200m entre cada estação e 100m distância da borda. Deste modo, foram estabelecidas 48 estações de coleta (pontos amostrais, 12x4=48) (Figura 2), todas georreferenciadas (Anexo 1).



**Figura 1.** Imagem de satélite das parcelas onde foram implantadas as estações de ninhos armadilhas no município de Dourados, MS. ■ remanescentes de mata atlântica (RMA); ■ plantação de eucalipto com cultivo integrado (CI); ■ áreas de preservação permanente situadas em áreas urbanas (UR).

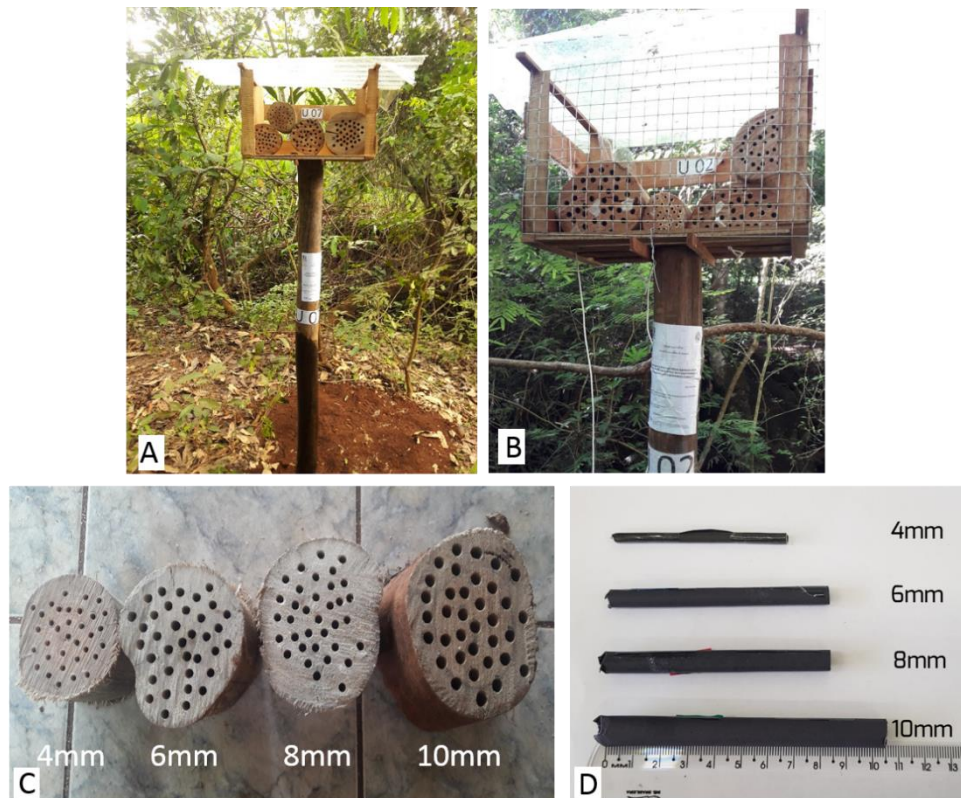


**Figura 2.** Esquematização das parcelas (n=12) e estações de coleta (n=48) nos tipos de uso do solo (RMA; CI; UR). ■ parcelas em remanescentes de mata atlântica; ■ parcelas em plantação de eucalipto com cultivo integrado; ■ parcelas em áreas de preservação permanente situadas em áreas urbanas.

### *Ninhos armadilha*

No presente estudo, cada estação de coleta era composta por uma estrutura de madeira com telha acrílica para proteger os ninhos armadilhas da chuva e ficavam distantes do chão a uma altura de 1,50 m (Figura 3a). As estações receberam adaptações com tela galvanizadas na parte frontal da estação afim de evitar o manuseio de outros animais, como por exemplo, macacos (Figura 3b).

As estações de coleta eram compostas por tocos de madeira (n=4) perfurados manualmente para alojar os ninhos armadilhas (n=140) (Figura 3c). Cada toco continha ninhos armadilhas (n=35) que consistiam em tubos de papel, feito com cartolina preta, enrolados manualmente e fechados na extremidade distal com uma dobradura. Os ninhos armadilhas tinham dimensões distintas, sendo elas: 4mm de diâmetro x 7cm de comprimento; 6mm de diâmetro x 8,5cm de comprimento; 8mm de diâmetro x 8,5cm de comprimento; 10mm de diâmetro x 10,5cm de comprimento (Figura 3d). O experimento disponibilizou 6720 ninhos armadilhas nos três tipos de uso do solo (RMA; ECI; UR).



**Figura 3.** Estação de coleta e ninhos armadilhas. a=estrutura da estação de coleta; b= adaptação com tela galvanizada; c= tocos perfurados para alojamentos dos ninhos armadilhas; d= dimensões dos ninhos armadilhas.

As coletas dos ninhos armadilhas foram realizadas quinzenalmente em dois intervalos: dezembro de 2017 a março de 2018 e junho de 2018 a outubro de 2018. Durante as inspeções, os ninhos preenchidos ou completos foram coletados e depositados no Laboratório de Polinização da Universidade Federal da Grande Dourados, Unidade II. Para cada tubo de cartolina retirado, era disponibilizado um novo tubo, com respectiva medida.

Em laboratório, cada ninho coletado foi devidamente etiquetado com a data da coleta, um código da respectiva estação de coleta, diâmetro do ninho e numeração que distinguiu dos demais. Os tubos de cartolina foram acondicionados em tubos de ensaio ou mangueiras transparentes, lacradas em uma extremidade com tecido voal e elástico de borracha, na outra extremidade com um chumaço de algodão. Os ninhos foram armazenados em caixas adaptadas com entrada de ar.

As emergências foram acompanhadas quase que diariamente entre dezembro de 2017 a março de 2019. Os indivíduos emergentes foram sacrificados com álcool 98% e armazenados em Eppendorf®, estes receberam uma numeração que permitia associá-los a uma data e numeração do ninho. A caracterização do gênero dos espécimes como vouchers foram identificadas no Laboratório de Estudos Ecológicos em Etologia e Evolução (LESTES) da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) em São Carlos, SP.

*Análises de dados*

De todos os locais amostrados, quatro estações foram excluídas das análises pois foram depredadas por macacos-prego (*Sapajus* sp., Primates: Cebidae), outras nove estações foram excluídas das análises por não apresentarem nidificações de abelhas ao longo de todo o período de amostragem.

Para ilustrar a sazonalidade da riqueza e abundância, foi utilizado o *software* Minitab versão 17. Para analisar se a diversidade alfa variou entre os diferentes tipos de uso do solo, utilizou-se o índice alpha de Fisher, computado no programa Past versão 3.23, para cada estação de ninhos armadilha (n = 35 estações; 4900 cavidades). As características da matriz de entorno, dada aqui como cobertura do uso do solo, foram analisadas por meio da construção de buffers de 1km de raio em torno dos pontos amostrais. Neste buffer, foi contabilizada a área de cobertura de: (i) mata nativa primária; (ii) mata secundária e terrenos baldios; (iii) agropecuária; (iv) plantações de eucalipto; (v) corpos d'água; (vi) mata ripária; e (vii) construções urbanas. A presença humana foi quantificada por meio de uma medida chamada “gravidade”, a qual contabiliza o tempo que uma pessoa leva para sair caminhando de um centro urbano e chegar no ponto amostral (CINNER et al., 2018). As medidas de cobertura do uso do solo e gravidade foram feitas no programa Google Earth Pro. A diversidade alfa foi comparada entre as áreas utilizando-se um Modelo Linear Geralizado (GLM) no programa SPSS 24.0. Neste caso, cada estação foi considerada um ponto amostral, a diversidade alfa como variável dependente/resposta, as variáveis da cobertura do solo e gravidade como co-variáveis, e o tipo de uso do solo (RMA, CI, UR) como variável preditora/independente fatorial.

Para analisar se a diversidade beta variava entre as áreas amostradas, realizou-se uma análise de dissimilaridade com uso do índice de dissimilaridade de Jaccard (KOLEFF et al., 2003, BASELGA, 2010). Neste método são calculados os índices b-diversidade, *turnover* (uma medida de composição da fauna em um dado local) e *nestedness* (uma medida de variação da composição de espécies causada por um dos locais, representação de um subconjunto de espécies de outro mias diverso) para cada tipo de uso do solo. Realizou-se a análise PERMDISP para medir a distância dos locais até os centroides de cada tipo de uso do solo para avaliar a variabilidade dos grupos (ANDERSON, 2006). Uma análise de coordenadas principais (PCoA) foi executada para verificar as diferenças de composição faunísticas entre os tipos de uso do solo (RMA; CI; UR). Realizaram-se análises de variância (ANOVA) para verificar diferenças na composição de espécies entre os diferentes tipos de uso do solo.

Subsequentemente, análises post-hoc de Tukey HSD foram realizadas para comparações entre os tipos de uso do solo, aos pares. Estas análises foram feitas utilizando-se o software R (R Core Team, 2016), com uso do pacote vegan (OKSANEN et al., 2016) e betapart (BASELGA et al., 2013).

## Resultados

### *Estrutura da comunidade de abelhas solitárias*

Nos três tipos de uso do solo avaliados, foram coletados um total de 974 ninhos (RMA=220; CI=182; UR=572). Para RMA, a média de ninhos coletados foi  $55 \pm 40,9$ , CI ( $45,5 \pm 48,4$ ) e UR ( $143 \pm 174,90$ ). Não houve diferença significativa ( $p > 0,05$ ) entre as médias de ninhos coletados e os tipos de uso do solo (Teste t de Student; CIxRMA,  $p=0,776$ ; CIxUR,  $p=0,361$ ; RMAxUR,  $p=0,399$ ).

Do total de ninhos coletados, emergiram 3321 indivíduos, representados por 23 espécies, sendo 6 espécies de abelhas hospedeiras, 4 espécies de abelhas cleptoparasitas, 7 espécies parasitóides e 6 espécies de vespas competidoras (Tabela 1). Os indivíduos que não foram classificados como abelhas hospedeiras foram chamados de inimigos naturais. O maior número de indivíduos coletados ocorreu nas áreas UR ( $n = 1803$ ;  $x = 451 \pm 556$ ), seguido de RMA ( $n = 819$ ;  $x = 205 \pm 137$ ) e CI com ( $n = 699$ ;  $x = 175 \pm 153$ ). Não houve diferença significativa ( $p > 0,05$ ) entre os tipos de uso de solo (Teste t de Student; CIxRMA,  $p=0,782$ ; CIxUR,  $p=0,409$ ; RMAxUR,  $p=0,399$ ).

Dentre as espécies de abelhas solitárias coletadas, seis são consideradas espécies hospedeiras (*Tetrapedia diversipes*, *Centris. analis*, *Centris* sp2, *Anthidium* sp1, *Ephantidium* sp1, *Megachile* sp1) e as demais ( $n=4$ ) são consideradas espécies cleptoparasitas (*Coelioxoides* sp1, *Mesocheira bicolor*, *Coelioxys* sp1, *Hoplostelis* sp1).

*Tetrapedia diversipes* Klug, 1810 (Hymenoptera, Apidae, Tetrapediini) e *Centris* (*Heterocentris*) *analis* (Fabricius, 1804) (Hymenoptera, Apidae, Centridini) foram as espécies mais abundantes nos três tipos de uso do solo. De modo geral, *T. diversipes* foi a espécie dominante com 1846 indivíduos emergidos (55.6%), seguido de *C. analis* com 849 (25.6%) (Tabela 1).

**Tabela 1.** Espécies e número absoluto de indivíduos coletados nos diferentes tipos de uso do solo (CI=plantação de eucalipto com cultivo integrado; RMN=Remanescente de Mata Atlântica; UR= áreas de preservação permanente situadas em áreas urbanas).

Família	Espécie	Tipo de uso do solo			Total
		CI	RMA	UR	
Apidae	<i>Tetrapedia diversipes</i>	275	437	1134	1846

	<i>Centris analis</i>	181	169	499	849
	<i>Centris</i> sp2	5	4	9	18
	<i>Coelioxoides</i> sp1*	34	35	89	158
	<i>Mesocheira bicolor</i> *	2	6	16	24
Megachilidae	<i>Anthidium</i> sp1	25	13	20	58
	<i>Ephantidium</i> sp1	32	0	0	32
	<i>Megachile</i> sp1	4	2	0	4
	<i>Hoplostelis</i> sp1*	53	12	7	72
	<i>Coelioxys</i> sp1*	16	19	13	48
Leucospidae	<i>Leucospis</i> sp1**	0	22	3	25
Torimidae	<i>Torymus</i> sp1**	0	1	1	2
Vespidae	<i>Zethus</i> sp4***	5	0	0	5
	<i>Pachodynerus</i> sp1***	3	0	0	3
	<i>Pachodynerus</i> sp4***	0	2	0	2
Crabronidae	<i>Trypoxylon</i> sp1***	1	0	0	1
	<i>Trypoxylon</i> sp3***	0	0	1	1
	<i>Miscophus</i> sp2***	0	0	1	1
Chalcididae	<i>Chalcididae</i> sp1**	0	0	8	8
Liposcelididae	<i>Liposcelis</i> sp1**	0	1	0	1
Meloidae	<i>Nemognatha</i> sp1**	13	8	2	23
Bombyliidae	<i>Anthrax</i> sp1**	7	1	0	8
Eulophidae	<i>Eulophidae</i> sp1**	43	87	0	130
<b>Total</b>		<b>699</b>	<b>819</b>	<b>1803</b>	<b>3321</b>

\* Cleptoparasitas; \*\* Parasitoide; \*\*\*Competidores

Nos três tipos de uso do solo amostrados neste estudo (RMN;CI;UR) 181 ninhos foram parasitados por dípteros, coleópteros, psocópteros e himenópteros (vespas e outras abelhas), que correspondem, aproximadamente, 19% dos ninhos fundados (RMA n = 73; CI n = 56; UR n= 52). Entre as abelhas cleptoparasitas, *Coelioxoides* sp1 foi a espécie mais abundante (RMA n=35; CI n=34; UR n=89), parasitando ninhos de *T. diversipes*, *C. analis*, *Anthidium* sp1 e alguns hospedeiros não puderam ser identificados (Tabela 2).

*Tetrapedia diversipes* foi a espécie mais parasitada por todos os indivíduos, com exceção de *Mesocheira bicolor* e *Hoplostelis* sp1. A maioria dos hospedeiros de *Hoplostelis* sp1 não foram conhecidos, apenas *Anthium* sp1 (Tabela 2).

Os parasitas não-abelhas mais coletados foram himenópteros da família *Eulophidae* (n=129). Esses indivíduos foram apenas identificados no nível de família, seguido da ordem coleoptera, gênero *Leucospis* (n=25) (Tabela 2).

**Tabela 2.** Espécies parasitas emergentes e suas respectivas espécies hospedeiras em três tipos de uso do solo. Não bate com tabela 1 num de emergidos

Ordem Família	Espécies parasitas	Indivíduos emergentes	Espécies hospedeiras
<b>Díptera</b>			
Bombilidae	<i>Anthrax</i> sp1	4	<i>Tetrapedia diversipes</i>
		1	<i>Epanthidium</i> sp1
		3	*
<b>Coleóptera</b>			
Meloidae	<i>Nemognatha</i> sp1	1	<i>Tetrapedia diversipes</i>

		19	<i>Centris analis</i>
		3	*
<b>Psocóptera</b>			
Liposcelididae	<i>Liposcelis</i> sp1	1	<i>Tetrapedia diversipes</i>
<b>Himenóptera</b>			
Eulophidae	<i>Eulophidae</i> sp1	115	<i>Tetrapedia diversipes</i>
		15	<i>Centris</i> sp2
Chalcididae	<i>Chalcididae</i> sp1	1	<i>Tetrapedia diversipes</i>
		7	*
Leucospidae	<i>Leucospis</i> sp1	25	<i>Tetrapedia diversipes</i>
Toromyidae	<i>Torymus</i> sp1	2	<i>Tetrapedia diversipes</i>
Apidae	<i>Coelioxoides</i> sp1	124	<i>Tetrapedia diversipes</i>
		1	<i>Centris analis</i>
		1	<i>Anthidium</i> sp1
		32	*
	<i>Mesocheira bicolor</i> Fabricius	23	<i>Centris analis</i>
		1	*
Megachilidae	<i>Hoplostelis</i> sp1	4	<i>Anthidium</i> sp1
		68	*
	<i>Coelioxys</i> sp1	5	<i>Tetrapedia diversipes</i>
		25	<i>Centris analis</i>
		5	<i>Centris</i> sp2
		13	*

\* Hospedeiro desconhecido

Do total de ninhos coletados (n= 974), observou-se competição entre espécies de vespas da família Vespidae, Crabronidae e abelhas solitárias em 7 ninhos (Tabela 4), o que representa menos de 1% destes ninhos. *Tetrapedia diversipes* foi a única espécie em que ocorreu competição com vespas (exceção de *Anthidium* sp1 n=1) (Tabela 3).

**Tabela 3.** Número de ninhos (N) e número de espécies competidoras (NI) coletadas em ninhos de abelhas solitárias.

Ordem	Espécies competidoras	N - NI	Espécies de abelhas
Família			
<b>Hymenoptera</b>			
Vespidae	<i>Pachodynerus</i> sp1	1 - 3	<i>Tetrapedia diversipes</i> , <i>Anthidium</i> sp1
	<i>Pachodynerus</i> sp4	1 - 2	<i>Tetrapedia diversipes</i>
	<i>Zethus</i> sp4	2 - 5	<i>Tetrapedia diversipes</i>
Crabronidae	<i>Trypoxylon</i> sp1	1 - 1	<i>Tetrapedia diversipes</i>
	<i>Trypoxylon</i> sp3	1 - 1	<i>Tetrapedia diversipes</i>
	<i>Miscophus</i> sp2	1 - 2	<i>Tetrapedia diversipes</i>
<b>Total</b>		7 - 14	

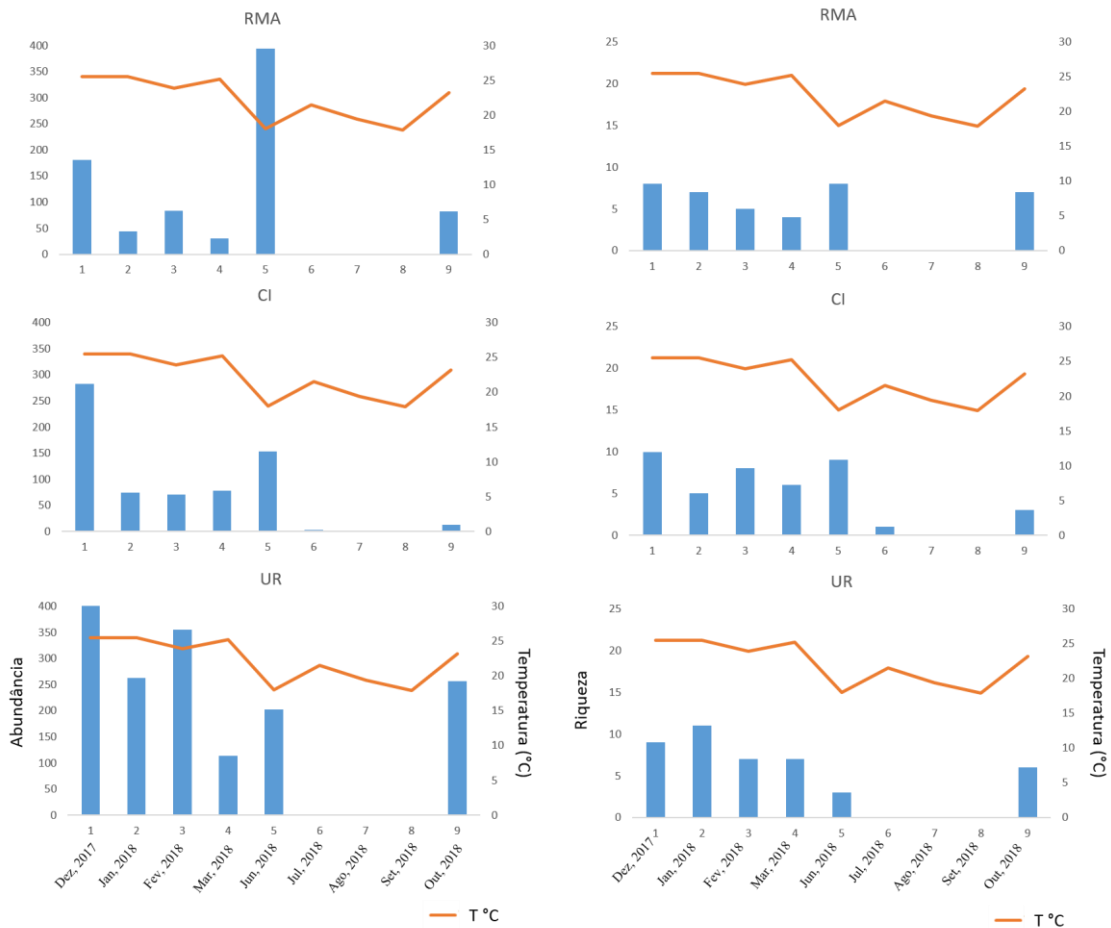
### Sazonalidade

A possibilidade de coletar espécies nidificantes nos ninhos ocorreu durante a maioria do período de observação, exceto nos meses de julho, agosto e setembro de 2018 (inverno).



Nesses meses foram observadas as temperaturas mais baixas do ano (Figura 4) e uma queda abrupta de nidificação observada nos três tipos de uso do solo.

Os padrões de abundância foram bem similares para RMA e CI, com exceção que na RMA houve uma elevada taxa de espécies coletadas para mês de junho. A abundância para UR seguiu uma linha decrescente conforme os meses de coleta. Tanto para número de espécies como para quantidade de espécimes coletadas, houve um possível aumento a partir do mês de outubro, coincidindo com aumento de temperatura e a mudança de estação.



**Figura 4.** Distribuição mensal dos espécimes e espécies coletadas em remanescentes de mata atlântica (RMN), áreas agrícolas com cultivo integrado (CI) e área de preservação permanente situadas em áreas urbanas (UR) e sua relação com fator ambiental temperatura ( ° C) entre dezembro de 2017 à outubro de 2018.

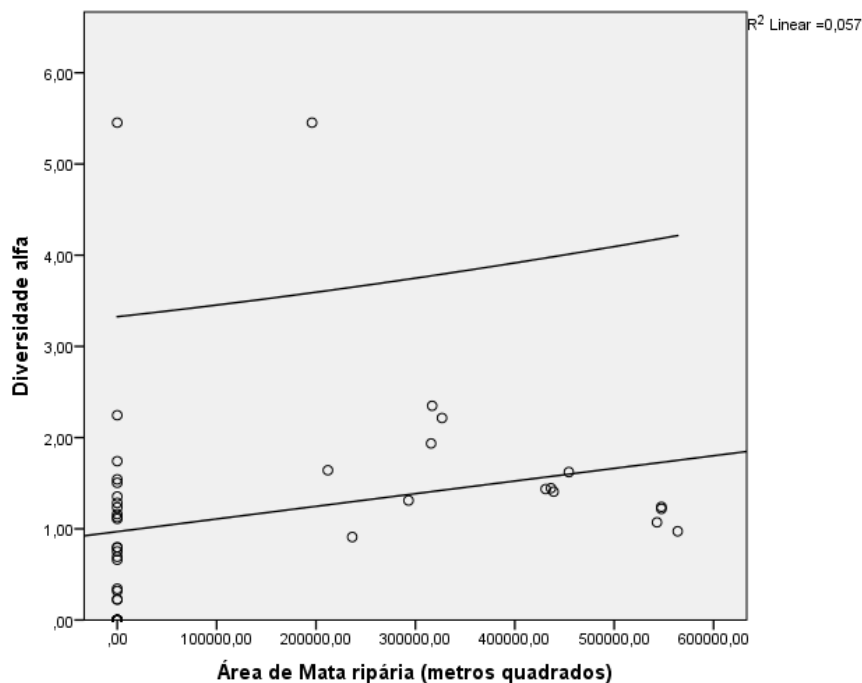
## Diversidade alfa

Em análise post-hoc (teste de Tukey), observou-se diferença significativa ( $p < 0,05$ ) na comparação entre os tipos de uso do solo para CIXUR ( $p = 0,014$ ) (Figura 6). Nas demais comparações, não foram observadas diferenças significativas (CIXRMA ( $p = 0,389$ ) e RMAXUR ( $p = 0,136$ )) (Figura 6).

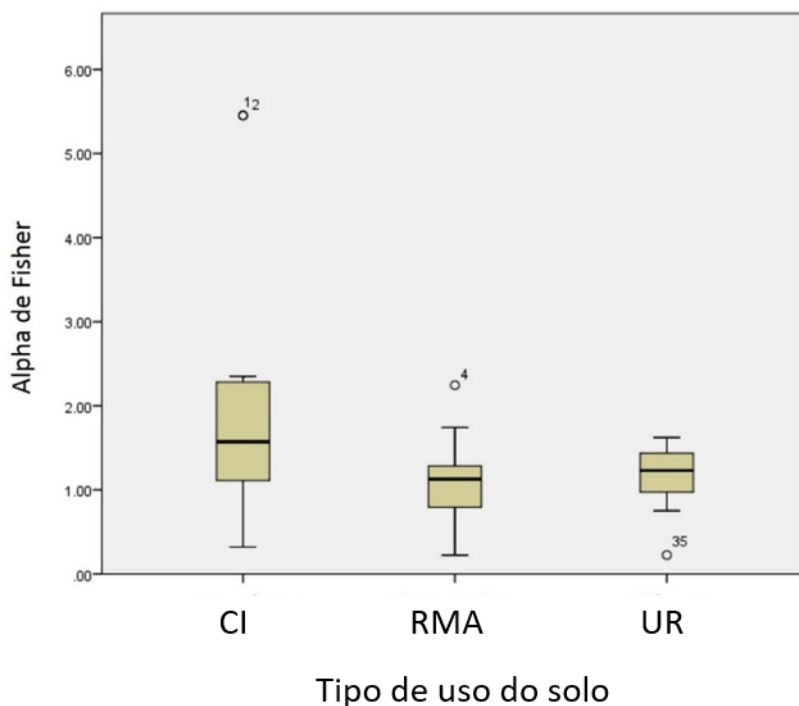
No modelo mais parcimonioso (Tabela 4), houve efeito significativo do tipo do uso do solo na diversidade alfa (GLM,  $W^2 = 6,156$ ;  $p = 0,046$ ). Dentre os sete tipos de cobertura do uso do solo, houve significância somente entre a diversidade alfa e mata ripária (GLM,  $W^2 = 5,627$ ;  $p = 0,018$ ; Figura 5).

**Tabela 4.** Resumo dos GLMs descrevendo a relação entre o tipo de cobertura do uso do solo e a diversidade alfa. Os modelos são ranqueados de acordo com o AICc (AICc representa o valor do critério de informação Akaike;  $\Delta$ AIC representa a diferença entre os modelos e o modelo mais parcimonioso).

Model	AIC	$\Delta$ AIC
Tipo de uso do solo + Mata ripária	139,260	0
Tipo de uso do solo + Mata nativa + Agricultura + Mata ripária	142,383	3,123
Tipo de uso do solo + Mata nativa + Agricultura + Mata ripária + Eucalipto + Urbano	145,675	6,415
Tipo de uso do solo + Gravidade + Tipo de cobertura do uso do solo	150,781	11,521



**Figura 5.** Resultados do Modelo Linear Geral mostrando a predição de diversidade alfa e o tipo de cobertura do uso do solo (mata ripária).

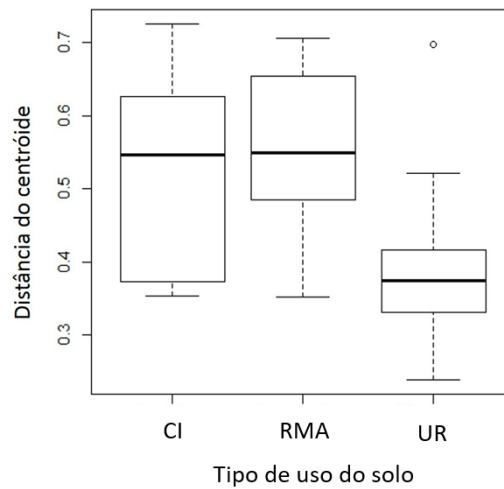


**Figura 6.** Resultados do Modelo Linear Geral mostrando a diferença entre os três tipos de uso do solo amostrados (CI, n = 12 locais amostrados; RMA, n = 13; UR, n = 10) em relação à diversidade alfa de abelhas solitárias e seus inimigos naturais.

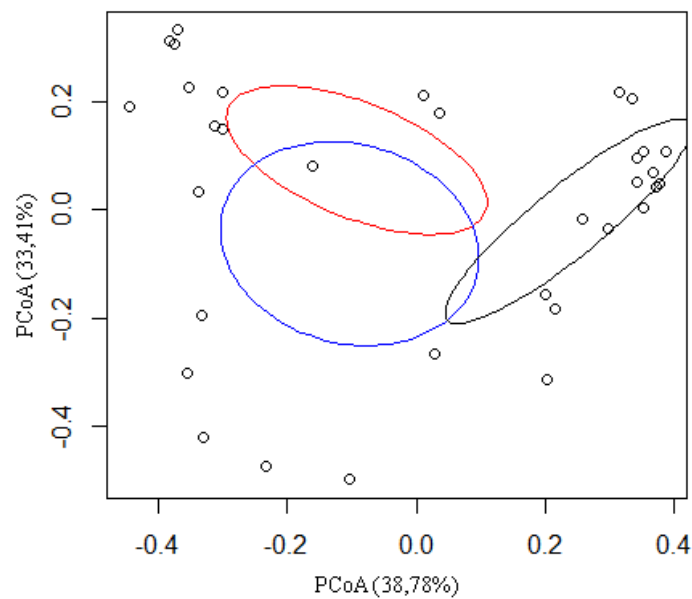
### *Diversidade beta*

Os resultados mostram que a diferença entre a diversidade beta dos três tipos de uso do solo foi significativa (ANOVA,  $F = 4,1931$ ;  $p = 0,024$ ). Análises post-hoc indicam que

essa diferença se deu apenas entre remanescente de mata atlântica (RMA) e áreas de preservação permanente em áreas urbanas (UR)(Tukey HSD; CIxRMA,  $p = 0,91$ ; CIxUR,  $p = 0,07$ ; RMAxUR,  $p = 0,026$ ; Figura 7). Esses resultados são visualmente mostrados pela PCoA (Figura 8), onde a dispersão dos dados para área urbana, não sobrepõe os outros dois tipos de uso do solo (RMA, CI).

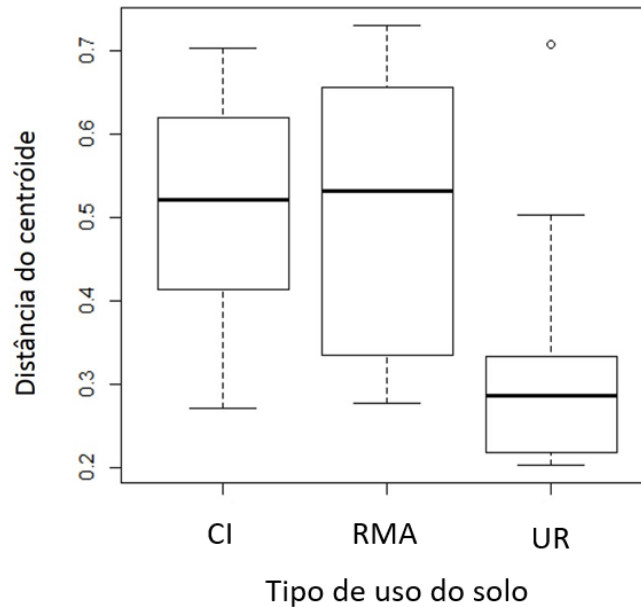


**Figura 7.** Comparação entre a diversidade beta dos três tipos de uso do solo analisados em relação à fauna de abelhas solitárias e seus inimigos naturais.



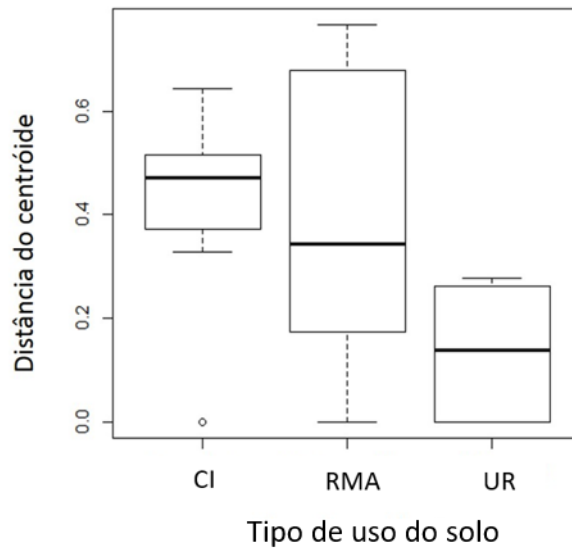
**Figura 8.** Resultados da PCoA para os três tipos de uso do solo analisados em relação à fauna de abelhas solitárias e seus inimigos naturais. Legenda das cores: vermelho =CI; azul =RMA; preto =UR. Elipses representam IC = 95%.

Quando somente as comunidades de abelhas solitárias foram analisadas, sem considerar inimigos naturais, resultados semelhantes foram obtidos (ANOVA,  $F = 4,6255$ ;  $p = 0,017$ ). Análises post-hoc indicam que essa diferença não foi significativa apenas na comparação entre plantação de eucalipto com cultivo integrado e remanescentes de mata atlântica (Tukey HSD; CIxRMA,  $p = 0,985$ ; CIxUR,  $p = 0,029$ ; RMAxUR,  $p = 0,033$ ; Figura 9).

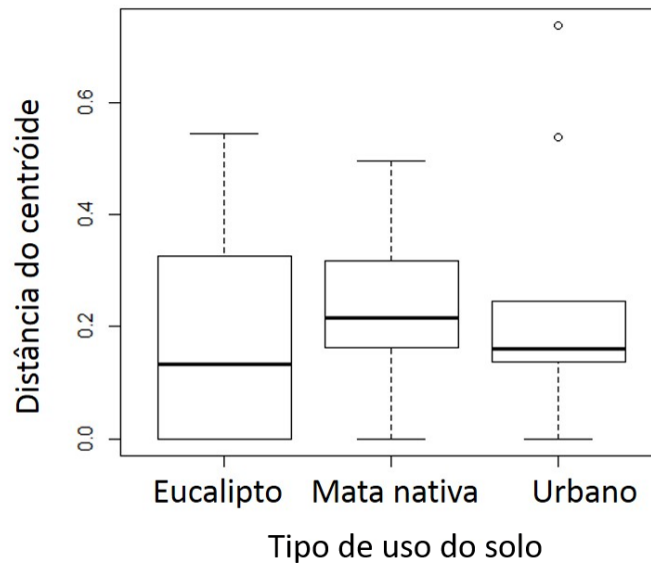


**Figura 9.** Comparação entre a diversidade beta dos três tipos de uso do solo analisados em relação à fauna de abelhas solitárias.

Os resultados também mostram que o “*turnover*” foi responsável pelos padrões de beta diversidade (ANOVA,  $F = 4.466$   $p = 0,019$ ; Figura 10), em detrimento de “*nestedness*” (ANOVA,  $F = 0,162$ ;  $p = 0,85$ ; Figura 11), quanto maior a distância dos centroides maior “*turnover*”. As análises de PERMDISP sugerem maior heterogeneidade na partição “*turnover*” nas áreas de plantação de eucalipto com cultivo integrado e remanescente de mata atlântica (Tukey HSD; CIxRMA,  $p = 0,908$ ; CIxUR,  $p = 0,025$ ; RMAxUR,  $p = 0,05$ ),



**Figura 10.** Comparação entre o *turnover* dos três tipos de de uso do solo analisados em relação à fauna de abelhas solitárias.



**Figura 11.** Comparação entre o *nestedness* dos três tipos de de uso do solo analisados em relação à fauna de abelhas solitárias.

## Discussão

### *Estrutura da comunidade de abelhas solitárias*

Neste trabalho, abelhas solitárias e inimigos naturais foram amostradas em três tipos de uso do solo por meio de ninhos armadilha no município de Dourados-MS. Na literatura, inventários de espécies de abelhas solitárias, coletadas em diferentes tipos de habitat, tem revelado notória variabilidade de espécies. Amostragens de 9 e 12 espécies (GAZOLA & GARÓFALO, 2009) e de 18 espécies (BENAVIDES, 2017) foram reportadas em fragmentos de mata atlântica com uso de ninhos armadilha. Em mata atlântica, de região urbana, 5 espécies foram reportadas por Lima (2016) e 7 espécies por Loyola e Martins (2006). Em um fragmento de floresta amazônica, 25 espécies de abelhas solitárias foram reportadas com metodologia similar (FERREIRA, 2019).

As espécies *Centris analis*, *Centris tarsata* e *Tetrapedia diversipes*, são as mais comumente listadas (Garófalo, 2004), sua abundância varia conforme a localidade de estudo. Em nosso estudo, a espécie *T. diversipes* foi a mais abundante nos três tipos de uso de solo (RMA, CI e UR), com maior frequência na área urbana. Alta abundância de *T. diversipes* na área urbana sugere que estas espécies habitam com sucesso ambientes antropizados desde que recursos para nidificação e alimento estejam presente, como observado em casas abandonadas situadas em região urbana (Camilo 1995). Ainda, é provável que as altas taxas de nidificação se devem ao comportamento gregário de *T. diversipes*, onde as cavidades se tornam mais atrativas à medida que fêmeas ocupam o local, o que tem justificado o potencial de *T. diversipes* em criação comercial (CORDEIRO, 2009).

Em relação à sazonalidade de nidificação, o período de maior atividade foram os meses mais quentes e isso foi bem similar nos três tipos de uso do solo. Foi verificada uma diminuição abrupta na abundância e riqueza de espécies a partir do mês de junho. Observou-se que nas coletas subsequentes, os indivíduos estavam em diapausa, compreendido como um período primordial para o sucesso evolutivo da classe Insecta e sobrevivência de espécies em condições de estiagem e frio (MARTINS et al., 2001). A diminuição das atividades das abelhas solitárias em meses mais frios foi demonstrada em outros estudos no Estado de São Paulo (JESUS & GARÓFALO, 2000; ALVES DOS SANTOS, 2003; MARCHI & MELO, 2008) e mesmo para espécies com ciclos multivoltinos (AGUIAR & GARÓFALO, 2004). Muito provável que as baixas temperaturas têm um efeito negativo nas atividades de abelhas solitárias, segundo Loyola e Martins (2006), esses baixos valores de temperatura influenciam negativamente as atividades, já que estes possuem uma baixa capacidade de termorregulação.

Sendo assim, as atividades das abelhas solitárias seguem as variações sazonais, pois nos meses menos favoráveis elas estão menos ativas.

### *Diversidade alfa e beta*

Os resultados obtidos mostram que a diversidade alfa de assembleias de abelhas e seus inimigos naturais não são diferentes em áreas de cultivo integrado e remanescentes florestais na região de Dourados – MS. A diversidade alfa foi apenas diferente entre as áreas de cultivo integrado e áreas urbanas. Os resultados também sugerem que a diversidade beta é similar entre áreas de cultivo integrado e remanescentes de mata atlântica. Adicionalmente, as áreas urbanas tiveram menor diversidade beta. Aqui, observou-se que *turnover*, considerada aqui como uma medida de composição da fauna em um dado local, foi o principal responsável pela dissimilaridade na composição faunística entre os tipos de uso do solo analisados (plantação de eucalipto com cultivo integrado X áreas de preservação permanente situadas em áreas urbanas e remanescentes de mata atlântica X áreas de preservação permanente situadas em áreas urbanas). Deste modo, observa-se que os pontos amostrais em remanescentes de mata atlântica e cultivo integrado diferem mais entre si, enquanto a fauna de áreas urbanas é mais homogênea. Este resultado é observado pela menor distância do centroide nas comunidades urbanas, onde essa menor distância representaria uma menor discrepância entre os pontos amostrais em termos de composição faunística. Por fim, resultados da PCoA ilustram como há similaridade faunística entre as áreas de cultivo integrado e remanescentes florestais. Áreas urbanas parecem apresentar uma fauna que pouco se assemelha a áreas de plantio de eucalipto com cultivo integrado (CI) e remanescentes de mata atlântica (RMA).

Os resultados aqui apresentados contradizem a hipótese de que impactos antropogênicos devido ao CI estão ligados à simplificação do habitat com consequente homogeneização da fauna, por exemplo, de abelhas e vespas nidificantes em cavidades pré-existentes (FLORES et al., 2018). Áreas de mata nativa próximas a áreas agrícolas podem servir como um reservatório de espécies que exploram essas áreas para buscar recursos ou nidificar. Por exemplo, Carvalho et al. (2018) encontrou uma maior diversidade de libélulas adultas em áreas de plantação de dendê, mostrando que a diversidade estava relacionada à manutenção da mata ciliar adjacente. De fato, os resultados aqui apresentados foram similares, onde matas ripárias parecem predizer a diversidade alfa de abelhas e seus inimigos naturais. Abelhas apresentam alta resiliência em paisagens fragmentadas (BROSI et al., 2008) e parecem não se encaixar no conceito de grupo indicador (BARLOW et al., 2007).



Os resultados deste estudo também contradizem evidências que sugerem que meios urbanos favorecem a presença de polinizadores em detrimento de florestas e plantações (WINFREE et al., 2007, KALUZA et al., 2016), se tornando assim, refúgios para esses polinizadores. Supostamente, paisagens urbanas possuem maior diversidade floral (GASTON et al., 2005) e, portanto, abrigariam maior abundância e diversidade de abelhas (SIROHI et al., 2005; WINFREE et al., 2007), provando assim que a diversidade floral e áreas verdes em paisagens urbanas tem um impacto positivo na diversidade de abelhas (GASTON et al., 2005; WOJCIK, 2011; HENNIG & GHAZOUL, 2012). Do mesmo modo, evidências sugerem que o impacto antropogênico no uso do solo afeta a diversidade alfa de abelhas e vespas que nidificam em cavidades pré-existentes, mas não a beta diversidade (TYLIANAKIS et al., 2006). Entretanto, os resultados obtidos neste estudo contradizem essas evidências, uma vez que o efeito observado pelo uso do solo foi a redução da beta diversidade nos meios urbanos, ocorrendo assim uma homogeneização da fauna quando comparados com ambientes mais preservados. Embora, o tipo de uso do solo não afetou a abundância de abelhas solitárias e seus inimigos naturais, a comunidade pode estar sendo afetada devido a sua homogeneização. Vale ressaltar que os estudos reportando uma maior diversidade de abelhas em áreas urbanas foram desenvolvidos principalmente em ambientes temperados e com coleta ativa de abelhas em flores (HERNANDEZ et al., 2009; BALDOCK et al., 2019).

Aqui, os resultados de beta diversidade de inimigos naturais foram similares aos das abelhas solitárias. É esperado que a diversidade de parasitas, parasitoides e cleptoparasitas é diretamente proporcional à diversidade de hospedeiros. Em ambos os casos, a mudança na composição da fauna (*turnover*) foi o mecanismo responsável pela beta diversidade de plantações de eucalipto com cultivo integrado e remanescentes de mata atlântica. Este resultado provavelmente se dá pela presença de pastos apícolas e outros habitats em uma matriz heterogênea (BEDUSCHI et al., 2018). Neste caso, remanescentes florestais não apresentem uma maior diversidade (alfa e beta) por terem passado por processos de redução local da população. Por exemplo, nos resultados aqui obtidos, a oferta de mais de 500 sítios de nidificação por área não foi suficiente para amostragem de outras espécies.

As assembleias de abelhas e vespas solitárias são influenciadas pelo habitat que ocupam, deste modo, mudanças na paisagem podem afetar sua diversidade ao limitar a dispersão. No presente estudo, sugere-se que a conectividade entre remanescentes florestais, áreas urbanas e áreas de cultivo integrado por matas ripárias pode ser um fator positivo e determinante para a conservação de polinizadores em ambientes agroflorestais e urbanos. Os resultados aqui apresentados, mostra indícios de que alterações na comunidade de abelhas

solitárias podem decorrer do diferente uso do solo, mas enfatiza a importância de matas nativas nas proximidades de ambientes urbanos e de cultivo. Por fim, este estudo mostra como áreas urbanas, por si só, são incapazes de manter a biodiversidade de polinizadores.

## Referências Bibliográficas

Allsopp, M. H., De Lange, W. J., & Veldtman, R. (2008). Valuing insect pollination services with cost of replacement. *PLoS One*, 3(9), e3128.

Aguiar, C. M., & Garófalo, C. A. (2004). Nesting biology of *Centris* (*Hemisiella*) *tarsata* Smith (Hymenoptera, Apidae, Centridini). *Revista Brasileira de Zoologia*, 21(3), 477-486.

Alves-dos-Santos, I. (2003). Trap-nesting bees and wasps on the university campus in São Paulo, Southeastern Brazil (Hymenoptera: Aculeata). *Journal of the Kansas Entomological Society*, 328-334

Alves-dos-Santos, I.; Melo, G. A. R., & Rozen JR, J. G. (2002). Biology and immature stages of the bee tribe Tetrapediini (Hymenoptera: Apidae). *American Museum Novitates*, 1-45.

Alves-dos-Santos, I. (2004). Nesting biology of *Anthodioctes megachiloides* Holmberg (Anthidiini, Megachilidae, Apoidea). *Revista Brasileira de Zoologia*, 21(4), 739-744.

Anderson, M.J. (2006). Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersals. *Biometrics*, 62, 245–253

Assis, J. M., & Camillo, E. (1997). Diversidade, sazonalidade e aspectos biológicos de vespas solitárias (Hymenoptera: Sphecidae: Vespidae) em ninhos armadilhas na região de Ituiutaba, MG. *Anais da Sociedade Entomológica do Brasil*, 26(2), 335-347.

Baldock, K. C., Goddard, M. A., Hicks, D. M., Kunin, W. E., Mitschunas, N., Morse, H., ... & Staniczenko, P. P. (2019). A systems approach reveals urban pollinator hotspots and conservation opportunities. *Nature ecology & evolution*, 3(3), 363.

Barlow, J., Gardner, T. A., Araujo, I. S., Ávila-Pires, T. C., Bonaldo, A. B., Costa, J. E., ... & Hoogmoed, M. S. (2007). Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(47), 18555-18560.

Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global ecology and biogeography*, 19(1), 134-143.

Baselga, A., Orme, D., Villeger, S., Bortoli, J. & Leprieur, F. (2013). *betapart*, Partitioning beta diversity into turnover and nestedness components. R package version 1.3 edn.

Beduschi, T., Kormann, U. G., Tschardt, T., & Scherber, C. (2018). Spatial community turnover of pollinators is relaxed by semi-natural habitats, but not by mass-flowering crops in agricultural landscapes. *Biological conservation*, 221, 59-66.

Benavides, M. L. A. (2017). Comunidades de abelhas e vespas solitárias (Hymenoptera: Apocrita: Aculeata) em áreas com diferentes fitofisionomias no Parque Estadual de Porto Ferreira, Porto Ferreira, SP. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto.

Benton, T. G., Vickery, J. A., & Wilson, J. D. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?. *Trends in ecology & evolution*, 18(4), 182-188.

Boff, S., Araujo, A. C., & Pott, A. (2013). Bees (Hymenoptera: Apoidea) and flowers in natural forest patches of southern Pantanal. *Biota Neotropica*, 13(4), 46-56.

BRASIL. MMA – Ministério do Meio Ambiente. Integração Lavoura Pecuária Floresta.(2016).<<http://www.agricultura.gov.br/assuntos/sustentabilidade/plano-abc/integracao-lavourapecuaria-e-floresta-ilpf>>. Acesso em: 25 de maio de 2019.

Brosi, B. J., Daily, G. C., Shih, T. M., Oviedo, F., & Durán, G. (2008). The effects of forest fragmentation on bee communities in tropical countryside. *Journal of Applied Ecology*, 45(3), 773-783.

Bungenstab, D. J., & ALMEIDA, R. D. (2014). Integrated crop-livestock-forestry systems: a Brazilian experience for sustainable farming. Brasília: EMBRAPA.

Cane, J. H. (2002). Pollinators of US alfalfa (*Medicago sativa* L.) compared for rates of pod and seed set. *Economic Entomology*, 95, 22.

Camillo, E. (2000). Biologia de *Tetrapedia curvitaris* em ninhos: armadilha (Hymenoptera: Apidae: Tetrapediini). *Anais*, 103-110.

Camillo, E. (2005). Nesting biology of four *Tetrapedia* species in trap-nests (Hymenoptera: Apidae: Tetrapediini). *Revista de biología tropical*, 53(1-2), 175-186.

Camillo, E., Garófalo, C. A., Serrano, J. C., & Muccillo, G. (1995). Diversidade e abundância sazonal de abelhas e vespas solitárias em ninhos-armadilhas (hydr. Apocrita, aculeata). *Revista Brasileira de Entomologia*, 39(2), 459-70.

Carvalho, F.G., de Oliveira Roque, F., Barbosa, L., de Assis Montag, L.F., & Juen, L. (2018). Oil palm plantation is not a suitable environment for most forest specialist species of Odonata in Amazonia. *Animal Conservation*, 21, 526–533.

Cavalcante, A. M., da Silva, C. I., da Silva Gomes, A. M., Pinto, G. S., Bomfim, I. G. A., & Freitas, B. M. (2019). Bionomic Aspects of the Solitary Bee *Tetrapedia diversipes* Klug, 1810 (Hymenoptera: Apidae: Tetrapediini). *Sociobiology*, 66(1), 113-119.

- Cappellari, S. C., Melo, G. A., Aguiar, A. J., & Neff, J. L. (2012). Floral oil collection by male *Tetrapedia* bees (Hymenoptera: Apidae: Tetrapediini). *Apidologie*, 43(1), 39-50.
- Cinner, J. E., Maire, E., Huchery, C., MacNeil, M. A., Graham, N. A., Mora, C., ... & D'agata, S. (2018). Gravity of human impacts mediates coral reef conservation gains. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(27), E6116-E6125.
- Cordeiro, G. D. (2009). Abelhas solitárias nidificantes em ninhos-armadilha em quatro áreas de Mata Atlântica do Estado de São Paulo. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto.
- Cordeiro, G., Boff, S., & Alves-dos-Santos, I. (2019). Trap-nesting Bees Communities from Protected Areas of Atlantic Forest, Southeastern Brazil. *Sociobiology*, 66(2), 306-315.
- Costa, M. P., Schoeneboom, J.C., Oliveira, S.A., Viñas, R.S.; De Medeiros, G. A. (2017). A ocio-eco-efficiency analysis of integrated and non-integrated crop-livestockforestry systems in the Brazilian Cerrado based on LCA. *Journal of Cleaner Production*.
- Danforth, B. N., Sipes, S., Fang, J. & Brady, S. G. (2006). The history of early bee diversification based on five genes plus morphology. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 103(41), 15118–15123.
- Danforth, B. N., Minckley, R. L., Neff, J. L., & Fawcett, F. (2019). *The Solitary Bees: Biology, Evolution, Conservation*. Princeton University Press.
- Evans, J. D., Saegerman, C., Mullin, C., Haubruge, E., Nguyen, B. K., Frazier, M., ..& Tarpy, D. R. (2009). Colony collapse disorder: a descriptive study. *PloS one*, 4(8).
- Faegri, K., & Van Der Pijl, L. (2013). *Principles of pollination ecology*. Elsevier.
- FAO. (2004) Conservation and management of pollinators for sustainable agriculture – the international response. In: FREITAS, B.M.; PEREIRA, J.O.P. *Solitary bees: conservation, rearing and management for pollination*, 19-25.
- Ferreira, L.A.C. (2019) Abelhas solitárias (hymenoptera, apoidea) que nidificam em cavidades pré-existentes em área fragmentada, Amazônia Oriental. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Maranhão, São Luís.
- Fietz, C. R., & Fisch, G. F. (2008). O clima da região de Dourados, MS. Embrapa Agropecuária Oeste-Documentos (INFOTECA-E).
- Flores, L. M., Zhanette, L. R., & Araujo, F. S. (2018). Effects of habitat simplification on assemblages of cavity nesting bees and wasps in a semiarid neotropical conservation area. *Biodiversity and conservation*, 27(2), 311-328.

Freitas, B. M., & Alves, J. E. (2009). Importância da disponibilidade de locais para nidificação de abelhas na polinização agrícola: o caso das mamangavas de toco. Disponível em: <<http://www.apacame.org.br/mensagemdoce/100/artigo2.htm>> Acesso em: 25 de junho 2018.

Gaston, K. J., Smith, R. M., Thompson, K., & Warren, P. H. (2005). Urban domestic gardens (II): experimental tests of methods for increasing biodiversity. *Biodiversity & Conservation*, 14(2), 395.

Garófalo, C. A., Martins, C. F., & Alves-dos-Santos, I. (2004). The Brazilian solitary bee species caught in trap nests. In *International Workshop on solitary bees and their role in pollination*, Beberibe, CE. *Solitary Bees: conservation, rearing and management for pollination*, Fortaleza: Imprensa Universitária, 77-84.

Garófalo, C. A. (2008). Abelhas (Hymenoptera, Apoidea) nidificando em ninhos-armadilha na estação ecológica dos Caetetus, Gália, SP. *Anais do VIII Encontro sobre Abelhas-Biodiversidade e uso sustentado de abelhas*, 8, 208-217.

Gathmann, A., & Tscharrntke, T. (2002). Foraging ranges of solitary bees. *Journal of animal ecology*, 71(5), 757-764.

Gazola, A. L., & Garófalo, C. A. (2009). Trap-nesting bees (Hymenoptera: Apoidea) in forest fragments of the State of São Paulo, Brazil. *Genetics and molecular research*, 8(2), 607-622.

Gill, R. J., Baldock, K. C., Brown, M. J., Cresswell, J. E., Dicks, L. V., Fountain, M. T., ... & Ollerton, J. (2016). Protecting an ecosystem service: approaches to understanding and mitigating threats to wild insect pollinators. In *Advances in Ecological Research*, 54, 135-206.

Giannini, T.C., & Cordeiro, G. D. (2016). Abelhas polinizadoras importantes para a agricultura brasileira. *Mensagem Doce (Associação Paulista de Apicultores, Criadores de Abelhas Melificas Européias)*, 136, 21-24.

Goulson, D., Lye, G. C., & Darvill, B. (2008). Decline and conservation of bumble bees. *Annual Review of Entomology*, 53, 191-208.

Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., ... & Goulson, D. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PloS one*, 12(10).

Hatfield, R., Jepsen, S., Thorp, R., Richardson, L., & Colla, S. (2015). *Bombus terrestris*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e. T44937505A46440206.

Henning, E. I., & Ghazoul, J. (2012). Pollinating animals in the urban environment. *Urban Ecosystems*, 15(1), 149-166.

Hernandez, J. L., Frankie, G. W., & Thorp, R. W. (2009). Ecology of urban bees: a review of current knowledge and directions for future study. *Cities and the Environment (CATE)*, 2(1), 3.

Howell, A. D., Alarcón, R., & Minckley, R. L. (2017). Effects of habitat fragmentation on the nesting dynamics of desert bees. *Annals of the Entomological Society of America*, 110(2), 233-243.

Iantas, J., Gruchowski Woitowicz, F. C., & Tunes Buschini, M. L. (2017). Habitat modification and alpha-beta diversity in trap nesting bees and wasps (Hymenoptera: Aculeata) in southern Brazil. *Tropical Zoology*, 30(2), 83-96.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Seção Cidades, (2017). <<https://cidades.ibge.gov.br>>. Acesso em: 25 maio de 2019.

Jesus, B. M. V., & Garofalo, C. A. (2000). Nesting behaviour of *Centris* (*Heterocentris*) *analis* (Fabricius) in southeastern Brazil (Hymenoptera, Apidae, Centridini). *Apidologie*, 31(4), 503-515.

Kaluza, B. F., Wallace, H., Heard, T. A., Klein, A. M., & Leonhardt, S. D. (2016). Urban gardens promote bee foraging over natural habitats and plantations. *Ecology and evolution*, 6(5), 1304-1316.

Koleff, P., Gaston, K. J., & Lennon, J. J. (2003). Measuring beta diversity for presence–absence data. *Journal of Animal Ecology*, 72(3), 367-382.

Krombein, K.V. (1967). *Trap-nesting wasps and bees: life history, nests, and associates*. Washington, DC, Smithsonian Institution Press, 6, 570.

Krug, C., & Alves-dos-Santos, I. (2008). O uso de diferentes métodos para amostragem da fauna de abelhas (Hymenoptera: Apoidea), um estudo em Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina. *Neotropical entomology*, 37(3), 265-278.

Larsen, T. H., Williams, N. M., & Kremen, C. (2005). Extinction order and altered community structure rapidly disrupt ecosystem functioning. *Ecology letters*, 8(5), 538-547.

Lima, R. (20016). *Abelhas e vespas solitárias (Hymenoptera, Aculeata) ocupando ninhos-armadilha e recursos alimentares utilizados por Centris (Heterocentris) analis e Centris (Heterocentris) terminata (Hymenoptera, Centridini) em um fragmento de Mata Atlântica na zona urbana de Salvador, Bahia, Brasil*. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto- SP.

Losey, J. E., & Vaughan, M. (2006). The economic value of ecological services provided by insects. *Bioscience*, 56(4), 311-323.

- Loyola, R. D., & Martins, R. P. (2006). Trap-nest occupation by solitary wasps and bees (Hymenoptera: Aculeata) in a forest urban remnant. *Neotropical Entomology*, 35(1), 41-48.
- Magalhães, C. B., & Freitas, B. M. (2013). Introducing nests of the oil-collecting bee *Centris analis* (Hymenoptera: Apidae: Centridini) for pollination of acerola (*Malpighia emarginata*) increases yield. *Apidologie*, 44(2), 234-239.
- Marchi, P. (2008). *Biologia da nidificação de abelhas solitárias em áreas de Mata Atlântica*. Tese de doutorado, Universidade Federal do Paraná.
- Marinho, D., Muniz, D. B., & Azevedo, G. G. (2018). Nesting biology of three *Megachile* (Hymenoptera: Megachilidae) species from Eastern Amazonia, Brazil. *Revista Brasileira de entomologia*, 62(2), 97-106
- Martins, R. P., Guerra, S. T. M., & Barbeitos, M. S. (2001). Variability in egg-to-adult development time in the bee *Ptilothrix plumata* and its parasitoids. *Ecological entomology*, 26(6), 609-616.
- Mattson, W.J., & Addy, N.D. (1975). Phytophagous insects as regulators of forest primary production. *Science*. 190(4214), 515–522.
- Mendes, F. N., & Rêgo, M. M. (2007). Nidificação de *Centris* (*Hemisiella*) *tarsata* Smith (Hymenoptera, Apidae, Centridini) em ninhos-armadilha no Nordeste do Maranhão, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 51(3), 382-388.
- Mesquita, T. M. S., & Augusto, S. C. (2011). Diversity of trap-nesting bees and their natural enemies in the Brazilian savanna. *Tropical Zoology*, 24(2).
- Michener, C. D. (2000). *The Bees of the World*. Baltimore: The Johns Hopkins University Press.
- Minckley, R. L., & Danforth, B. N. (2019). Sources and frequency of brood loss in solitary bees. *Apidologie*, 1-11.
- Minitab 17, Statistical Software (2010). Computer software. State College, PA: Minitab, Inc.
- Morato, E. F., & Campos, L. D. O. (1993). *Efeitos da fragmentação florestal sobre vespas e abelhas solitárias em uma área da Amazônia Central*. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Viçosa.
- Morato, E. F. (2001). *Efeitos da fragmentação florestal sobre vespas e abelhas solitárias na Amazônia Central*. II. Estratificação vertical. *Rev. Bras. Zool*, 18, 737-747.
- Nieto, A., Ralph, G. M., Comeros-Raynal, M. T., Kemp, J., García Criado, M., Allen, D. J., ... & García, S. (2017). *European Red List of marine fishes*.



Oksanen, J., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. & O'Hara, R. (2016) *vegan: Community Ecology Package*. University of Oulu, Oulu, Finland.

Lima, O.F. V., & Silvestre, R. (2017). Abelhas (Hymenoptera, Apidae sensu lato) do Estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. *Iheringia Série Zoologia*, 107(Supl.).

Ollerton, J., Winfree, R., & Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals?. *Oikos*, 120(3), 321-326.

Ollerton, J., Erenler, H., Edwards, M., & Crockett, R. (2014). Extinctions of aculeate pollinators in Britain and the role of large-scale agricultural changes. *Science*, 346(6215), 1360-1362.

Öckinger, E., & Smith, H. G. (2007). Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes. *Journal of applied ecology*, 44(1), 50-59.

Pitts-Singer, T. L., & Bosch, J. (2010). Nest establishment, pollination efficiency, and reproductive success of *Megachile rotundata* (Hymeno

Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., & Kunin, W. E. (2010). Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in ecology & evolution*, 25(6), 345-353.

REDE ILPF- Rede de Fomento ILPF & KLEFFMANN GROUP - KLFF. ILPF em números: região 02 – MT, GO e DF. Embrapa Agrossilvipastoril, 2017. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/157581/1/2017-cpamt-ilpf-emnumerosregional-2.pdf>>. Acesso em: 25 junho de 2019.

Roel, A. R., Peruca, R. D., Lima, F. V. D. O., Cheung, K. C., Araujo Neto, A., Silva, L. V. D., & Soares, S. (2019). Diversity of Meliponini and others Apiformes (Apidae sensu lato) in a Cerrado fragment and its surrounding, Campo Grande, MS. *Biota Neotropica*, 19(2).

Ruggiero, M., & Healy, M. (2002). The US Federal Conservation Agency's Interest in Saving Wild Pollinators. *Pollinating Bees: The Conservation Link Between Agriculture and Nature*. Ministry of Environment, Brazil, 29-35.

Schowalter, T. D., Noriega, J. A., & Tschardt, T. (2018). Insect effects on ecosystem services—Introduction.

Scott, V. L., Kelley, S. T., & Strickler, K. (2000). Reproductive biology of two *Coelioxys* cleptoparasites in relation to their *Megachile* hosts (Hymenoptera: Megachilidae). *Annals of the Entomological Society of America*, 93(4), 941-948.

Serrano, J. C., & Garófalo, C. A. (1978). Utilização de ninhos artificiais para o estudo bionômico de abelhas e vespas solitárias. *Ciência e Cultura*, 30, 597-598.

- Sirohi, M. H., Jackson, J., Edwards, M., & Ollerton, J. (2015). Diversity and abundance of solitary and primitively eusocial bees in an urban centre: a case study from Northampton (England). *Journal of Insect Conservation*, 19(3), 487-500.
- Silveira, F. A., Melo, G. A., & Almeida, E. A. (2002). Abelhas brasileiras. *Sistemática e Identificação*. Fundação Araucária, Belo Horizonte, 253.
- Silva, M. C., Lopes, F. B., Fioravanti, M. C. S., & Sereno, J. R. B. (2013). A heterogeneidade dos sistemas de produção agropecuários e da paisagem: um ponto de partida para compreender a conservação de recursos genéticos animais. *Embrapa Cerrados-Artigo em periódico indexado (ALICE)*.
- Stanley, D. A., & Stout, J. C. (2013). Quantifying the impacts of bioenergy crops on pollinating insect abundance and diversity: a field-scale evaluation reveals taxon-specific responses. *Journal of Applied Ecology*, 50(2), 335-344.
- Tommasi, D., Miro, A., Higo, H. A., & Winston, M. L. (2004). Bee diversity and abundance in an urban setting. *The Canadian Entomologist*, 136(6), 851-869.
- Tscharntke, T., Gathmann, A., & Steffan-Dewenter, I. (1998). Bioindication using trap-nesting bees and wasps and their natural enemies: community structure and interactions. *Journal of applied ecology*, 35(5), 708-719.
- Tylianakis, J. M., Klein, A. M., Lozada, T., & Tscharntke, T. (2006). Spatial scale of observation affects  $\alpha$ ,  $\beta$  and  $\gamma$  diversity of cavity-nesting bees and wasps across a tropical land-use gradient. *Journal of Biogeography*, 33(7), 1295-1304.
- Vanbergen, A. J., & Initiative, T. I. P. (2013). Threats to an ecosystem service: pressures on pollinators. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(5), 251-259.
- Van Swaay, C. A. M., & van Strien, A. (2005). Using butterfly monitoring data to develop a European grassland butterfly indicator. *Studies on the ecology and conservation of Butterflies in Europe*. Vol 1: General concepts and case studies, 106-108.
- Veddeler, D., Tylianakis, J., Tscharntke, T., & Klein, A. M. (2010). Natural enemy diversity reduces temporal variability in wasp but not bee parasitism. *Oecologia*, 162(3), 755-762.
- Vitale, N., & Vázquez, D. P. (2017). Ecology and nesting biology of the wood-boring bee *Trichothurgus laticeps* (Hymenoptera: Megachilidae) in a Monte desert reserve in mid-western Argentina. *Apidologie*, 48(1), 31-40.
- Winfree, R., Griswold, T., & Kremen, C. (2007). Effect of human disturbance on bee communities in a forested ecosystem. *Conservation biology*, 21(1), 213-223.
- Wojcik, V. (2011). Resource abundance and distribution drive bee visitation within developing tropical urban landscape. *Journal of Pollination Ecology*, 4, 48-56.

Woodcock, B. A., Isaac, N. J., Bullock, J. M., Roy, D. B., Garthwaite, D. G., Crowe, A., & Pywell, R. F. (2016). Impacts of neonicotinoid use on long-term population changes in wild bees in England. *Nature Communications*, 7, 12459.

Yang, L. H., & Gratton, C. (2014). Insects as drivers of ecosystem processes. *Current Opinion in Insect Science*, 2, 26-32.

## Anexo 1

Tabela 1 - Localização dos pontos amostrais e coordenadas no município de Dourados.

<b>Estação</b>	<b>Coordenadas Geográficas</b>	<b>Altitude</b>	<b>Ambiente</b>
Est1	22° 06' 44.9" S - 55° 05' 19.41" W	445 m	
Est2	22° 06' 54.7" S - 55° 05' 24.0" W	448 m	
Est3	22° 07' 00.9" S - 55° 05' 36.2" W	457 m	
Est4	22° 06' 58.5" S - 55° 05' 50.7" W	459 m	
Est5	22° 12' 28.2" S - 54° 55' 14.0" W	439 m	
Est6	22° 12' 54.9" S - 54° 55' 09.3" W	427 m	
Est7	22° 12' 41.0" S - 54° 55' 11.6" W	438 m	
Est8	22° 12' 46.6" S - 54° 55' 03.5" W	432 m	RMA
Est9	22° 11' 25.2" S - 54° 42' 15.1" W	388 m	
Est10	22° 11' 25.2" S - 54° 42' 10.9" W	384 m	
Est11	22° 11' 28.7" S - 54° 42' 09.1" W	375 m	
Est12	22° 11' 32.5" S - 54° 42' 05.3" W	384 m	
Est13	22° 17' 45.7" S - 54° 54' 12.0" W	393 m	
Est14	22° 17' 03.1" S - 54° 54' 31.5" W	417 m	
Est15	22° 16' 43.1" S - 54° 54' 30.8" W	417 m	
Est16	22° 17' 45.7" S - 54° 54' 12.3" W	386 m	
Est17	22° 05' 09.5" S - 55° 05' 41.6" W	418 m	
Est18	22° 05' 12.7" S - 55° 05' 41.6" W	437 m	
Est19	22° 05' 02.1" S - 55° 05' 44.4" W	449 m	
Est20	22° 04' 57.5" S - 55° 05' 54.2" W	457 m	
Est21	22° 07' 25.8" S - 55° 04' 50.4" W	449 m	
Est22	22° 07' 28.5" S - 55° 04' 57.8" W	451 m	
Est23	22° 07' 15.6" S - 55° 04' 59.3" W	452 m	CI
Est24	22° 07' 23.7" S - 55° 05' 02.2" W	454 m	
Est25	22° 06' 34.85" S - 55° 03' 25.05" W	478 m	
Est26	22° 06' 35.5" S - 55° 03' 32.0" W	465 m	
Est27	22° 06' 42.5" S - 55° 03' 28.2" W	469 m	
Est28	22° 06' 45.3" S - 55° 03' 33.9" W	468 m	

Est29	22° 12' 40.6" S - 54° 41' 57.3" W	372 m	
Est30	22° 12' 38.5" S - 54° 41' 50.8" W	378 m	
Est31	22° 12' 43.7" S - 54° 41' 50.1" W	378 m	
Est32	22° 12' 42.2" S - 54° 41' 46.7" W	388 m	
<hr/>			
Est33	22° 12' 21.1" S - 54° 50' 03.8" W	426 m	
Est34	22° 12' 17.8" S - 54° 50' 05.1" W	423 m	
Est35	22° 12' 08.1" S - 54° 50' 04.5" W	434 m	
Est36	22° 12' 24.1" S - 54° 50' 03.9" W	428 m	
Est37	22° 12' 33.8" S - 54° 49' 05.7" W	413 m	
Est38	22° 12' 34.1" S - 54° 49' 01.9" W	410 m	
Est39	22° 12' 33.6" S - 54° 48' 58.8" W	413 m	
Est40	22° 12' 31.8" S - 54° 48' 58.7" W	417 m	
Est41	22° 14' 05.4" S - 54° 47' 33.3" W	404 m	UR
Est42	22° 14' 02.2" S - 54° 47' 35.9" W	402 m	
Est43	22° 14' 00.6" S - 54° 47' 40.9" W	405 m	
Est44	22° 13' 58.0" S - 54° 47' 42.2" W	405 m	
Est45	22° 15' 29.9" S - 54° 45' 09.4" W	403 m	
Est46	22° 15' 24.2" S - 54° 45' 09.8" W	405 m	
Est47	22° 15' 22.1" S - 54° 45' 10.6" W	403 m	
Est48	22° 15' 17.1" S - 54° 45' 13.6" W	399 m	

\*CI=plantação de eucalipto com cultivo integrado; RMN=Remanescente de Mata Atlântica;  
UR= áreas de preservação permanente situadas em áreas urbanas.