

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS

BRUNO SALOMÃO PAVAN

**INFLUÊNCIA DA COMPOSIÇÃO DA PAISAGEM E DE MÉTODOS DE CULTIVO
DO CAFÉ NA COMUNIDADE DE ABELHAS**

Alfenas/MG

2021

BRUNO SALOMÃO PAVAN

**INFLUÊNCIA DA COMPOSIÇÃO DA PAISAGEM E DE MÉTODOS DE CULTIVO
DO CAFÉ NA COMUNIDADE DE ABELHAS**

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Alfenas/UNIFAL-MG.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Marina Wolowski Torres

Alfenas/MG

2021

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal de Alfenas

P337i Pavan, Bruno Salomão.
Influência da composição da paisagem e de métodos de cultivo do café na comunidade de abelhas. / Bruno Salomão Pavan. – Alfenas/MG, 2021. 52f.: il. –

Orientadora: Marina Wolowski Torres.
Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade Federal de Alfenas, 2021.
Bibliografia.

1. Polinizadores. 2. Serviços ambientais. 3. Paisagem. 4. Conservação. 5. Biodiversidade. I. Torres, Marina Wolowski. II. Título.

CDD-577

Ficha Catalográfica elaborada por Fátima dos Reis Goiatá
Bibliotecária-Documentalista CRB/6-425

BRUNO SALOMÃO PAVAN

**INFLUÊNCIA DA COMPOSIÇÃO DA PAISAGEM E DE MÉTODOS DE CULTIVO DO CAFÉ NA
COMUNIDADE DE ABELHAS**

A Banca examinadora abaixo-assinada aprova a Dissertação apresentada como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Alfenas. Área de concentração: Ciências Ambientais.

Aprovada em: 20 de janeiro de 2021

Profa. Dra. Marina Wolowski Torres
Instituição: Universidade Federal de Alfenas

Profa. Dra. Erica Hasui
Instituição: Universidade Federal de Alfenas

Profa. Dra. Patrícia Alves Ferreira
Instituição: Universidade de São Paulo



Documento assinado eletronicamente por **Marina Wolowski Torres, Professor do Magistério Superior**, em 20/01/2021, às 16:49, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Patrícia Alves Ferreira, Usuário Externo**, em 20/01/2021, às 16:49, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Érica Hasui, Professor do Magistério Superior**, em 21/01/2021, às 07:40, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.unifal-mg.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **0450949** e o código CRC **1A0BD8D9**.

Dedico a Deus.

À minha família que sempre me apoiou e ensinou. À minha noiva Laís que me acompanha na jornada. Aos amigos que de longe, ou perto, ajudam e acreditam em meu potencial. A todos os professores e instrutores que de alguma forma tiveram participação na minha formação como estudante e pessoa.

AGRADECIMENTOS

À Deus por iluminar o caminho.

À Universidade Federal de Alfenas pela oportunidade oferecida.

À Prof^a. Dr^a. Marina Wolowski Torres, orientadora, pela confiança depositada no trabalho, pelos conhecimentos transmitidos, pela motivação e coordenação da equipe de estudos em polinização, e pelo incentivo pessoal a sempre buscar por aprimoramento.

À equipe de estudos em polinização que foi e é composta por diversas pessoas que de alguma forma puderam contribuir para este trabalho, mas principalmente aos seguintes: Allan Figueiredo Vilela, Gabriel Tonelotti, Karine Aparecida de Lima, Larissa Leite, Dr. Liedson Tavares de Souza Carneiro e Rafaela Oliveira de Jesus.

Ao programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais pela organização e atendimento às necessidades dos discentes.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, pelo fomento à Pós-Graduação e concessão da bolsa de estudos.

Aos proprietários das fazendas visitadas, sua colaboração foi essencial para a realização do trabalho.

Aos meus pais Geraldo e Letícia, e meu irmão André, por sempre me apoiarem e por me darem força e boas energias nos momentos difíceis.

À minha noiva Laís que me acompanha na vida inspirando felicidade e amor.

A todos os meus amigos, de São Paulo, de Itajubá, de Alfenas, e todos que conheci pelos caminhos trilhados, que trazem mais descontração e alegria.

RESUMO

A mudança de uso e cobertura do solo e a resultante supressão dos ecossistemas nativos tem sido uma das principais causas da perda de biodiversidade. A redução de habitat natural leva a um desequilíbrio ambiental causando a perda de funções ecossistêmicas fundamentais para a sobrevivência da flora e fauna nativos e comprometendo os serviços ecossistêmicos essenciais para a manutenção da vida humana no planeta. A supressão de habitats naturais impacta negativamente a diversidade de polinizadores e conseqüentemente ameaça o serviço ecossistêmico de polinização. Serviço este que impacta diretamente a produção de *Coffea arabica*, já que importantes avanços no conhecimento sobre esta espécie mostram um importante incremento em quantidade e qualidade de produção quando na presença de polinizadores. Partindo do princípio que a maior diversidade de abelhas garante maior resiliência e eficácia na polinização dos cafezais, neste trabalho, avaliamos o efeito da composição da paisagem, do tipo de manejo (convencional e orgânico) e da oferta de recursos florais nos cafezais sobre a diversidade de abelhas em áreas de cultivo de café no sul de Minas Gerais e nordeste Paulista, Brasil. Práticas agrícolas locais tiveram maior impacto na diversidade de abelhas do que as variáveis de paisagem. A diversidade de abelhas nativas e a abundância de abelhas se relacionaram positivamente com a riqueza de plantas floridas e ao método orgânico de produção. A riqueza de plantas floridas teve maior efeito nas propriedades orgânicas pois estas tiveram uma maior abundância e diversidade de abelhas em função do aumento da riqueza de plantas floridas quando comparadas às propriedades convencionais. A diversidade de abelhas também se relacionou positivamente à cobertura de floresta nativa. Desta forma, para aplicação desses resultados, ressaltamos que o melhor cenário para a manutenção do serviço de polinização em cafezais deve combinar o cultivo orgânico com alta diversidade de plantas e a maior conservação possível de áreas de floresta na paisagem.

Palavras-chave: Polinizadores. Serviço ecossistêmico. Estrutura da paisagem. Conservação. Biodiversidade.

ABSTRACT

Suppression of natural habitats has been one of the main causes of biodiversity loss. The reduction of natural habitats causes an environmental unbalance and in consequence a deregulation of essential ecosystem services. These services are key to flora and fauna survival, also key to maintain the survival of humans on Earth. Pollinator's diversity is directly impacted by the loss of its natural habitats; therefore, the pollination service is seriously harmed. This service directly affects *Coffea arabica* production, since the knowledge advance on this crop pollination revealed a high importance of pollinators, increasing both quality and quantity of production. Assuming the principle that higher bee diversity can guarantee higher resilience and efficacy of coffee pollination, in this work, we aimed to evaluate de impact of landscape composition, management type (conventional and organic) and the supply of floral resources in coffee fields, on bee diversity in coffee growing areas in the South of Minas Gerais and Northeast of São Paulo, Brazil. Local agricultural practices rather than landscape variables had more impact on bee diversity. Native bee diversity and bee abundance were all positively related to the flowering plant richness and the organic cultivation method. Flowering Plant richness had a stronger effect on organic sites, which showed higher bee abundance and diversity with increasing flowering plant richness, in comparison to conventional sites. Bee diversity was also positively related to native forest cover. Thus, to apply these results, we highlight that the best scenario for properly maintaining the pollination service in coffee fields is combining organic cultivation with active planting of complementary floral resources within and near coffee fields and conserve the higher area of natural habitats as possible at the landscape scale.

Keywords: Biodiversity. Conservation. Ecosystem services. Pollinators. Landscape composition.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Landscape characterization of a two-kilometer radius around all six sites	23
Figura 2 - Predicted relation between abundance and plant richness during the presence and absence of coffee blooming for the conventional and organic cultivation methods	28
Tabela 1 - Characterization of bee collection results for each cultivation method (organic and conventional) and each collection method (active and pan trap).....	26
Tabela 2 - Proportion of coffee and native forest cover, heterogeneity and cultivation method in a two-kilometer radius around each site	26

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	9
2	REVISÃO DE LITERATURA	12
2.1	INFLUÊNCIA DA PAISAGEM NA BIODIVERSIDADE	12
2.2	INFLUÊNCIA DOS MÉTODOS DE CULTIVO NA BIODIVERSIDADE	13
2.3	RESPOSTAS DA COMUNIDADE DE ABELHAS À PAISAGEM E AOS MÉTODOS DE CULTIVO	16
3	INFLUENCE OF FOREST COVER AND CULTIVATON METHOD ON BEE COMMUNITIES	18
4	CONSIDERAÇÕES FINAIS	38

1 INTRODUÇÃO

A mudança de cobertura e uso do solo e a resultante supressão dos ecossistemas nativos são as principais causas da perda de biodiversidade (TITTENSOR *et al.*, 2014). Como exemplo, a Mata Atlântica brasileira, considerada um *hotspot* de biodiversidade, tem apenas 28% da cobertura original de vegetação nativa (REZENDE *et al.*, 2018). A redução e perda de habitat natural causa a desregulação de funções ecossistêmicas essenciais para o desenvolvimento e sobrevivência da flora e fauna nativos, bem como compromete a manutenção da vida humana no planeta. A supressão de habitats naturais também tem impacto negativo na diversidade de polinizadores e conseqüentemente ameaça a produção de alimentos uma vez que várias culturas agrícolas são dependentes do serviço ecossistêmico de polinização (HADLEY *et al.*, 2018; KLEIN *et al.*, 2007; ROUBIK, 2018).

Os serviços ecossistêmicos são fenômenos e processos ecológicos que ocorrem naturalmente, ou com participação antrópica, que geram benefícios ao bem-estar humano (FISHER *et al.*, 2009). A medida em que os ecossistemas naturais estão sendo substituídos por coberturas e usos que não proporcionam os mesmos processos ecológicos responsáveis por gerar estes serviços, a sustentabilidade da vida humana no planeta é ameaçada, impactando, entre outros, o clima, o ciclo hidrológico, a ciclagem de nutrientes e a fixação de carbono (ALKAMA; CESCATTI, 2016; STAAL *et al.*, 2018; BONINI *et al.*, 2018). A redução de ecossistemas nativos e o conseqüente desequilíbrio ambiental impacta fortemente animais importantes, porém muitas vezes negligenciados, os insetos. Os insetos representam uma parcela significativa da biodiversidade e são importantes para os mais variados serviços ecossistêmicos como decomposição e ciclagem de nutrientes, polinização e controle biológico (SAMWAYS, 1993; SCHWARTZ *et al.*, 2000; GARRATT *et al.*, 2018; WYCKHUYS *et al.*, 2018). A polinização destaca-se pela importância para o ecossistema como um todo e por impactar diretamente a produção de alimentos (OLLERTON *et al.*, 2011; GARIBALDI *et al.*, 2014). A relação entre planta e polinizador é uma das mais importantes interações entre planta e animal em termos ecológicos pois 94% das plantas em ecossistemas tropicais dependem em algum grau de polinizadores para a adequada produção de sementes e frutos (OLLERTON *et al.*, 2011). Desta forma, uma grande quantidade de espécies de plantas depende desta

interação para se perpetuar. Conseqüentemente, os animais que dependem de seus frutos e sementes para se alimentar também são dependentes dos polinizadores, sendo, portanto, um processo ecológico muito importante na manutenção da biodiversidade. Em sistemas agrícolas, as abelhas são os principais agentes polinizadores. As abelhas polinizam mais de 90% dos principais cultivos já estudados ao redor do mundo e melhoram a quantidade e/ou a qualidade da produção de 70% das 1330 espécies cultivadas nas regiões tropicais (KLEIN *et al.*, 2007; ROUBIK, 2018). Desta forma, dada sua importância para a produção agrícola, é essencial adotar práticas que promovam a conservação da biodiversidade dos animais polinizadores, com destaque para as abelhas.

Existe um esforço de vários países em conservar a biodiversidade, de forma que os polinizadores são um foco importante destas ações. As metas de AICHI como parte do plano estratégico de biodiversidade para 2011 - 2020, são uma importante iniciativa que visa reduzir os fatores causadores de redução da biodiversidade estipulando uma série de objetivos (DE MARQUES; PERES, 2015). Neste trabalho, visamos contribuir para os objetivos 5 e 7. O objetivo de número 5 está relacionado a perda, degradação e fragmentação de habitats naturais e o 7 está relacionado ao manejo sustentável e a contribuição de áreas agrícolas para manutenção da biodiversidade. A falta de conhecimento científico sobre a relação entre serviços ecossistêmicos com a presença de áreas de vegetação nativa próximas às áreas de plantio é um dos motivos da desvalorização destes remanescentes por parte da população humana local e dos produtores agrícolas. Neste sentido, este trabalho visa entender como a manutenção de áreas de habitat natural próximas às áreas de plantio, em paralelo com a aplicação de práticas agrícolas que estimulem a manutenção da biodiversidade dentro das áreas de produção, impactam a manutenção da biodiversidade de abelhas que visitam áreas de plantio de café.

O presente trabalho foi conduzido no sudeste brasileiro, mais precisamente na região do sul de Minas Gerais e no nordeste Paulista. O sul e o centro-oeste de Minas Gerais produziram 29% do café brasileiro segundo a estimativa de setembro de 2020 (COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO, 2020). Devido a grande extensão de cultivo de café na região e a representatividade brasileira na produção mundial de café, de 35,2% segundo a *International Coffee Organization* (2020), esta cultura foi escolhida para se avaliar como os métodos de cultivo e a composição da paisagem influenciam a comunidade de abelhas. Desta forma, ao se aprimorar aspectos

ambientais e produtivos das práticas de manejo de uma cultura tão expressiva, os benefícios para o meio ambiente e para a sociedade como um todo seriam muito grandes.

Coffea arabica é uma espécie autocompatível (MENDES, 1949). Isto significa que a espécie pode produzir frutos a partir de autopolinização. Contudo, desde a década de 1970, Raw e Free (1977) afirmavam que a presença de polinizadores aumenta a produção de grãos maduros, mostrando, portanto, a influência positiva da polinização na produção de café. Esta maior produção pode ocorrer devido a deposição de uma maior quantidade e qualidade de pólen no estigma, resultando em uma menor taxa de perda de frutos. De fato, a literatura demonstra que a presença de polinizadores aumenta a produtividade de café entre 10 a 30% (BRAVO-MONROY *et al.*, 2015; DE MARCO; COELHO, 2004; SATURNI *et al.*, 2016). Assim, apesar do café arábica ser auto compatível, a espécie apresenta dependência moderada de polinizadores e sua produção é beneficiada pelo serviço de polinização (WOLOWSKI *et al.*, 2019).

Alguns estudos sobre o cultivo de café e a relação entre os serviços ecossistêmicos e a paisagem têm sido conduzidos no Brasil com o intuito de mostrar o impacto que estes fatores podem ter sobre a produção e sustentabilidade da cafeicultura (HIPÓLITO *et al.*, 2018; SATURNI *et al.*, 2016). O presente estudo assume as premissas de que os cafezais produzem mais em locais com maior oferta do serviço de polinização e que isto depende da diversidade dos polinizadores no entorno. Assim, visamos entender como a combinação das práticas agrícolas (tipo de manejo e oferta de recursos florais nos cafezais) e a composição da paisagem pode interferir na diversidade local de abelhas nos cultivos de café. Em termos metodológicos, este estudo se difere dos anteriores pois apresenta uma combinação de métodos de coleta passiva e ativa que foram aplicados durante um ano inteiro em coletas mensais e não apenas no período de floração do café. Desta forma, esperamos agregar a perspectiva espacial e temporal nas análises, e, portanto, uma melhor compreensão da comunidade de abelhas, testando as seguintes hipóteses: 1 – maior diversidade de abelhas em cultivos orgânicos que não fazem uso de agrotóxicos e que mantem recursos florais ao longo do ano nas entrelinhas de café; 2 - maior diversidade de abelhas em resposta a paisagens mais heterogêneas e com maior cobertura florestal.

2.1 Influência da paisagem na biodiversidade

Por meio de estudos de paisagem, podemos compreender como mudanças em certas características de uma área como cobertura de habitat natural e fragmentação influenciam comunidades da fauna silvestre (DRAHEIM *et al.*, 2018). Como exemplo, podemos citar a relação da qualidade da matriz (termo este que se refere a toda área da paisagem que não seja habitat natural) com a frequência que uma comunidade de fauna silvestre cruza as bordas de um fragmento, sendo que quanto melhor a capacidade da matriz em oferecer recursos e condições ambientais benéficas para certa comunidade maior a chance destes animais a visitarem (MARTIN; FAHRIG, 2015). Desta forma, é possível maximizar os efeitos positivos de composições paisagísticas que são benéficas para a biodiversidade local por meio de um melhor planejamento de uso do solo (AROWOLO *et al.*, 2018).

Dentre as diversas atividades antrópicas, as atividades agrícolas são as mais expressivas em termos de extensão terrestre e as que mais pressionam habitats nativos em regiões tropicais (GIBBS *et al.*, 2010). Assim, fica evidente que localmente áreas de remanescentes de vegetação nativa vão estar próximas às áreas de cultivo, sendo de grande importância para a humanidade compreender a relação entre estes dois tipos de sistemas para se estabelecer uma forma de produção agrícola sustentável. Este tipo de produção deve definir maneiras de promover a conservação da biodiversidade que são específicas para cada situação e região. Na escala local, deve-se atentar à disponibilidade e à conectividade dos habitats naturais, estimulando os proprietários de terras a conservarem locais de maior importância para manutenção da diversidade e a manterem uma heterogeneidade de ambientes na paisagem (EKROOS *et al.*, 2016). Além disso, pode existir uma complementariedade de efeitos da composição da paisagem e dos diferentes tipos de manejo das culturas que impactam a conservação da biodiversidade em áreas agrícolas. Tschardtke e colaboradores (2005) constataram que em locais com grande diversidade paisagística e com presença de habitat natural, a alocação de recursos locais e o tipo de manejo de cafezais tem menor influência na diversidade de polinizadores; já em áreas com a predominância de uma paisagem simplificada e com alta fragmentação de habitats naturais, o manejo local se torna de grande importância. Desta forma, ao se propor

ações locais, estas devem estar inseridas no contexto específico da composição da paisagem do local em questão.

Estudos que avaliam a relação entre a paisagem e as áreas de cultivo têm ganhado força no mundo inteiro. No caso do café, as áreas cultivadas influenciam seu entorno e, da mesma forma, a maneira que as áreas adjacentes são manejadas podem influenciar de diferentes formas os cafezais (CAUDILL *et al.*, 2017; HIPÓLITO *et al.*, 2018). Caudill e colaboradores (2017) demonstraram a importância dos remanescentes florestais que são mantidos próximos aos cafezais e também os efeitos benéficos de se ofertar recursos entre as áreas de produção, consorciando o café com árvores que disponibilizam recursos florais e condições ambientais para a manutenção do serviço ecossistêmico de polinização. De maneira geral, as comunidades de abelhas respondem negativamente à intensificação da agricultura e positivamente à heterogeneidade da paisagem (COUTINHO *et al.*, 2018). Desta forma, é importante trabalhar com a heterogeneidade da paisagem de forma que se mantenha a maior biodiversidade floral e oferta dos mais variados recursos possíveis para que diferentes grupos e espécies de polinizadores sejam beneficiados.

Já foi demonstrada a influência da estrutura espacial da paisagem no serviço de polinização em cultivos de café (SATURNI *et al.*, 2016). Além disso, a escala em que se observa a interação das comunidades de abelhas com as características da paisagem pode mudar localmente, de acordo com, a presença de habitat natural, a dominância de espécies de abelhas que tem um raio específico de busca por recurso, bem como com a disponibilidade de recursos de qualidade próximos às colônias (JAFFÉ *et al.*, 2010; BENJAMIN *et al.*, 2014; DANNER *et al.*, 2014). Desta forma, a influência da estrutura de paisagem na diversidade de abelhas pode variar em escala dependendo da comunidade que está estabelecida no local e as características da distribuição temporal e espacial da oferta de recursos para as abelhas.

2.2 Influência dos métodos de cultivo na biodiversidade

A agricultura moderna tem o foco na alta produtividade tanto da produção em si quanto do rendimento de trabalho, sendo esta uma solução encontrada para garantir a produção de alimentos em grande volume (HAZELL; WOOD, 2008). Para garantir alta produtividade, as práticas agrícolas intensivas incluem uso excessivo de insumos comerciais, como adubos sintéticos e agrotóxicos, e utilizam maquinário com

tecnologia de ponta (HAZELL; WOOD, 2008). Contudo, a intensificação agrícola gera um custo ambiental pouco mensurável; da forma como são aplicadas, as tecnologias em maquinário requerem uma forte simplificação da paisagem pois são desenvolvidas majoritariamente para a monocultura. A simplificação de um ecossistema agrícola associada ao manejo intensivo e a aplicação de grandes quantidades de insumos agrícolas prejudica a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos (CHABERT; SARTHOU, 2020). Além de promover paisagens simplificadas, a agricultura moderna ameaça a qualidade e disponibilidade de água, implica em baixo aproveitamento de nutrientes aplicados e aumenta a emissão de gases do efeito estufa (TILMAN *et al.*, 2002; KUBOTA *et al.*, 2018; MARTIN; WILLAUME, 2016). Isto ocasiona também em perda de biodiversidade, levando a distúrbios nos processos naturais como controle de pragas por inimigos naturais e na polinização (DAINESE *et al.*, 2019). Além disso, o excesso de revolvimento de solo no processo de gradagem e aragem juntamente com a aplicação de agrotóxicos também diminuem a quantidade de recursos alimentares e locais de nidificação para os polinizadores (ALVES-DOS-SANTOS *et al.*, 2014). Assim, a intensificação agrícola gera impactos negativos diretos na biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos.

A polinização é amplamente afetada pela atividade agrícola convencional. De um lado, está a ameaça pela perda de habitats naturais e a redução da oferta de recursos (CAUDILL *et al.*, 2017; DAINESE *et al.*, 2019) e, de outro lado, está o uso de agrotóxicos que são potencialmente tóxicos para polinizadores (FREITAS; PINHEIRO, 2010). Os agrotóxicos podem interferir no serviço de polinização atuando como repelente dos polinizadores ou então diretamente por efeitos letais ou subletais que causam diversos tipos de distúrbios na atividade dos animais, como desorientação das abelhas operárias, ruptura da divisão de trabalho nas colônias e exclusão social de abelhas contaminadas (FREITAS; PINHEIRO, 2010). Porém, em paralelo à tantos impactos, temos a necessidade crescente em prover as necessidades alimentícias e dos diversos bens que a agricultura garante aos seres humanos, portanto devemos buscar um meio de produção que garanta, além da produção destes bens, a sustentabilidade da atividade (WEZEL *et al.*, 2015). Este é o modelo de produção agroecológico que se baseia nos pilares econômico, ecológico e social, visando o aumento de eficiência do uso de insumos, alta produtividade, juntamente com o estímulo à conservação da biodiversidade, dos processos ecológicos e dos serviços

ecossistêmicos propriamente ditos, de forma que estes cultivos sejam amigáveis ao ecossistema natural (WEZEL *et al.*, 2015).

A agricultura orgânica foi a primeira que surgiu como reação ao processo de industrialização da produção agropecuária e aos problemas ambientais e sociais associados a este processo (ROOS *et al.*, 2018). Em linhas gerais, a agricultura orgânica segue os princípios de melhoria da saúde do solo, do ecossistema e das pessoas (DINIS *et al.*, 2015). Desde o final do século XX, a agricultura orgânica foi taxada de ineficiente por ter menor produtividade e, por isso, causaria um maior risco à degradação dos ambientes naturais (REGANOLD; WACHTER, 2016). Porém, mesmo ainda criticada nos dias atuais, o número de agricultores e a extensão de áreas plantadas com este manejo tem um contínuo crescimento. No âmbito global, as áreas de agricultura orgânica passaram de 11 milhões de hectares, em 1999, para 71,5 milhões em 2018 e de 200.000 produtores para 2,8 milhões de produtores no mesmo período (WILLER *et al.*, 2020). No Brasil, 5,4 mil unidades produtoras orgânicas estavam registradas em 2010 e este número cresceu 30% atingindo 22 mil unidades em 2018 (BRASIL, 2019). Portanto, apesar da resistência de produtores convencionais, a agricultura orgânica tem se mostrado viável e com potencial para atender a um mercado cada vez mais exigente quanto a origem e a qualidade dos alimentos consumidos.

De fato, a agricultura orgânica tem demonstrado capacidade de suportar requerimentos de produtividade ao mesmo tempo que beneficia o solo e o meio ambiente, propiciando um melhor balanço entre os múltiplos objetivos da sustentabilidade (REGANOLD; WACHTER, 2016). Em geral, a produtividade em cultivos orgânicos fica em torno de 80% da produtividade de um cultivo convencional, porém estes valores variam muito de acordo com o manejo e as condições que existem no nível da propriedade (ROOS *et al.*, 2018). Enquanto a questão de produtividade é discutível e ainda não se tem um consenso, mas, sobretudo, a capacidade dos cultivos orgânicos em sustentar a biodiversidade e prover a manutenção de serviços ecossistêmicos, inclusive a polinização, é amplamente reconhecida (GARBACH *et al.*, 2016; ROOS *et al.*, 2018). De todo modo, o mercado consumidor de produtos orgânicos cresceu em resposta a intensa industrialização da agricultura, justamente pela capacidade da agricultura orgânica em reduzir impactos ambientais e sociais, e por mais que a produtividade possa ser menor, o valor agregado de seus produtos é maior (ROOS *et al.*, 2018).

Um outro tipo de agricultura que segue o modelo agroecológico e que recentemente tem recebido muita atenção é a agricultura conservacionista (FAROOQ; SIDDIQUE, 2015). Este modelo se posiciona como um meio termo entre a agricultura orgânica e a agricultura industrial ou convencional, que tem foco exclusivo na produtividade. A agricultura conservacionista se baseia nos princípios de redução ou eliminação da aração para diminuir o distúrbio nos solos; do aumento e diversificação da rotação de culturas, muitas vezes incluindo plantas leguminosas; e a manutenção de uma cobertura constante do solo, seja por restos culturais ou por cultivos de cobertura viva (FAROOQ; SIDDIQUE, 2015). A agricultura conservacionista tem se destacado por combinar boa produtividade com um aumento no controle natural de pragas, conservação de biodiversidade e habitats naturais, sequestro de carbono, controle de erosão e purificação da água (CHABERT; SARTHOU, 2020).

2.3 Respostas da comunidade de abelhas à paisagem e aos métodos de cultivo

Como já foi dito anteriormente, a polinização tem grande importância tanto em termos ecológicos, mantendo a diversidade genética e reprodução da maioria das plantas, quanto em termos agrícolas, como serviço ecossistêmico, beneficiando a produção de alimentos. No Brasil, 76% dos principais cultivos agrícolas são dependentes de polinizadores, sendo que para 36% destes, o incremento em produção com polinização é de 90 a 100%, como é o caso da maçã (WOLOWSKI *et al.*, 2019). Estima-se que o incremento de produção e conseqüentemente o incremento monetário devido ao serviço de polinização seja de 43 bilhões de reais por ano, sendo as abelhas o principal grupo de polinizadores (WOLOWSKI *et al.*, 2019). Assim, dada a clara importância das abelhas tanto para a economia quanto para a manutenção dos ecossistemas naturais, é necessário compreender como as comunidades destes insetos se comportam quando há alterações na paisagem e quando estão sob a influência de diferentes tipos de métodos de cultivo.

A oferta do serviço de polinização depende da manutenção da diversidade de polinizadores nos ambientes naturais e agroecossistemas. Desta forma, riqueza e abundância das comunidades de polinizadores tem um importante papel no fornecimento de funções ecossistêmicas (DAINESE *et al.*, 2019). Dada a importância da biodiversidade, fatores que a impactam podem, por um efeito secundário, diminuir a capacidade de um ecossistema em prover funções ecossistêmicas. Dentre os

diversos fatores que podemos citar, talvez o de maior impacto negativo seja a simplificação da paisagem causada pela remoção de habitats nativos e os substituindo por monocultivos, e esta simplificação, segundo Dainise e colaboradores (2019), está relacionada diretamente com a redução da riqueza de polinizadores. Por outro lado, a agricultura também pode ter impactos positivos na diversidade de polinizadores. Vergara e Badano (2009) constataram que áreas com maior complexidade na composição florística, ou seja, policultivos com maior número de espécies vegetais, registraram maior riqueza de polinizadores. Já Hipolito e colaboradores (2018) encontraram uma maior diversidade de polinizadores em áreas de cafezais com práticas de manejo de baixo impacto.

Além de uma paisagem heterogênia com a presença de áreas de habitats naturais, um fator importante para garantir uma maior diversidade de polinizadores, é a proximidade dos cultivos com as áreas de habitat natural. Quanto mais perto um cultivo está de áreas de habitat natural, maior a diversidade de polinizadores e, desta forma, grandes extensões contínuas de monocultura podem conter áreas com déficit de polinização por estarem distantes de áreas de preservação (GONZALES-CHAVES *et al.*, 2020). Assim deve-se aplicar uma abordagem holística ao se identificar causas para as respostas de uma comunidade de abelhas à configuração da paisagem, levando em conta a heterogeneidade da paisagem, a disposição de áreas de habitat natural e a forma como as áreas de plantio são cultivadas.

3 Influence of forest cover and agricultural management on bee community

Bruno Salomão Pavan & Marina Wolowski

Abstract

Suppression of natural habitats is one of the main causes of biodiversity loss. The reduction of natural habitats causes environmental unbalance and, consequently, the deregulation of essential ecosystem services, such as pollination. Pollinator diversity is directly impacted by the loss of natural habitats, which is seriously harming the pollination service and compromising food production worldwide. Crop production (75% of cultivated plants) is dependent on biotic pollination, including *Coffea arabica*. Considering that higher pollinator diversity can guarantee higher consistency and efficacy of coffee pollination, we evaluated the effect of landscape composition and agricultural practices (management type and supply of floral resources) on bee diversity. Local agricultural practices rather than landscape variables had more impact on bee diversity. Native bee diversity and bee abundance were all positively related to flowering plant richness and to organic cultivation method. Flowering plant richness caused a stronger effect on organic sites, which showed higher bee abundance and diversity with increasing plant richness, in comparison to conventional sites. Bee diversity was also positively related to native forest cover. To apply these results, we highlight that the best scenario for properly maintaining the pollination service in coffee fields is combining organic cultivation with active planting of complementary floral resources within and near coffee fields and conserve the higher area of natural habitats as possible at the landscape scale.

Keywords: pollinators, native bees, landscape heterogeneity, natural habitats, biodiversity.

Introduction

Biodiversity encompasses the variability of an ecosystem, including organisms of all terrestrial, aquatic and ecological complexes, and can include genetic variability within each species, the number of species in an environment and the complexity of interactions of an ecosystem (IMARHIAGBE *et al.*, 2020). Diverse biological communities are responsible for providing ecosystem services that support the survival of humans on the planet; thus, if biodiversity is reduced, the risks to human well-being increase (DÍAZ *et al.*, 2019). There are many causes of biodiversity loss, for example, climate change, which reduces the delivery of many ecosystem services, such as provisioning, regulating, supporting and cultural services (WEISKOPF *et al.*, 2020). Although climate change has its impacts (BULLERI *et al.*, 2016), the main determinant of the capacity of an ecosystem to maintain biodiversity and, therefore, maintain positive interactions, is the overall level of natural habitat loss and fragmentation in a landscape (FERRIER *et al.*, 2020).

Natural habitats provide all the conditions to maintain ecosystem functions and these functions are responsible for maintaining the biodiversity in an ecosystem. Biodiversity is key to maintaining ecosystem services, which are all the benefits nature provides to humanity in a direct or indirect way, including pollination (FISHER *et al.*, 2009). Therefore, direct and indirect effects of natural habitat loss threaten human activities and the quality of life. In many tropical countries, including Brazil, agricultural expansion is the main cause of natural habitat loss and fragmentation, and with the increased need to produce food and other materials, this will continue to happen if the services natural habitats provide are not considered equally important resources (GIBBS *et al.*, 2010).

The argument of increasing agricultural production by expanding cultivated areas is limited and, as discussed, threatens ecosystem services that are responsible for maintaining and increasing production rates. Pollination by animals is beneficial to crop production and bees are responsible for pollinating 90% of the main crops pollinated by animals worldwide (KLEIN *et al.*, 2007). In tropical regions, bees improve the production quantity and quality of 1,330 crop species (ROUBIK, 2018). Further, natural habitats are essential to maintain bee diversity (HADLEY *et al.*, 2018) because they provide nesting sites and resources, such as pollen and nectar, from a variety of plant species (COCA, 2013).

Beyond the increased need for land, agricultural practices impact ecosystems in other ways. Modern agriculture focuses only on productivity, to be as profitable as possible, while meeting the increased demand of a continuously growing population (HAZELL; WOOD, 2008). The techniques that contribute to high productivity are based on the intense use of pesticides, chemical nutrients, and heavy machinery (HAZELL; WOOD, 2008). Further, agriculture intensification leads to the homogenization of the landscape, mostly as extensive monocultures. This process causes the general simplification of the landscape and reduction in land cover categories, changing the landscape parameter called heterogeneity. Bee diversity is positively related to heterogeneity, since higher heterogeneity means higher plant and resource diversity, which is needed for a greater number of species (MOREIRA *et al.*, 2015). Plants are the main sources of food and nest building materials for bees; therefore, increasing plant richness increases availability, diversity and continuity of these resources (COCA, 2013). The intense use of agrochemicals that are needed to sustain low resilience monocultures is one of the factors that affects bee communities the most, therefore, strongly interferes with bee diversity and, consequently, pollination (CHABERT; SARTHOU, 2020). On the other hand, new agricultural methods are emerging with an integrated sense of ecological production, where the proposal is to maintain or increase production while conserving the health of the ecosystem for future generations.

Organic agriculture was the first ecologically responsible method to emerge (ROOS *et al.*, 2018). It combines tradition, innovation and science to benefit the shared environment, promoting fair and good quality of life to all involved in the process (DINIS *et al.*, 2015). Organic agricultural practices do not use chemical fertilizers and pesticides; some examples of these practices are crop rotation, mechanical weeding, biological control and combining crops (GARBACH *et al.*, 2016). This cultivation method of combining sustainable practices provides a safe environment with a high availability of resources for pollinators (GARBACH *et al.*, 2016; ROOS *et al.*, 2018). Further, this combination may be the best agricultural method to maintain bee diversity if natural habitats are also partially conserved in nearby areas.

In this work, we choose coffee plantations as the study system. Coffee is an economically important crop in Brazil, which is among the largest coffee producing countries in the world (INTERNATIONAL COFFEE ORGANIZATION, 2020). Most Brazilian coffee plantations are traditionally managed using conventional agriculture,

which relies on modern technologies and is not concerned with environmental impacts. Alternatively, organic agriculture can change a lot according to the physical and cultural characteristics of the place (DINIS *et al.*, 2015) and is concerned about environmental and social impacts of crop production. These two cultivation methods comprise the main agricultural practices in Brazilian agriculture. Even though conventional farms are more common, organic agriculture is increasing due to people (including the consumers) being concerned with the impact of agriculture practices and having a healthy diet.

Previous studies that evaluated the effect of bees on coffee production highlighted that higher bee richness improves coffee yield (HIPÓLITO *et al.*, 2018; KLEIN *et al.*, 2003; SATURNI *et al.*, 2016; VERGARA; BADANO, 2009). Pollination when bees are present increases coffee production by 10 to 30% (BRAVO-MONROY *et al.*, 2015; DE MARCO; COELHO, 2004; GONZALES-CHAVES *et al.*, 2020; KLEIN *et al.*, 2003; SATURNI *et al.*, 2016). Moreover, management practices, landscape configuration and heterogeneity were also identified as important factors to maintain bee diversity (CAUDILL *et al.*, 2017; COUTINHO; *et al.*, 2018; HIPÓLITO; *et al.*, 2018). However, these studies sampled bees only during coffee flowering, and an evaluation of how coffee fields can support bee communities throughout the year is still lacking. Thus, since previous studies only evaluated the pollination service during coffee flowering, they may not represent the entire bee community responding to the landscape composition and management practices in coffee plantations.

Here, we contribute to the knowledge of how landscape configuration combined with agricultural management practices affect bee diversity. For this, we sampled bees in coffee fields in southeastern Brazil over 12 months using three complementary methodologies. We expected that components of bee diversity would increase based on landscape heterogeneity, amount of native forest cover and agricultural practices used (i.e., organic *versus* conventional cultivation and the amount of flowering plant richness within coffee fields).

Materials and Methods

The study was conducted in six coffee farms in southeastern Brazil (Appendix A). The region contains an extensive area of coffee production inserted in the Atlantic Forest domain (figure 1) that ranges from 829 to 1,049 m above sea level. On each

site, a coffee plot was chosen according to the following criteria: *Coffea arabica* L. crop with a minimum area of one hectare; minimum Euclidean distance between each property of 5 km; native forest cover ranging from 10 to 50% in a radius of 2 km around the plot; and coffee plantation with three years old or more. The properties were classified according to two different agricultural management type: conventional, using chemical nutrients and pesticides; and organic, based on natural nutrient input, without the use of pesticides. All studied coffee plantations are completely exposed to sunlight, except site 2 that is partially shaded (less than 10%). The coffee varieties studied were *Catuai amarelo*, *Mundo novo*, *Topázio* and *Obatã*; with a coffee density of around 4,000 plants per hectare and coffee plant age varying from 4 to 25 years. The farmers did not use irrigation systems, and weeds were controlled by mowing 2 to 5 times per year or by applying herbicides 2 to 4 times per year (except on organic site).

Diversity of floral visitors

Floral visitors were actively sampled within three transects of 100m × 2m per study site, parallel to the coffee rows and at least 50m apart (Appendix B). Floral visitors were sampled monthly from January to December 2019 for 20 minutes while walking at a continuous speed in each transect. Bee visits were recorded on coffee flowers, during flowering (August–October), and those of other flowering plants (spontaneous or planted) occurring along the transects. Bees were actively collected using an insect net while they visited flowers. The bees were sacrificed in a killing jar with ethyl acetate, stored in a freezer at the end of the fieldwork day and posteriorly pinned in the laboratory for identification.

Complementarily, bee diversity was sampled passively with pan traps, which was adapted from Lebuhn and collaborators (2003). Thirty pan traps were positioned in the central transect, from 8:00 to 16:00 (total of 8 hours), once a month in each site. The pan traps were arranged in ten groups with three different colored plastic plates: blue, yellow and white (Figure 3). For this, white plastic plates were painted (top and edges) with a white, fluorescent-based paint and on top of that they were painted with standard fluorescent spray paint in one of the three colors. In the field, each plastic plate was filled with neutral liquid soap (surfactant) and water early in the morning (LEBUHN *et al.*, 2003). The plates were placed in groups of three (one of each color) on top of a wooden base that was one meter tall. The bases were ten meters apart. All

organisms collected in the pan traps were rinsed in clean water, preserved separately by color in 70% ethanol solution and pinned in the laboratory.

Taxonomic identification was done in the laboratory, using specific literature (SILVEIRA *et al.*, 2002), to the lowest taxonomic level as possible. Except for eight species, all other bees were identified to the genus level and classified within 98 morphotypes. In addition, flowering plant richness was estimated in each studied area using non-permanent plots of one m². Four plots per transect were placed approximately 25 m apart on each of the three transects used to sample the diversity of floral visitors. A photograph of each plot was taken every month. Then, flowering plant species richness in each plot was counted based on plant morphology, especially by comparing reproductive structures, leaves and fruits. The overall flowering plant richness per site per month was based on the counts of flowering plant species of all four plots from the three transects. In addition, other flowering plants occurring along the transects and visited by bees were collected, processed using standard techniques for herbarium specimens and identified.

Landscape characterization

Land use classification was manually defined using base map imagery (images from DigitalGlobe satellites, 0.5 m resolution, for 2009 to 2011) provided by the software IMS ArcMap 10.3 (ESRI, 2015) with land use polygons drawn over it (Figure 1). From the center of each plot to a 2 km radius, the landscape was classified into eight land use categories: annual crop, coffee, construction, native forest, exotic forest, pasture, water and perennial crop. The radius size was chosen because it fits most bee flight ranges (SATURNI *et al.*, 2016).

Subsequently, landscape composition and configuration were characterized by three metrics: heterogeneity and native forest cover, which have high ecological relevance; and coffee plantation cover, which is important to understand the impact of coffee plantations on bee diversity. The native forest cover surrounding coffee plantations is important for determining the species diversity that may use the coffee matrix, according to the habitat amount hypothesis (FAHRIG, 2013). Besides this, heterogeneity is recognized as an important factor that contributes to bee diversity because heterogeneous landscapes can offer a higher variety of requirements to sustain a greater number of species (MOREIRA *et al.*, 2015). The reason for this is that a heterogeneous environment can maintain higher redundancy, continuity and

variability of resources, as well as increased nest site availability and proximity to agricultural lands (COCA, 2013; MOREIRA *et al.*, 2015). Heterogeneity was calculated using Shannon's diversity index (H), based on Ramezani's methodology (2012), using the eight land use categories.

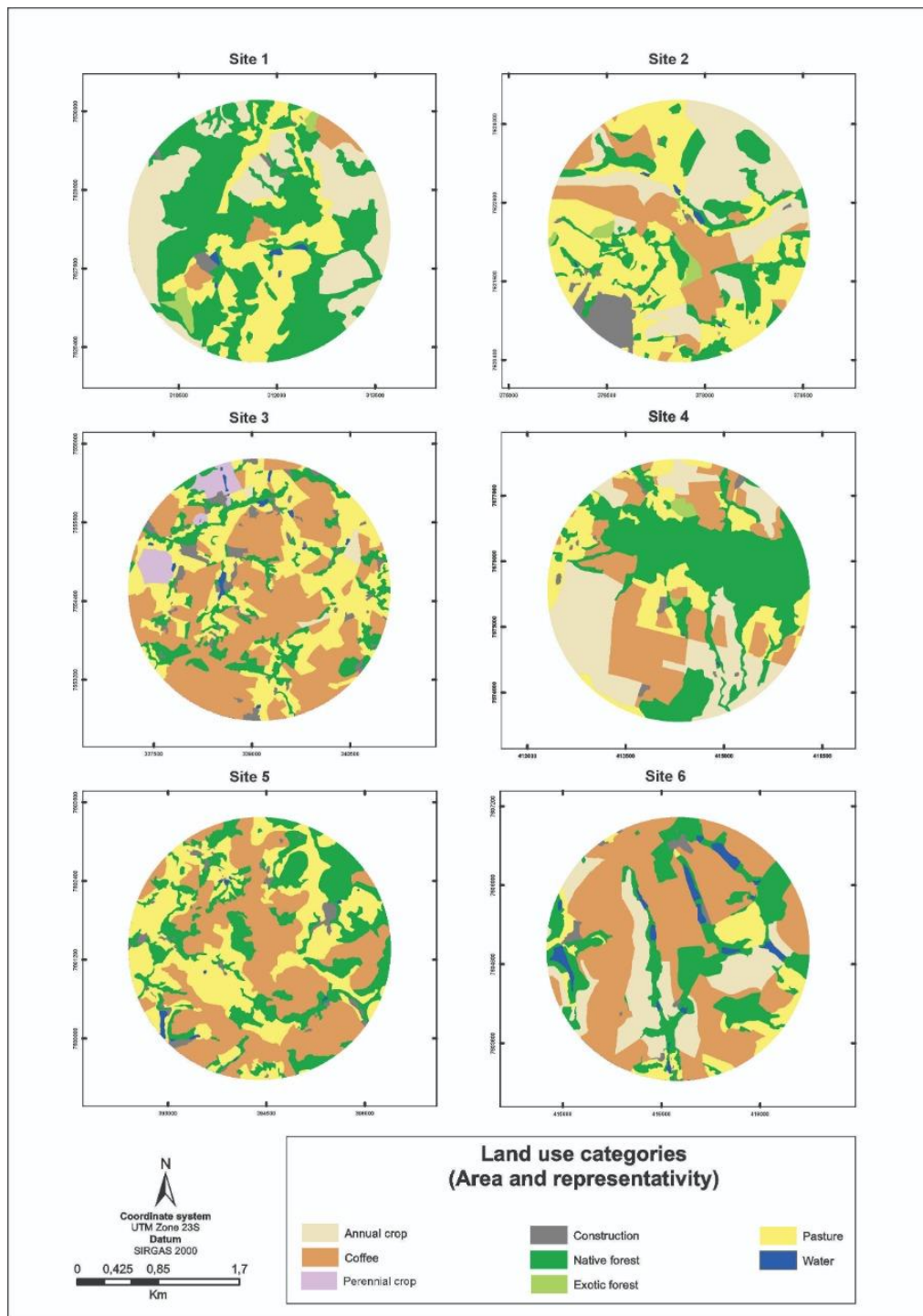


Fig. 1. Landscape characterization of a two-kilometer radius around all six sites. Sites 1, 2, and 3 are on organic farms and sites 4, 5 and 6 are on conventional farms. Eight land use categories were used to describe the landscape configuration.

Data analysis

Since bee diversity data was collected using three complementary methodologies, we separated these data to better describe the diversity indices. Specifically, bee diversity was described by three metrics reflecting the complementary methodologies used to sample the bees and the distinction between the visitation by native bees and the honeybee (*Apis mellifera*): bee abundance, native bee diversity and overall bee diversity. The first metric was based on abundance data of direct counts of bee visitation frequency during field observations. We separated the observed bees in two groups - native bees and honeybees, and used the bee type as a cofactor in our models. The two-diversity metrics were calculated using Shannon's diversity index (H) (RAMEZANI, 2012); native bee richness and abundance were sampled from active field collecting along transects and overall bee diversity was calculated from passive sampling with pan traps.

To assess the effects of landscape (heterogeneity, native forest and coffee cover), management type (conventional and organic), presence of coffee flowers (coffee blooming), intentional honeybee keeping, and floral resources (flowering plant richness) on bee diversity (bee abundance, native bee diversity and overall bee diversity), we used generalized linear mixed models. Moreover, given that the landscape metrics were repeated over the sampling months within a locality, therefore not showing variation between months, we classified the calculated values of heterogeneity, native forest and coffee cover into two categories each (i.e., low or high) and used these variables as factorial in our models. We used the same approach to model the association of the abovementioned variables on the three different data sets of bee diversity. We initially did separate models having the bee diversity metric as dependent variable, and each of the predictors as fixed effect, and locality nested with sampled month as random effect. Further, in several months there were no records of bees, which caused a high occurrence of zeroes in our data set, because of this, we used a zero-inflation approach for modelling the data. After modelling each predictor separately for each bee diversity metric, we selected only the significant variables and did a complete model to check for possible interaction and confounding effects among predictors. From this complete model, we did a model selection and removed those variables that did not explain the dependent variable. After defining the fixed terms of each model, we compared the regular model with models considering the interaction among predictors, and selected the final best model based on Akaike Information

Criterion (AIC) and tested this final model against the null expectation by means on Maximum Likelihood (ML). We used a negative binomial error distribution to model the bee abundance data, and a Gaussian distribution for modelling the native bee diversity from active search and overall bee diversity based on the pan traps.

We did all analysis in R (R Core Team 2020) with the packages glmmTMB (BROOKS *et al.*, 2017) for performing the generalized mixed models, and used the package DHARMA to check the model fit. For depicting the output of the final models, we used the package the GGeffects (LÜDECKE, 2018).

Results

A total of 1,676 bee specimens were collected using both active and passive sampling. We identified 4 families, 6 subfamilies, 11 tribes, 3 subtribes, 34 genera, 8 species and 98 specific morphotypes (Appendix C). For the total year-count of bee specimens, organic sites had 235% more bees than conventional sites for active collection and 133% more bees for pan trap collection (Table 1). The bee families registered were Apidae, Halictidae, Andrenidae and Megachilidae. Plants visited by bees, which were collected and herborized, included 15 families and 41 species (Appendix D). The most frequent plant families were Amaranthaceae, Asteraceae, Brassicaceae, Convolvulaceae, Poaceae, Portulacaceae and Solanaceae. Pooling the data set for the entire year, organic sites had five species more than conventional sites. Organic sites also had a higher medium value of monthly flowering plant richness (mean \pm standard deviation for conventional sites 2.19 ± 2.68 and for organic sites 3.72 ± 2.41). Most common plant species with spontaneous growth were in the genera *Amaranthus*, *Solanum*, *Sonchus*, *Bidens*, *Ipomoea*, *Alternanthera*, *Emilia*, *Lepidium*, *Euphorbia*, *Talinum* and *Oxalis*. There were two main intentionally planted species, *Raphanus raphanistrum* and *Fagopyrum exulentum*, which were intensely visited by bees during the blooming period on the sites where they were introduced. Organically managed sites seem to stand out with greater medium bee diversity and total abundance (Table 1). Comparing the data, between active and pan trap collection methods, it is noticeable that pan traps allowed the collection of a higher diversity and abundance of bees (table 1).

Table 1 – Characterization of bee collection results for each cultivation method (organic and conventional) and each collection method (active and pan trap). Total count of species, genera, families and abundance, using all bee data of the 2019 collections for the six sites.

	ORGANIC		CONVENTIONAL	
	Active	Pan trap	Active	Pan trap
SPECIES	45	70	25	70
GENERA	27	31	17	26
FAMILIES	3	3	3	4
TOTAL ABUNDANCE	313	703	133	527

Sites differed in relation to the following landscape metrics: coffee plantation cover, native forest cover and heterogeneity. Coffee cover had the highest variation, from 3% to 48%, and conventional sites, in general, had higher percentages of coffee cover (Table 2). On the other hand, native forest cover was more evenly distributed among organic and conventional sites and varied from 15% to 46%. Heterogeneity had the lowest variation compared to coffee and native forest cover, with values from 0.61 to 0.74 among sites.

Table 2 – Proportion of coffee and native forest cover, heterogeneity and management type in a two-kilometer radius around each site. All sites are on coffee farms located in southeastern Brazil: site 1 is in São Paulo State and the other five sites are in Minas Gerais State. Native forest levels were low (from 0.14 to 0.299) and high (from 0.299 to 0.458). Coffee cover levels were low (from 0.0304 to 0.256) and high (from 0.256 to 0.482). Heterogeneity levels were low (from 0.574 to 0.657) and high (from 0.657 to 0.741).

Study sites	City	Management type	Coffee cover	Native Forest	Heterogeneity	Latitude	Longitude	Altitude (m)
Site 1	Mococa	Organic	0.03 (low)	0.46 (high)	0.61 (low)	21°26'20.5"S	46°49'00.0"W	877
Site 2	Divisa Nova	Organic	0.16 (low)	0.18 (low)	0.74 (high)	21°29'49.7"S	46°10'53.9"W	843
Site 3	Andradas	Organic	0.41 (high)	0.15 (low)	0.68 (high)	22°06'22.9"S	46°33'35.0"W	872
Site 4	Boa Esperança	Conventional	0.22 (low)	0.37 (high)	0.68 (high)	21°01'06.4"S	45°49'28.3"W	876
Site 5	Machado	Conventional	0.39 (high)	0.26 (low)	0.57 (low)	21°41'16.4"S	46°01'15.0"W	1049
Site 6	Paraguaçu	Conventional	0.48 (high)	0.21 (low)	0.65 (low)	21°39'21.6"S	45°48'16.5"W	853

The only variables associated with bee abundance in simple models were flowering plant richness, coffee blooming and management type (Appendix E). When using all variables into a single model, the best model was the one with the interaction between coffee blooming and flowering plant richness, and management type as a co-variable. All these variables showed a significant association with bee abundance (Type II Wald chi-square tests, coffee blooming $X^2 = 27.19$, $P < 0.0001$; flowering plant richness $X^2 = 24.27$, $P < 0.0001$; management type $X^2 = 5.51$, $P = 0.019$; coffee blooming * flowering plant richness $X^2 = 4.43$, $P < 0.035$). The organic cultivation generally contributed to a higher number of bees than conventional cultivation. We have also found a positive relation between flowering plant richness and bee abundance, however, such relation only appeared to be expressed when the coffee blooming is absent, whereas when the coffee is flowering the higher number of plant species was related to higher bee abundance (Figure 2 A). As for our second data set, only forest cover showed a positive association with overall bee diversity ($X^2 = 4.4237$, $P < 0.035$. Figure 2 B), however, this result should be interpreted with cautious as this model was marginally different from the null model (Deviance = -106.01, $X^2=3.314$, $P = 0.068$). As for native bee diversity, we found a positive association with flowering plant richness that was slightly higher in organic than conventional sites, being the best model the one without interaction between these variables (flowering plant richness $X^2 = 24.27$, $P < 0.0001$; management type $X^2 = 3.90$, $P = 0.048$, Figure 2 C).

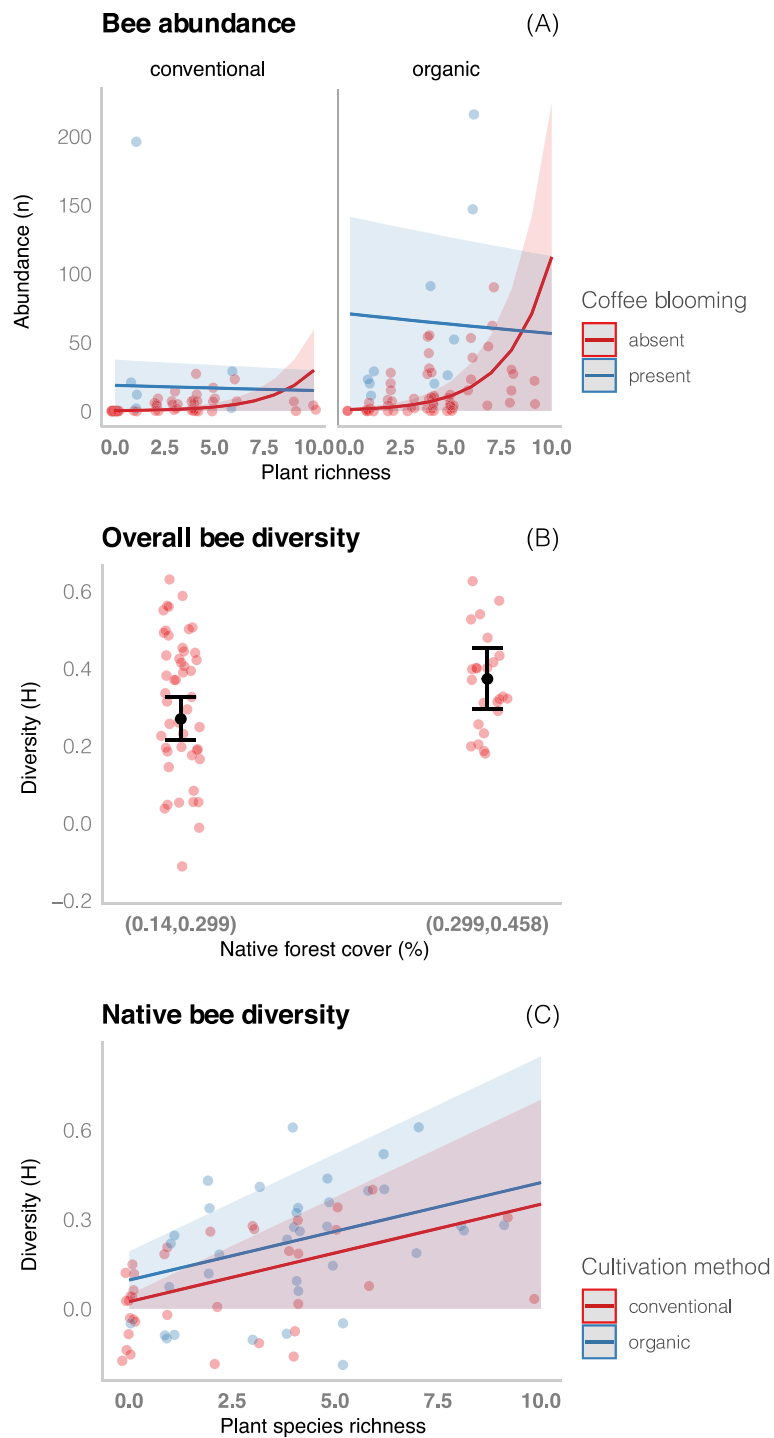


Fig. 2: (A) Predicted relation between bee abundance and flowering plant richness during the presence and absence of coffee blooming for the conventional and organic management types. (B) Bee diversity variation association with the amount of native forest availability, and (C) Bee diversity of native bees related to plant species richness in the two different management types.

Discussion

Bee community responses to landscape influence

Overall, in this study, we showed a stronger relation of bee abundance and native bee diversity to local land management variables than to landscape variables. Overall bee diversity was the only response variable affected by native forest cover in the landscape. According to Gonzales-Chaves and collaborators (2020), the ideal minimum forest cover at a landscape scale to maintain pollinator flow in coffee plantations is 20% and for percentages higher than this, the proximity to the forest would influence pollinator flow more than local forest cover (GONZALES-CHAVES *et al.*, 2020). On the other hand, Arroyo-Rodriguez and collaborators (2020) stated that the minimum native forest cover is 40%, which should be distributed as 10% in a continuous patch and 30% in evenly distributed small patches. In the present study, the reduced forest cover (< 20%) in two sites may have caused a negative impact on bee diversity.

Contrary to what was expected, heterogeneity did not appear as a significant effect. Dainese and collaborators (2019) demonstrated the importance of combining richness and abundance of pollinator communities so landscape effects on them are not minimized when analyzing only abundance. These findings can justify the reason why bee abundance was not influenced by landscape variables. It is also known that flying distance can change from site to site according to the following: local landscape configuration and the presence of natural habitats (JAFFÉ *et al.*, 2010); the dominance of certain bee species with a specific resource search radius (BENJAMIN *et al.*, 2014); and resource availability near the bee colonies (DANNER *et al.*, 2014). Consequently, if a region has enough resources nearby, a balanced bee community and presence of nesting sites, bees will not reach the maximum flight distances, diminishing the perception of landscape effects in bee diversity studies at larger scales. According to Saturni and collaborators (2016), landscape configuration, in general, can have a strong correlation with bee diversity at scales with a radius of 300 m. Therefore, to comprehend bee diversity with just one landscape scale it might be better to choose an intermediate scale, rather than trying to reach all different bee species flight distances. Moreover, heterogeneity alone does not consider different weights for different types of land cover; thus, a pasture has the same value per unit area as a

native habitat fragment. This characteristic can result in overlooking impacts caused by different landscape configurations.

Bee community responses to agricultural practices

Bee communities demonstrated a close relation to agricultural practices. Different management practices in agricultural areas, such as mowing frequency and herbicide usage, influence the number of flowering plant species during the year and impact pollinators. Native bee diversity and bee abundance were significantly related to flowering plant richness. This corroborates the concept of the importance of plant diversity to pollinators in agricultural areas. The diversification of an agricultural landscape provides a more suitable environment to conserve biodiversity and guarantee food production needs by increasing the number of plant species, which transforms the agricultural matrix into more habitable and permeable areas for biodiversity (KREMEN, 2020).

Organic cultivation also stood out as an important variable with a positive impact on the local bee community. Native bee diversity and bee abundance were significantly related to this management type. On average, organic sites had higher plant diversity than conventional sites and this is one of the reasons this management type contributes to the welfare of pollinators. In comparison with conventional sites, organic sites presented a stronger effect of higher flowering plant richness on bee abundance and native bee diversity. Higher bee diversity on organic sites can be related to not using pesticides, higher richness of flowering plants within the coffee fields and a more continuous offer of floral resources due to lower control of spontaneous plants and the introduction of more flowering plant species (CAUDILL *et al.*, 2017; COUTINHO *et al.*, 2018; GUZMAN *et al.*, 2019). However, organic cultivation alone did not explain native bee diversity; it is necessary to combine low environmental impact practices, diverse and abundant resource offering, and conservation of natural habitats (CAUDILL *et al.*, 2017; COUTINHO *et al.*, 2018), which in this case are Atlantic forest remnants.

There is a high increase in bee visits during the coffee blooming season, which can be seen in the results, since bee abundance was related to the coffee blooming variable. This is an expected result because the event of blooming coffee plants represents an explosion of floral resources in a short time period and attracts a large abundance of pollinators. However, this raises the concern of having enough bees to pollinate all the flowers and promoting the maintenance of these pollinators since the

bee community cannot depend on a single blooming event to survive throughout the year. As discussed earlier, it is necessary to combine high functional diversity in a landscape with high flowering plant richness within the planting areas to guarantee a proper offer of floral resources that is diverse and continuous during the year, which will maintain a rich and abundant bee community (COCA, 2013; VERGARA; BADANO, 2009).

Methodology evaluation

When comparing bee-sampling methods, passive sampling with pan traps showed worthy predictability for collecting higher bee richness than active sampling, showing that this passive sampling method is more capable of capturing rare species. The pan trap is an insect generalist sampling method; it attracts all kinds of insects to the colors and in comparison to the active sampling method that collects only bees visiting flowers, it may attract different bees than the local floral resources (WESTPHAL *et al.*, 2008). Thus, our findings reinforce the advantages of combining passive and active sampling to determine the total bee diversity associated with an agroecosystem.

Conclusion

In this work, local agricultural practices rather than landscape variables had more impact on bee diversity. Native bee diversity and bee abundance were all positively related to local spontaneous flowering plant richness and to the organic cultivation. Higher flowering plant richness caused a stronger effect on organic sites, which showed higher bee abundance and diversity with increasing flowering plant richness, in comparison to conventional sites. Farmers should consider an array of initiatives to maintain a high level of pollinator diversity, since a single action is not enough to sustain bee community. The most recommended action is to maintain or increase native forest areas in the landscape in combination with agricultural practices that maximize the number of flowering plant species and reduce or eradicate pesticides usage.

Acknowledgements

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001 and is part of the dissertation of BSP as a requirement to obtain a master's degree in environmental sciences at the Federal University of Alfenas – UNIFAL-MG. MW thanks the National Council for Scientific and Technological Development for the financial support (CNPq 400590/2018-2). We thank the research group (Allan de Figueiredo Villela, Gabriel Baptistella Tonelotti, Karine Aparecida de Lima, Larissa de Oliveira Leite, Dr. Liedson Tavares de Souza Carneiro and Rafaela Oliveira de Jesus) for assisting during field and laboratory work. We also thank the farmers who allowed us to conduct this study on their properties.

Literature cited

- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. *et al.* Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. *Ecology Letters*, v. 23, n. 9, p. 1404–1420, 2020.
- BENJAMIN, F. E.; REILLY, J. R.; WINFREE, R. Pollinator body size mediates the scale at which land use drives crop pollination services. *Journal of Applied Ecology*, v. 51, n. 2, p. 440–449, 2014.
- BRAVO-MONROY, L.; TZANOPOULOS, J.; POTTS, S. G. Ecological and social drivers of coffee pollination in Santander, Colombia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 211, p. 145–154, 2015.
- BROOKS, M.E.; KRISTENSEN, K.; VAN BENTHEM, K. J; MAGNUSSON, A.; BERG, C.W.; NIELSEN, A.; SKAUG, H. J.; MAECHLER, M.; BOLKER, B. M. (2017). glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal*, 9(2), 378-400.
- BULLERI, F. *et al.* Facilitation and the niche: Implications for coexistence, range shifts and ecosystem functioning. *Functional Ecology*, v. 30, n. 1, p. 70–78, 2016.
- CAUDILL, S. A. *et al.* Forest and trees: Shade management, forest proximity and pollinator communities in southern Costa Rica coffee agriculture. *Renewable Agriculture and Food Systems*, v. 32, n. 5, p. 417–427, 2017.
- CHABERT, A.; SARTHOU, J. P. Conservation agriculture as a promising trade-off

- between conventional and organic agriculture in bundling ecosystem services. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 292, n. December 2019, p. 106815, 2020.
- COCA, L. C. A. Efeito da Heterogeneidade da Paisagem e das condições locais na comunidade de abelhas que nidificam em cavidades preexistentes. *Masters dissertation, Universidade Federal da Bahia*, 2013.
- COUTINHO, J. G. DA E.; GARIBALDI, L. A.; VIANA, B. F. *The influence of local and landscape scale on single response traits in bees: A meta-analysis. Agriculture, Ecosystems and Environment*. [S.l: s.n.], 2018
- DAINESE, M. *et al.* A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. p. 1–14, 2019.
- DANNER, N.; HÄRTEL, S.; STEFFAN-DEWENTER, I. Maize pollen foraging by honey bees in relation to crop area and landscape context. *Basic and Applied Ecology*, v. 15, n. 8, p. 677–684, 2014.
- DE MARCO, P.; COELHO, F. M. Services performed by the ecosystem: Forest remnants influence agricultural cultures' pollination and production. *Biodiversity and Conservation*, v. 13, n. 7, p. 1245–1255, 2004.
- DÍAZ, S.; SETTELE, J.; BRONDÍZIO, E. Summary for policymakers of the methodological assessment of scenarios and models of biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. *Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*, n. May 2019, p. 39, 2019.
- DINIS, I. *et al.* Organic agriculture values and practices in Portugal and Italy. *Agricultural Systems*, v. 136, n. 834, p. 39–45, 2015.
- FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: The habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, v. 40, n. 9, p. 1649–1663, 2013.
- FERRIER, S. *et al.* A globally applicable indicator of the capacity of terrestrial ecosystems to retain biological diversity under climate change: The bioclimatic ecosystem resilience index. *Ecological Indicators*, v. 117, n. March, p. 106554, 2020.
- FISHER, B.; TURNER, R. K.; MORLING, P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, v. 68, n. 3, p. 643–653, 2009.
- GARBACH, K. *et al.* Examining multi-functionality for crop yield and ecosystem services in five systems of agroecological intensification. *International Journal of Agricultural Sustainability*, v. 15, n. 1, p. 11–28, 2016.

- GIBBS, H. K. *et al.* Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *v. 107, n. 38, p. 1–6, 2010.*
- GONZALES-CHAVES, ADRIAN; JAFFÉ, RODOLFO; PAUL METZGER, JEAN; M. P. KLEINERT, A. *Forest proximity rather than local forest cover affects bee diversity and coffee pollination services.* . [S.l: s.n.]. , 2020.
- GUZMAN, A.; CHASE, M.; KREMEN, C. On-Farm Diversification in an Agriculturally-Dominated Landscape Positively Influences Specialist Pollinators. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, v. 3, n. October, 2019.
- HADLEY, A. S. *et al.* Forest fragmentation and loss reduce richness, availability, and specialization in tropical hummingbird communities. *Biotropica*, v. 50, n. 1, p. 74–83, 2018.
- HAZELL, P.; WOOD, S. Drivers of change in global agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 363, n. 1491, p. 495–515, 2008.
- HIPÓLITO, J.; BOSCOLO, D.; VIANA, B. F. *Landscape and crop management strategies to conserve pollination services and increase yields in tropical coffee farms. Agriculture, Ecosystems and Environment.* [S.l: s.n.]. , 2018
- ICO. Crop year production by country. *International Coffee Organization*, v. 51, n. 1, p. 51, 2020.
- IMARHIAGBE, O.; OGHENEVWOGAGA EGBODUKU, W.; JOSEPH NWANKWO, B. A review of the biodiversity conservation status of Nigeria. *Journal of Wildlife and Biodiversity*, v. 4, n. 1, p. 73–83, 2020.
- JAFFÉ, R. *et al.* Estimación de la Densidad de Colonias de Abejas en su Rango Natural para Cerrar la Brecha en los Censos del Declive de Polinizadores. *Conservation Biology*, v. 24, n. 2, p. 583–593, 2010.
- KLEIN, A. M.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. Fruit set of highland coffee increases with the diversity of pollinating bees. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 270, n. 1518, p. 955–961, 2003.
- KLEIN, A. M. *et al.* Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 274, n. 1608, p. 303–313, 2007.
- KREMEN, C. Ecological intensification and diversification approaches to maintain biodiversity, ecosystem services and food production in a changing world. *Emerging Topics in Life Sciences*, v. 4, n. 2, p. 229–240, 2020.

- LEBUHN, G. *et al.* A standardized method for monitoring Bee Populations – The Bee Inventory (BI) Plot. *San Francisco State University*, p. 11, 2003.
- LÜDECKE D (2018). “ggeffects: Tidy Data Frames of Marginal Effects from Regression Models.” *Journal of Open Source Software*, 3(26), 772. doi: 10.21105/joss.00772.
- MOREIRA, E. F.; BOSCOLO, D.; VIANA, B. F. Spatial Heterogeneity Regulates Plant- Pollinator Networks across Multiple Landscape Scales. p. 1–19, 2015.
- R CORE TEAM (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- RAMEZANI, H. A Note on the Normalized Definition of Shannon ’ s Diversity Index in Landscape Pattern Analysis. v. 2, n. 4, p. 54–60, 2012.
- ROOS, E. *et al.* Risks and opportunities of increasing yields in organic farming. A review. *Bratislavske lekarske listy*, v. 91, n. 9, p. 698–700, 2018.
- ROUBIK, D. W. *The pollination of cultivated plants: A compendium for practitioners*. [S.l: s.n.], 2018.
- SATURNI, F. T.; JAFFÉ, R.; METZGER, J. P. Landscape structure influences bee community and coffee pollination at different spatial scales. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 235, p. 1–12, 2016.
- SILVEIRA, F. A.; MELO, G. A. R.; ALMEIDA, E. A. B. *Abelhas Brasileiras*. [S.l: s.n.], 2002.
- VERGARA, C. H.; BADANO, E. I. Pollinator diversity increases fruit production in Mexican coffee plantations: The importance of rustic management systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 129, n. 1–3, p. 117–123, 2009.
- WEISKOPF, S. R. *et al.* Climate change effects on biodiversity, ecosystems, ecosystem services, and natural resource management in the United States. *Science of the Total Environment*, v. 733, 2020.
- WESTPHAL, C. *et al.* Measuring Bee Diversity in Different European Habitats and. *Ecological Monographs*, v. 78, n. 4, p. 653–671, 2008.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir dos resultados obtidos neste trabalho pudemos observar que o manejo local nas áreas de cultivo de café teve um maior impacto na diversidade de abelhas do que os aspectos da paisagem. Tanto a diversidade de abelhas nativas quanto a abundância de abelhas foram positivamente relacionadas à riqueza de plantas floridas dentro das áreas de cultivo e ao manejo orgânico. Contudo, a diversidade geral de abelhas foi a única variável que respondeu quanto a quantidade de cobertura florestal na paisagem. De maneira geral, a recomendação para se manter uma maior diversidade de polinizadores é a de considerar uma combinação de ações. Neste trabalho, identificamos como importantes as ações de manutenção ou a expansão de áreas de reservas legais e de preservação permanente e outras áreas com cobertura vegetal nativa na propriedade, de adoção de práticas de manejo que permitam a manutenção ou plantio direto de uma grande diversidade de plantas dentro das áreas de cultivo e de redução ou erradicação do uso de agrotóxicos.

Outros aspectos que podemos concluir com o presente trabalho é em relação às metodologias de coleta de abelhas. Cada metodologia teve vantagens e desvantagens. O método de coleta passiva com armadilhas *pantraps* foi o que obteve maior quantidade de registros quanto ao número de espécies e de espécimes de abelhas coletadas, enquanto o método de coleta ativa permitiu avaliar as espécies que efetivamente visitaram as flores de café e das plantas ruderais, espontâneas e de adubação verde que cresciam no meio do cultivo. Portanto, deve-se considerar a complementariedade dos métodos e sua aplicabilidade dentro de cenários específicos.

O manejo orgânico demonstrou maior capacidade em manter maior diversidade de abelhas e maior oferta de recursos florais ao longo do ano. Práticas como reduzir o manejo de plantas espontâneas e ruderais com a roçagem ou aplicação de herbicidas tendem a promover maior riqueza de plantas em floração ao longo do ano e como consequência maior e constante oferta de recursos florais para as abelhas. Além disso, o plantio de espécies para adubação verde é bastante recomendado. Por exemplo, em uma das fazendas estudadas foi observado o plantio de trigo mourisco (*Fagopyrum exulentum*) e nabo forrageiro (*Raphanus raphanistrum*) como adubação verde proporcionando uma grande oferta de recursos florais. Com a crescente necessidade de conciliar a produtividade agrícola e a conservação da biodiversidade,

práticas sustentáveis na agricultura como cultivos orgânicos e sistemas agroflorestais devem ser amplamente aplicados. Para que juntamente com a presença de áreas de remanescente florestais, estas práticas possam garantir harmonia da produção agrícola com a manutenção dos serviços ecossistêmicos como a polinização.

REFERÊNCIAS

- ALKAMA, R.; CESCATTI, A. Biophysical climate impacts of recent changes in global forest cover. *Science*, v. 351, n. 6273, p. 600–604, 2016.
- ALVES-DOS-SANTOS, I.; AIZEN, M. A.; SILVA, C. I. Conservação dos polinizadores. In: RECH, A. R. *et al.* (ed.). *Biologia da polinização*. Rio de Janeiro: Projeto Cultural, 2014. p. 493–524.
- AROWOLO, A. O. *et al.* Assessing changes in the value of ecosystem services in response to land-use/land-cover dynamics in Nigeria. *Science of the Total Environment*, v. 636, p. 597–609, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.277>.
- BENJAMIN, F. E.; REILLY, J. R.; WINFREE, R. Pollinator body size mediates the scale at which land use drives crop pollination services. *Journal of Applied Ecology*, v. 51, n. 2, p. 440–449, 2014.
- BONINI, I. *et al.* Collapse of ecosystem carbon stocks due to forest conversion to soybean plantations at the Amazon-Cerrado transition. *Forest Ecology and Management*, v. 414, p. 64–73, Apr. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.01.038>.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Notícia: Em 7 anos, triplica o número de produtores orgânicos cadastrados no ministério. Brasília, 2019. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/noticias/em-sete-anos-triplica-o-numero-de-produtores-organicos-cadastrados-no-mapa>. Acesso em: 20 mar. 2020.
- BRAVO-MONROY, L.; TZANOPOULOS, J.; POTTS, S. G. Ecological and social drivers of coffee pollination in Santander, Colombia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 211, p. 145–154, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.06.007>.
- CAUDILL, S. A. *et al.* Forest and trees: shade management, forest proximity and pollinator communities in southern Costa Rica coffee agriculture. *Renewable Agriculture and Food Systems*, v. 32, n. 5, p. 417–427, 2017.
- CHABERT, A.; SARTHOU, J. P. Conservation agriculture as a promising trade-off between conventional and organic agriculture in bundling ecosystem services. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 31, p. 105827, Aug. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106815>.

- COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. Acompanhamento da safra brasileira: café. Terceiro levantamento. Brasília, 2020. v. 6, p. 1–54. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/cafe>. Acesso em: 19 jul. 2020.
- COUTINHO, J. G. DA E.; GARIBALDI, L. A.; VIANA, B. F. *The influence of local and landscape scale on single response traits in bees: a meta-analysis*. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v.256, p. 61-73, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.12.025>.
- DAINESE, M. *et al.* A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. *Science Advances*, v. 5, n. 10 p. 1–14, 2019. Disponível em: <https://advances.sciencemag.org/content/5/10/eaax0121>. Acesso em: 20 Aug. 2020.
- DANNER, N.; HÄRTEL, S.; STEFFAN-DEWENTER, I. Maize pollen foraging by honey bees in relation to crop area and landscape context. *Basic and Applied Ecology*, v. 15, n. 8, p. 677–684, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2014.08.010>.
- DE MARCO, P.; COELHO, F. M. Services performed by the ecosystem: Forest remnants influence agricultural cultures' pollination and production. *Biodiversity and Conservation*, v. 13, n. 7, p. 1245–1255, 2004
- DE MARQUES, A. A. B.; PERES, C. A. Pervasive legal threats to protected areas in Brazil. *Oryx*, v. 49, n. 1, p. 25–29, 2015.
- DINIS, I. *et al.* Organic agriculture values and practices in Portugal and Italy. *Agricultural Systems*, v. 136, n. 834, p. 39–45, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2015.01.007>.
- DRAHEIM, H. M. *et al.* Beyond the snapshot: Landscape genetic analysis of time series data reveal responses of American black bears to landscape change. *Evolutionary Applications*, v.11, n.8, p. 1219–1230, Sept. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/eva.12617>.
- EKROOS, J. *et al.* Sparing land for biodiversity at multiple spatial scales. *Frontiers in Ecology and Evolution*, v. 3, p. 1–11, Jan. 2016. Disponível em: <http://journal.frontiersin.org/Article/10.3389/fevo.2015.00145/abstract>.
- FAROOQ, M.; SIDDIQUE, K. Conservation agriculture: concepts, brief history, and Impacts on agricultural systems. *In*: FAROOQ, M.; SIDDIQUE, K. (eds.) *Conservation agriculture*. Bern: Springer International, 2015. p. 1–665. Disponível em: https://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-11620-4_1.
- FISHER, B.; TURNER, R. K.; MORLING, P. Defining and classifying ecosystem

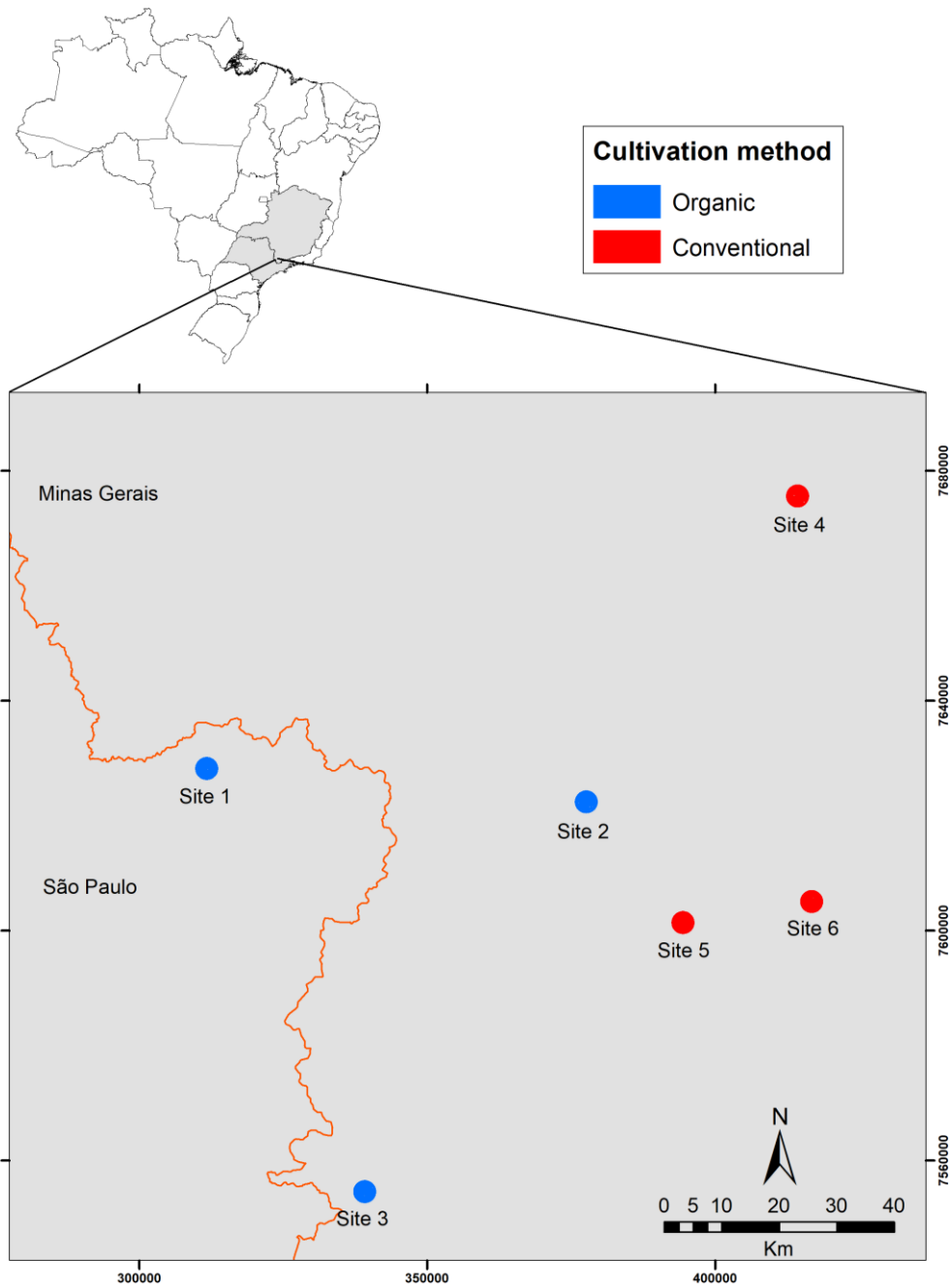
- services for decision making. *Ecological Economics*, v. 68, n. 3, p. 643–653, 2009. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>.
- FREITAS, B. M.; PINHEIRO, J. N. Efeitos sub-letais dos pesticidas agrícolas e seus impactos no manejo de polinizadores dos agroecossistemas brasileiros. *Oecologia Australis*, v. 14, n. 1, p. 282–298, 2010.
- GARBACH, K. *et al.* Examining multi-functionality for crop yield and ecosystem services in five systems of agroecological intensification. *International Journal of Agricultural Sustainability*, v. 15, n. 1, p. 11–28, 2016.
- GARIBALDI, L. A. *et al.* From research to action: enhancing crop yield through wild pollinators. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 12, n. 8, p. 439–447, 2014.
- GARRATT, M. P. D. *et al.* Insect pollination as an agronomic input: strategies for oilseed rape production. *Journal of Applied Ecology*, v. 55, n. 6, p. 2834–2842, Nov. 2018.
- GIBBS, H. K. *et al.* Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *PNAS*, v. 107, n. 38, p. 16732–16737, 2010.
- GONZÁLES-CHAVES, A. *et al.* Forest proximity rather than local forest cover affects bee diversity and coffee pollination services. *Landscape Ecology*, v. 35, p. 1841–1855, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01061-1>.
- HADLEY, A. S. *et al.* Forest fragmentation and loss reduce richness, availability, and specialization in tropical hummingbird communities. *Biotropica*, v. 50, n. 1, p. 74–83, 2018.
- HAZELL, P.; WOOD, S. Drivers of change in global agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 363, n. 1491, p. 495–515, 2008.
- HIPÓLITO, J.; BOSCOLO, D.; VIANA, B. F. Landscape and crop management strategies to conserve pollination services and increase yields in tropical coffee farms. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v.256, p. 218–225, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.09.038>.
- INTERNATIONAL COFFEE ORGANIZATION. Crop year production by country. London, 2020. Disponível em: <http://www.ico.org/prices/po-production.pdf>. Acesso em: 5 Feb. 2020.
- JAFFÉ, R. *et al.* Estimación de la densidad de colonias de abejas en su rango natural para cerrar la brecha en los censos del declive de Polinizadores. *Conservation Biology*, v. 24, n. 2, p. 583–593, 2010.

- KLEIN, A. M.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. Fruit set of highland coffee increases with the diversity of pollinating bees. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 270, n. 1518, p. 955–961, 2003.
- KLEIN, A. M. *et al.* Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 274, n. 1608, p. 303–313, 2007.
- KUBOTA, H. *et al.* Agronomic and physiological aspects of nitrogen use efficiency in conventional and organic cereal-based production systems. *Renewable Agriculture and Food Systems*, v. 33, n. 5, p. 443–466, 2018.
- MARTIN, A. E.; FAHRIG, L. Matrix quality and disturbance frequency drive evolution of species behavior at habitat boundaries. *Ecology and Evolution*, v.5, n. 24, p. 5792–5800, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ece3.1841>.
- MARTIN, G.; WILLAUME, M. A diachronic study of greenhouse gas emissions of French dairy farms according to adaptation pathways. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 221, p. 50–59, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.027>.
- MENDES, C. H. T. Introdução ao estudo da auto-esterilidade no gênero coffeea. *Bragantia*, v. 9, n 1-4, p. 35-41, 1949. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0006-87051949000100004>.
- OLLERTON, J.; WINFREE, R.; TARRANT, S. How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*, v. 120, n. 3, p. 321–326, 2011.
- RAW, A.; FREE, J. B. The pollination of coffee (*Coffea arabica*) by honeybees. *Tropical Agriculture*, v. 54, n. 4, p. 365–370, 1977.
- REGANOLD, J. P.; WACHTER, J. M. Organic agriculture in the twenty-first century. *Nature Plants*, v. 2, p. 15221, Feb. 2016.
- REZENDE, C. L. *et al.* From hotspot to hopespot: an opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*, v. 16, n. 4, p. 208–214, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>.
- ROOS, E. *et al.* Risks and opportunities of increasing yields in organic farming, a review. *Bratislavske Lekarske Listy*, v. 91, n. 9, p. 698–700, 2018.
- ROUBIK, D. W. *The pollination of cultivated plants: a compendium for practitioners*. 2. ed. Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2018. Disponível em: <http://www.fao.org/publications/card/en/c/19201EN>. Acesso em: 19 Jan. 2020.

- SAMWAYS, M. J. Insects in biodiversity conservation: some perspectives and directives. *Biodiversity and Conservation*, v. 2, n. 3, p. 258–282, 1993.
- SATURNI, F. T.; JAFFÉ, R.; METZGER, J. P. Landscape structure influences bee community and coffee pollination at different spatial scales. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 235, p. 1–12, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.10.008>.
- SCHWARTZ, M.W. *et al.* Linking biodiversity to ecosystem function. *Oecologia*, v. 122, n. 3, p. 297–305, 2000. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s004420050035>. Acesso em: 3 Sept. 2019.
- STAAL, A. *et al.* Forest-rainfall cascades buffer against drought across the Amazon. *Nature Climate Change*, v. 8, n. 6, p. 539–543, 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/s41558-018-0177-y>.
- TILMAN, D. *et al.* Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, v. 418, p. 671–677, Aug. 2002.
- TITTENSOR, D. P. *et al.* Biodiversity Targets. *Science*, v. 346, n. 6206, p. 241–243, 2014.
- TSCHARNITKE *et al.* Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecology Letters*, v. 8, n. 8, Jun. 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>.
- VERGARA, C. H.; BADANO, E. I. Pollinator diversity increases fruit production in Mexican coffee plantations: The importance of rustic management systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 129, n. 1–3, p. 117–123, 2009.
- WEZEL, A. *et al.* The blurred boundaries of ecological, sustainable, and agroecological intensification: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, v. 35, n. 4, p. 1283–1295, 2015.
- WILLER, H. *et al.* (ed.). *The world of organic agriculture - statistics & emerging trends*. Switzerland: FIBL, 2020.
- WOLOWSKI, M. *et al.* (org.). Relatório temático sobre polinização, polinizadores e produção de alimentos no Brasil. Campinas: BPBES/REBIPP, 2019. 184 p.
- WYCKHUYS, K. A. G. *et al.* Continental-scale suppression of an invasive pest by a host-specific parasitoid underlines both environmental and economic benefits of arthropod biological control. *PeerJ*, v. 6, Oct. 2018. Disponível em: <https://peerj.com/articles/5796/>. Acesso em: 17/02/2020.

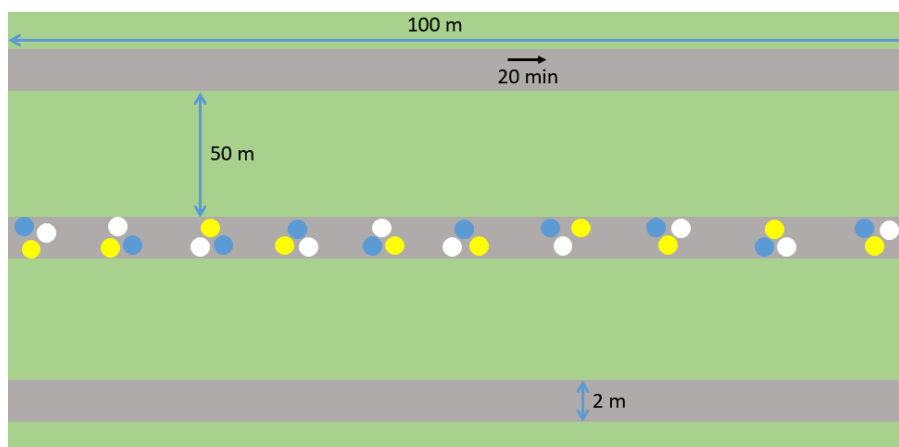
5 APÊNDICES

APÊNDICE A – Local das áreas de estudo



Appendix A. Location of the study sites in the states of Minas Gerais and São Paulo, Brazil. The sites are shown with a 2 km radius and the colors represent the cultivation method used in each site.

APÊNDICE B – Metodologia de coleta de abelhas



Appendix B. Bee sampling methodology used in each of the six coffee sites. The green box represents a coffee field with an area of at least one hectare. Pan traps were set in the central transect with ten groups of the three colors equally distributed over 100 meters. Active bee sampling on flowers (coffee flowers and other flowering plants) within the coffee fields was conducted in the three transects (grey rectangles). The active sampling consisted of actively observing and collecting bees along each transect during a 20-minute walk for each active bee sampling methodology.

APÊNDICE C – Abelhas coletadas pelas metodologias ativa e passiva durante o estudo.

Order	Family	Tribe	Genus	Species	Passive		Active	
					Conv.	Org.	Conv.	Org.
Hymenoptera				<i>Hymenoptera sp.1</i>	1			
				<i>Hymenoptera sp.2</i>	1			
				<i>Hymenoptera sp.3</i>	1			
				<i>Hymenoptera sp.4</i>	1			
				<i>Hymenoptera sp.5</i>			1	
				<i>Hymenoptera sp.6</i>	1			
				<i>Hymenoptera sp.7</i>	1			
				<i>Hymenoptera sp.8</i>			1	
				<i>Hymenoptera sp.9</i>				1
				<i>Hymenoptera sp.10</i>		1		
				<i>Hymenoptera sp.11</i>	1			
				<i>Hymenoptera sp.12</i>		1		
Hymenoptera	Apidae			<i>Apidae sp.1</i>		3		
				<i>Apidae sp.2</i>	4			1
				<i>Apidae sp.3</i>	1	1		
				<i>Apidae sp.4</i>	23			
				<i>Apidae sp.5</i>	1	1		
				<i>Apidae sp.6</i>	5	2		
				<i>Apidae sp.7</i>		1		1
				<i>Apidae sp.8</i>	1			
				<i>Apidae sp.9</i>		1		
				<i>Apidae sp.10</i>	1			
				<i>Apidae sp.11</i>	4	3		
Hymenoptera	Apidae		Apis	<i>A. mellifera</i>	91	266	24	36
Hymenoptera	Apidae	Apini		<i>Euglossina sp.1</i>	2	1		
				<i>Euglossina sp.2</i>	1			
Hymenoptera	Apidae	Apini	Tetragonisca	<i>T. angustula</i>	1	1	6	11
			Schwarziana	<i>S. quadripunctata</i>	6	3	4	32
			Trigona	<i>T. spinipes</i>	26	29	33	47
			Cephalotrigona	<i>C. capitata</i>				2
			Scaptotrigona	<i>S. depilis</i>	2	1	2	22
			Partamona	<i>P. cupira</i>		1	1	10
			Tetragona	<i>T. clavipes</i>	1		5	5
			Melipona	<i>M. quadrifasciata</i>		1	1	
			Geotrigona	<i>Geo. sp.1</i>	3	2	1	17
			Trigonisca	<i>Trig. sp.1</i>	1	4		1
			Trigonisca	<i>Trig. sp.2</i>	1			
			Plebeia	<i>Pl. sp.1</i>	14			
			Plebeia	<i>Pl. sp.2</i>	34	3		5
			Plebeia	<i>Pl. sp.3</i>	4		9	14
			Plebeia	<i>Pl. sp.4</i>	14	7	3	7
			Plebeia	<i>Pl. sp.5</i>	2	3	8	22
			Plebeia	<i>Pl. sp.6</i>	2	4		2
			Plebeia	<i>Pl. sp.7</i>		1		
Hymenoptera	Apidae	Apini	Bombus	<i>B. sp.1</i>	2	3		
			Bombus	<i>B. sp.2</i>		1		
			Bombus	<i>B. sp.3</i>		2		
Hymenoptera	Apidae	Emphorini		<i>Emphorini. sp.1</i>	22	32		
Hymenoptera	Apidae	Emphorini	Ptilothrix	<i>Pt. sp.1</i>	1	7		
			Ancylloscelis	<i>Anc. sp.1</i>	2	3		
			Melitoma	<i>M. sp.1</i>		1		
			Melitomella	<i>Melit. sp.1</i>	6	11		1
Hymenoptera	Apidae	Eucerini		<i>Eucerini sp.1</i>	33	4	1	
				<i>Eucerini sp.2</i>		5		
Hymenoptera	Apidae	Eucerini	Thygater	<i>Th. sp.1</i>	18	10		1
Hymenoptera	Apidae	Eucerini	Melissoptila	<i>Melis. sp.1</i>	2	2		
Hymenoptera	Apidae	Exomalopsini	Exomalopsis	<i>E. sp.1</i>				1
			Exomalopsis	<i>E. sp.2</i>	2	6	1	2
			Exomalopsis	<i>E. sp.3</i>	8	11	10	17
Hymenoptera	Apidae	Centridini	Epicharis	<i>Ep. sp.1</i>				1
			Epicharis	<i>Ep. sp.2</i>		1		
Hymenoptera	Apidae	Ceratinini	Ceratina	<i>C. sp.1</i>				4
			Ceratina	<i>C. sp.2</i>	1	19		1
			Ceratina	<i>C. sp.3</i>	1	1	1	2
			Ceratina	<i>C. sp.4</i>	1			
			Ceratina	<i>C. sp.5</i>	3	1		
Hymenoptera	Apidae	Xylocopini	Xylocopa	<i>X. sp.1</i>				1

			Xylocopa	<i>X. sp.2</i>				2	
			Xylocopa	<i>X. sp.3</i>				1	
Hymenoptera	Halictidae			<i>Halictidae sp.1</i>				1	
				<i>Halictidae sp.2</i>	1				
				<i>Halictidae sp.3</i>	5				1
				<i>Halictidae sp.4</i>	4		3		1
Hymenoptera	Halictidae	Augochlorini	Augochlora	<i>Aug. sp.1</i>	1	2			
			Augochlora	<i>Aug. sp.2</i>	1	3			1
			Augochlora	<i>Aug. sp.3</i>	4	2			
			Augochlora	<i>Aug. sp.4</i>	1	4			
			Augochlora	<i>Aug. sp.5</i>	1	2			1
			Augochlora	<i>Aug. sp.6</i>	8	16			
			Augochlora	<i>Aug. sp.7</i>		1			
			Augochlora	<i>Aug. sp.8</i>		1			
			Augochlora	<i>Aug. sp.9</i>		2	2		3
			Augochlora	<i>Aug. sp.10</i>	5	9			1
Hymenoptera	Halictidae	Augochlorini	Augochloropsis	<i>Augoc. sp.1</i>	2	2	2		6
			Augochloropsis	<i>Augoc. sp.2</i>	1		1		
			Augochloropsis	<i>Augoc. sp.3</i>	3	1			3
Hymenoptera	Halictidae	Augochlorini	Pseudaugochlora	<i>Pseud. sp.1</i>	1				1
			Pseudaugochlora	<i>Pseud. sp.2</i>		1			
Hymenoptera	Halictidae	Augochlorini	Pereirapis	<i>Per. sp.1</i>	2	11			8
			Pereirapis	<i>Per. sp.2</i>		4			
			Pereirapis	<i>Per. sp.3</i>	1				
Hymenoptera	Halictidae	Augochlorini	Temnosoma	<i>T. sp.1</i>	2	3			1
			Temnosoma	<i>T. sp.2</i>		2			
			Temnosoma	<i>T. sp.3</i>	1		1		
			Temnosoma	<i>T. sp.4</i>		1			
Hymenoptera	Halictidae	Augochlorini	Ceratalictus	<i>Cer. sp.1</i>					2
Hymenoptera	Halictidae	Augochlorini	Neocorynura	<i>Neo. sp.1</i>		1			1
Hymenoptera	Halictidae	Halictini	Dialictus	<i>D. sp.1</i>	106	133	11		12
Hymenoptera	Andrenidae		Oxaea	<i>Ox. sp.1</i>	12	11			
			Oxaea	<i>Ox. sp.2</i>	7	11			
Hymenoptera	Andrenidae	Protandrenini	Anthrenoides	<i>Anth. sp.1</i>	1	1			2
Hymenoptera	Andrenidae	Calliopsini	Acamptopoeum	<i>Acamp. sp.1</i>	2	10			1
			Acamptopoeum	<i>Acamp. sp.2</i>		4	1		1
Hymenoptera	Megachilidae	Lithurgini	Lithurgus	<i>Lit. sp.1</i>	1				
Total					527	703	133		313

Appendix C – Bees collected through active and passive sampling in the study area in southeastern Brazil. Specimens were identified to the lowest taxonomic level possible and the number of specimens collected per sampling method (passive and active) and coffee cultivation method (conventional and organic) is provided. Active sampling consisted of collecting bees visiting coffee flowers and other flowering plants present in the coffee field, while passive sampling consisted of sampling all bees that were attracted to and captured in all pan traps.

APÊNDICE D – Plantas coletadas em floração durante o ano de 2019.

Family	Species	Organic	Conventional
Amaranthaceae	<i>Alternanthera tenella</i> Colla	x	
Amaranthaceae	<i>Amaranthus deflexus</i> L.	x	x
Asteraceae	<i>Acanthospermum australe</i> (Loefl.) Kuntze		x
Asteraceae	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	x	
Asteraceae	<i>Bidens pilosa</i> L.	x	x
Asteraceae	<i>Bidens subalternans</i> DC.	x	
Asteraceae	<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC.ex Wight	x	x
Asteraceae	<i>Hypochaeris chillensis</i> (Kunth) Britton		x
Asteraceae	<i>Jaegeria hirta</i> (Lag.) Less	x	
Asteraceae	<i>Parthenium hysterophorus</i> L.		x
Asteraceae	<i>Porophyllum ruderale</i> (Jacq.) Cass.		x
Asteraceae	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	x	x
Brassicaceae	<i>Raphanus raphanistrum</i> L.	x	x
Brassicaceae	<i>Lepidium virginicum</i> L.	x	
Commelinaceae	<i>Commelina benghalensis</i> L.	x	
Commelinaceae	<i>Commelina diffusa</i> Burm. F.	x	
Convolvulaceae	<i>Ipomoea alba</i> L.		x
Convolvulaceae	<i>Ipomoea aristolochifolia</i> L.	x	x
Convolvulaceae	<i>Ipomoea hederifolia</i> L.	x	
Convolvulaceae	<i>Ipomoea nil</i> L.(Roth)	x	
Convolvulaceae	<i>Ipomoea purpurea</i> (L.) Roth		x
Convolvulaceae	<i>Ipomoea triloba</i> L.	x	x
Cucurbitaceae	<i>Momordica charantia</i> L.	x	
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia hirta</i> L.	x	x
Lamiaceae	<i>Leonurus japonicus</i> Houtt.		x
Malvaceae	<i>Sida rhombifolia</i> L.	x	x
Oxalidaceae	<i>Oxalis debilis</i> Kunth	x	
Oxalidaceae	<i>Oxalis latifolia</i> Kunth	x	
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus tenellus</i> Roxb.	x	
Poaceae	<i>Anchrus ciliaris</i> L.	x	
Poaceae	<i>Dactyloctenium aegyptium</i> (L.) Willd	x	
Poaceae	<i>Digitaria insularis</i> (L.) Fedde	x	
Poaceae	<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	x	
Poaceae	<i>Panicum dichotomiflorum</i> Michx.	x	
Poaceae	<i>Paspalum paniculatum</i> L.	x	
Poaceae	<i>Pennisetum purpureum</i> Schumach	x	
Poaceae	<i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D.Webster	x	
Polygonaceae	<i>Fagopyrum exulentum</i> Moench	x	
Portulacaceae	<i>Talinum paniculatum</i> (Jacq.) Gaertn	x	
Robiaceae	<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes		x
Solanaceae	<i>Solanum americanum</i> Mill.	x	x
Richness		33	18

Appendix D – Flowering plants visited by bees and collected throughout the year (2019) in coffee fields in the study area in southeastern Brazil. The families and species are separated based on their occurrence in the organic and conventional cultivation sites.

APÊNDICE E – Resultados da modelagem de abundância de abelhas.

Bee abundance				
<i>Single variable models</i>				
Models	Chisq	Df	Pr	
bee abundance ~ heterogeneity	0.2039	1	0.6516	
bee abundance ~ coffee cover	1.8626	1	0.1723	
bee abundance ~ native forest cover	1.3947	1	0.2376	
bee abundance ~ plant richness	16.7280	1	4.314E-05	
bee abundance ~ coffee blooming	18.5530	1	1.653E-05	
bee abundance ~ honeybee keeping	2.3584	1	0.1246	
bee abundance ~ cultivation method	6.4393	1	0.0112	
bee abundance ~ bee type	0.0473	1	0.8279	
<i>Model selection based on significant variables</i>				
Models	k	AICc	Δ AICc	Weight
bee abundance ~ coffee blooming * plant richness + cultivation method	9	829.8915	0.0000	0.6692
bee abundance ~ coffee blooming + plant richness + cultivation method	8	831.9782	2.0867	0.2357
bee abundance ~ coffee blooming + plant richness * cultivation method	9	833.7940	3.9025	0.0951
NULL model	5	873.9550	44.0635	0.0000
<i>Best model evaluation</i>				
Variables	Chisq	Df	Pr	Estimate
coffee blooming	27.1936	1	1.841E-07	4.1806
plant richness	24.2776	1	8.340E-07	0.4643
organic cultivation method	5.5148	1	0.0189	1.3290
coffee blooming : plant richness	4.4311	1	0.0353	-0.4868

Appendix E – Model results for bee abundance. First, single variable models were done to evaluate the relation of each explanatory variable to bee abundance, and the significant variables (p value lower than 0.05) were marked in bold. Then, models with only the significant variables and different structures were compared with the null model. Models with difference lower than two of the Akaike information criteria (Δ AICc > 2) were considered equivalent. In the end, the best model was evaluated and the estimate of each variable calculated.

APÊNDICE F – Resultados da modelagem da diversidade geral de abelhas.

Overall bee diversity				
<i>Single variable models</i>				
Models	Chisq	Df	Pr	
Overall bee diversity ~ plant richness	3.222	1	0.0727	
Overall bee diversity ~ coffee cover	0.8599	1	0.3538	
Overall bee diversity ~ heterogeneity	1.1844	1	0.2765	
Overall bee diversity~ native forest cover	4.4237	1	3.544E-02	
Overall bee diversity ~ cultivation method	0.3055	1	0.5805	
Overall bee diversity ~ honeybee keeping	0.2137	1	0.6439	
Overall bee diversity ~ coffee blooming	0.0031	1	0.9554	
<i>Model selection based on significant variables</i>				
Models	k	AICc	Δ AICc	Weight
Overall bee diversity~ native forest cover	6	-92.75	0.00	0.61
NULL model	5	-91.81	0.93	0.39
<i>Best model evaluation</i>				
Variables	Chisq	Df	Pr	Estimate
native forest cover	4.4237	1	3.544E-02	0.1035

Appendix F – Model results for overall bee diversity. First, single variable models were done to evaluate the relation of each explanatory variable to bee abundance, and the significant variables (p value lower than 0.05) were marked in bold. Then, models with only the significant variables and different structures were compared with the null model. Models with difference lower than two of the Akaike information criteria (Δ AICc > 2) were considered equivalent. In the end, the best model was evaluated and the estimate of each variable calculated.

APÊNDICE G – Resultados da modelagem da diversidade de abelhas nativas.

Native bee diversity				
<i>Single variable models</i>				
Models	Chisq	Df	Pr	
Native bee diversity ~ plant richness	24.105	1	9.120E-07	
Native bee diversity ~ coffee cover	1.9075	1	0.1672	
Native bee diversity ~ heterogeneity	0.0184	1	0.8920	
Native bee diversity ~ native forest cover	3.0500	1	8.074E-02	
Native bee diversity ~ cultivation method	5.3601	1	2.060E-02	
Native bee diversity ~honeybee keeping	1.6063	1	0.2050	
Native bee diversity ~ coffee blooming	1.1718	1	0.2790	
<i>Model selection based on significant variables</i>				
Models	k	AICc	Δ AICc	Weight
Native bee diversity ~ plant richness + cultivation method	7	-73.4873	0.0000	0.5251
Native bee diversity ~ plant richness * cultivation method	7	-73.2865	0.2008	0.4749
NULL model	4	-45.0010	28.4864	0.0000
<i>Best model evaluation</i>				
Variables	Chisq	Df	Pr	Estimate
plant richness	24.2623	1	8.407E-07	0.0327
organic cultivation method	3.9069	1	0.0481	0.0724

Appendix G – Model results for native bee diversity. First, single variable models were done to evaluate the relation of each explanatory variable to bee abundance, and the significant variables (p value lower than 0.05) were marked in bold. Then, models with only the significant variables and different structures were compared with the null model. Models with difference lower than two of the Akaike information criteria (Δ AICc > 2) were considered equivalent. In the end, the best model was evaluated and the estimate of each variable calculated.