

ECOLOGIA

ZHU XINGFANG

**DIVERSIDADE DE ABELHAS NATIVAS EM
GRADIENTES DE COBERTURA E
HETEROGENEIDADE DA PAISAGEM**



Rio Claro
2015

ZHU XINGFANG

**DIVERSIDADE DE ABELHAS NATIVAS EM
GRADIENTES DE COBERTURA E
HETEROGENEIDADE DA PAISAGEM**

Orientadora: PROF^a. DRA. MARIA JOSÉ DE OLIVEIRA CAMPOS

Co-Orientador: PROF. DR. MILTON CEZAR RIBEIRO

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado ao Instituto de Biociências da
Universidade Estadual Paulista “Júlio de
Mesquita Filho” - Campus de Rio Claro,
para obtenção do grau de Ecóloga.

Rio Claro

2015

595.799 Zhu, Xingfang
Z63d Diversidade de abelhas nativas em gradientes de
cobertura e heterogeneidade da paisagem / Zhu Xingfang. -
Rio Claro, 2015
46 f. : il., figs., gráfs., tabs., fots., mapas

Trabalho de conclusão de curso (Ecologia) -
Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de
Rio Claro
Orientadora: Maria José de Oliveira Campos
Coorientador: Milton Cezar Ribeiro

1. Abelhas. 2. Conservação de polinizadores. 3.
Conservação. 4. Ecologia da paisagem. I. Título.

Ficha Catalográfica elaborada pela STATI - Biblioteca da UNESP
Campus de Rio Claro/SP

Dedico às abelhas, pelo seu lindo e essencial trabalho. Sem elas, o mundo não seria tão colorido.

AGRADECIMENTOS

A realização deste trabalho foi um processo longo e as vezes entediante e até frustrante por não conseguir fazê-lo conforme os planos, mas não poderia deixar de agradecer em primeiro lugar a pessoa que foi fundamental nessa jornada interessante, minha orientadora Profa Dra Maria José de Oliveira Campos, carinhosamente conhecida como Zezé. Foi nas suas aulas que tive o primeiro contato com a ecologia, a ciência. Encorajada pelas aulas, fui atrás de sua orientação para "estágios" e aqui estamos nós. Obrigada Zezé pelos ensinamentos, conversas sobre o mundo, a vida, a Ecologia, pelas discussões em geral, risadas e paciência.

Ao meu co orientador, Prof Dr Milton Cezar Ribeiro, que junto com a Zezé, tornaram esse trabalho realizável e concluído. Miltinho, obrigada pela dedicação, compreensão e paciência (sempre) e pelos ensinamentos de uma vida melhor.

Ao professor Tadeu Siqueira, que me apresentou o mundo maravilhoso da estatística na ecologia. E influenciou de certa forma na "cara" deste trabalho. E considero como um dos exemplos de gente grande.

Aos "GEECAS" lindos e queridos e abelhudos (todos que passaram durante a minha temporada, desde os tempos de "Geequinha" e foram muitos!!) por todos os momentos legais e não tão legais (porque a vida não é só feito de momentos legais), como passar frio nos campos. Mas os campos foram inesquecíveis.

Um agradecimento especial ao Bruno Grisolia "Siri", Felipe Brocanelli "Socó", Dani Matsuda, Paula Montagnana (praticamente uma co orientadora! super querida), por todo o tempo que passamos juntos, compartilhando idéias, conhecimentos, frustrações e muitas risadas. Vocês foram essenciais e se tornaram grandes amigos para a vida. Sinto saudades sempre. E ao Carlinhos Fernandinho, querido técnico do departamento de Ecologia quando não é piadista, nem cantor, veterinário e tantas outras profissões dele. Obrigada pelos ensinamentos.

Ao pessoal do Leec (Felipe Martello, John, Maurício, Hugo e todo o time

Leec, que é praticamente infinito, nunca para de brotar novas cabeças) por toda a ajuda com as tecnologias de SIG e coisas de paisagem e outros assuntos não tão relacionados, e principalmente a Juliana Silveira, que me ajudou imensamente nas análises finais. E tantas outras pessoas do Departamento de Ecologia (que se tornou ao longo desses anos, praticamente mais uma casa pra mim). Provavelmente esqueci de muitas pessoas importantes.

Aos meus outros amigos não tão “abelhudos”, acho que uma dedicação especial ao Bruno Borges, o cara das nuvens e aviões. Obrigada pelo mapa! E tantas outras ajudas ao longo dessa jornada quase infinita. Ao pessoal da turma da Ecologia 2008 (8 é um numero muito legal). Que foram praticamente uma família pra mim quando pisei em Rio Claro há um tempinho atrás. Tenho um carinho muito especial por eles. Um salve às Tombas. Geni me ensinou muitas coisas.

E claro, minha turma, Ecologia 2010 (10 é 10!), que foi muito importante para a minha formação de vida adulta. Agora sou uma adulta melhor. Cada uma de vocês contribuíram para isso (bem ou mal) e sou muito grata por ter encontrado vocês e por todas as vivências juntas. Considere seu nome aqui.

Aline Xica, companheira de departamento, do cafézinho de cada hora e das descobertas das maravilhas do mundo acadêmico, que me acompanhou nas frustrações mesmo no outro continente.

A Rep Luanda e seus moradores iluminados (humanoides e felinoides e plantoides) Pits Ísis, (lindinha das baleias e agora a crazy dos cats), Bolaxa Bel dos cabelos enroladinhos e Zé Pakito (o gordo, mas agora nem tanto) que juntos formam o trio amor amor amor, me acolheram com muito amor neste ultimo ano conturbado. Principalmente na reta final, exercendo toda a paciência e compreensão, ouvindo meus dramas sem luz no fim do túnel, e acreditando na minha infinita lista pós TCC. Amo cada uma de vocês. Até os gatos. Sentirei falta desse convívio. Palavras não são suficientes para expressar toda a minha gratidão. Às luandeiras especiais, tão lindas quanto, Erika Pedrotinha, Mayra Kaory e Flora, just Flora, tudo isso acima também. Sinto-me muito sortuda ter vocês na minha vida.

E antes de sair de Rio Claro, obrigada Jéssica e Kaory, queridas companheiras de casa, equilibrando com tranquilidade toda a minha agitação e

ansiedade. Foi maravilhoso morar com vocês nos últimos anos de graduação, cobaias das minhas comidinhas, fazendo minha rotina ser do jeito que deve ser.

Aos meus amigos Simone (que praticamente acompanhou todo o processo da minha formação de ecóloga) e Victor Alves, que passaram horas e horas ouvindo minhas divagações durante toda a graduação e o quanto as abelhas são massas. Nossas conversas foram importantes para mim durante todos esses anos.

À todos os meus amigos.

À família Zhu. Quero aproveitar para dizer que serei uma ótima ecóloga (me esforçarei) e um dia ganharei um premio Nobel e vocês verão como isso é legal.

Mamãe, papai, irmãs queridas (Gordinha 1, Gordinha 2 e Gordinha 4), terminei o TCC. E minha vida sem vocês não teria tanta graça. Seria uma vida sem bagunça, conflitos e agitações.

Tem tantas outras pessoas que eu gostaria de agradecer, mas o espaço é limitado e o alcance também. Então, mentalmente, do fundo do meu coração, obrigada a todos que fizeram/fazem parte da minha vida.

Vou terminar aqui e talvez um dia publique uma extensão disto, com minhas reminiscências e divagações.

Se eu esquecer alguém crucial para a realização do projeto, colocarei no meu livro de reminiscências.

RESUMO

Diversidade de abelhas nativas em gradientes de cobertura e heterogeneidade da paisagem

Cerca de 90% das plantas com flores e 35% das culturas agrícolas são dependentes de animais para polinização, e as abelhas são os principais agentes polinizadores de uma ampla variedade de espécies de plantas de ambientes naturais e agrícolas. Assim, as abelhas não só são imprescindíveis para a manutenção e conservação de comunidades de plantas em sistemas naturais, como também na atuação direta e significativa na produtividade agrícola. Atualmente, as populações de abelhas estão em declínio no mundo todo, em decorrência, principalmente, do crescente desmatamento e consequente perda de habitats adequados, além de outras ações antrópicas que modificam os seus nichos. Tendo em vista que muitos estudos, realizados principalmente em regiões temperadas, têm demonstrado que a paisagem do entorno dos cultivos agrícolas influencia a diversidade e abundância de polinizadores, avaliações sobre o efeito do contexto da paisagem na fauna de abelhas se tornam fundamentais. Este estudo teve como objetivo geral identificar os fatores que influenciam a riqueza e a abundância/diversidade de abelhas nativas em áreas agrícolas inseridas em um gradiente de quantidade de habitat e níveis de heterogeneidade da paisagem.

O estudo foi conduzido no município de Guapiara, SP, região predominantemente agrícola, com fragmentos florestais de Mata Atlântica no entorno das propriedades rurais. Para amostrar a distribuição e a diversidade das abelhas foram usadas armadilhas do tipo *pan trap* (nas cores amarelo, azul e branco). Em cada ponto amostral foram instaladas cinco estações (cada estação composta por um *pan traps* de cada cor) de 1,5m de altura, cuja distribuição espacial dentro das propriedades de estudo tem formato de X e distantes uma das outras 5m. As amostragens foram de 30h/coleta em cada ponto amostral (n=17, cada um com raio de 1000m), realizadas em uma única época do ano (primavera/verão, quente e chuvoso), período em que as abelhas apresentam maior atividade.

Para calcular a diversidade da comunidade de abelhas, foi utilizado o Índice de Diversidade de Shannon.

Para verificar o efeito da composição da paisagem sobre a diversidade (riqueza e abundância) das abelhas, foram gerados Modelos de Regressão Linear (GLM) e Modelos Aditivos Generalizados (GAM).

Depois de verificada a relação entre as variáveis (explanatórias e respostas) para cada escala (250m, 500m, 1000m), foi realizada uma seleção de modelos a partir do critério Akaike (AIC – *Akaike information criterion*) para selecionar a melhor escala de análise.

De acordo com os resultados, o modelo que melhor explica a diversidade de abelhas é o que relaciona a diversidade da paisagem com a riqueza e com a abundância das espécies. Os modelos envolvendo outras variáveis (cobertura florestal, isolamento funcional, configuração da paisagem) e riqueza e abundância das espécies não foram significativos.

Palavras chave: Bees. Conservação. Biodiversidade. Ecologia da Paisagem.

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	9
1.1	Objetivo	12
1.2	Objetivos específicos e hipóteses	12
2.	MATERIAL E MÉTODOS.....	14
2.1	Área de estudo	14
2.2	Seleção das paisagens amostrais e cálculo das métricas da paisagem	16
2.3	Levantamento das espécies de abelhas na área de estudo.	18
2.5	Análise dos dados - Análises estatísticas.....	21
3.	RESULTADOS	22
3.1	Composição da fauna de abelhas	23
3.3	Análise das escalas e do efeito dos modelos.....	27
4.	DISCUSSÃO.....	31
4.1	Composição das comunidades de abelhas na área de estudo .	31
4.2	Diversidade de abelhas e métricas da paisagem	33
5.	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	35
	REFERÊNCIAS	37
	APÊNDICE	42

1. INTRODUÇÃO

O efeito da paisagem sobre a diversidade de abelhas nativas é um tema recente e pouco explorado (VIANA *et al.* 2012). O desaparecimento das abelhas em áreas de vegetação natural e de campos de cultivos tem sido registrado em todo o mundo há mais de duas décadas (ALLEN-WARDELL *et al.* 1998; CAMERON *et al.* 2011). Isso tem despertado o interesse dos pesquisadores em descobrir quais as causas desse fenômeno, buscando elucidar quais os fatores e os processos que ocasionam esse declínio. Considerando a importância ecológica do grupo e seu papel na manutenção dos serviços ecossistêmicos, é de fundamental importância compreender os efeitos de variáveis locais, da degradação e da estrutura da paisagem sobre as abelhas (GARIBALDI *et al.* 2013; ALBRECHT *et al.* 2012; STEFFAN-DEWENTER *et al.* 2002). Sabe-se que em paisagens alteradas, particularmente pela fragmentação dos habitats naturais e consequente expansão de matrizes agrícolas e agropecuária, ocorrem mudanças significativas na composição e na diversidade da fauna de abelhas (BIESMEIJER *et al.* 2006). No caso das abelhas, poucos estudos com a abordagem explícita de ecologia da paisagem têm sido desenvolvidos em regiões tropicais (VIANA *et al.* 2012; MOREIRA *et al.* 2015), sendo a maioria para regiões temperadas (OSBORNE *et al.* 1999; KREMEN *et al.* 2002).

Organismos sensíveis às alterações ambientais são considerados ótimos bioindicadores de qualidade ambiental, e dentre eles inclui-se muitos grupos de abelhas. Isso ocorre devido a especificidade de habitat e de forrageamento desses organismos, como, por exemplo, as Euglossini (conhecidas como as abelhas de orquídeas) que são importantes polinizadoras de plantas tropicais (inclusive as comerciais) e sofrem com os efeitos de fragmentação, principalmente por seu hábito de forrageamento a longas distâncias (BROSSI, 2009).

A fragmentação e destruição de áreas de florestas, decorrentes do aumento de áreas de pastagens, de cultivos agrícolas (principalmente monoculturas) e da expansão urbana podem influenciar diretamente a perda de habitat e, conseqüentemente, o isolamento e diminuição da oferta de recursos

alimentares (KREWENKA *et al.* 2011). Os fragmentos florestais remanescentes podem não ser suficientes para suportar uma população viável de abelhas sociais ou mesmo de espécies solitárias, que na maioria têm hábitos especialistas de forrageamento. Diante disso, é grande a necessidade de se entender melhor como a paisagem contemporânea de fragmentos florestais afeta a distribuição espacial e a diversidade das abelhas nativas (DORCHIN *et al.* 2013).

A diversidade de espécies de abelhas em áreas fragmentadas depende muito da capacidade de movimentação e dispersão das espécies. Espécies de pequeno porte têm menor capacidade de se deslocar a longas distâncias, diferentemente de espécies de maior porte, que conseguem migrar e colonizar áreas mais distantes de seu ninho-natal (ZURBUCHEN *et al.* 2010). Contudo, abelhas sem ferrão (Meliponini) são as mais lentas para se movimentar e para dispersar, uma vez que as colônias-filhas permanecem dependentes dos recursos estocados nas colônias-mãe por dias e até meses, impedindo-as de se estabelecer em áreas muito distantes de seu ninho de origem (NOGUEIRA-NETO, 1954 apud SILVEIRA *et al.* 2002).

A relação entre abelhas e plantas com flores, que pode resultar em polinização, é uma das interações interespecíficas mais importantes ecologicamente, (DEL-CLARO & TOREZAN-SILINGARDI, 2012), contribuindo consideravelmente para o sucesso reprodutivo das plantas. Além disso, a polinização é considerada como um fator-chave na diversificação de alguns grandes grupos de animais e plantas, pois cerca de 85% das plantas com flores são polinizadas por agentes bióticos, essa importância fica mais evidente se considerarmos que só as angiospermas totalizam 352.000 espécies (OLLERTON *et al.* 2011).

Na ausência de polinizadores o sucesso reprodutivo das plantas é menor, o que pode afetar a produção de alimentos (recursos energéticos e protéicos), para diferentes grupos de animais. (KEARNS *et al.* 1998; OLLERTON *et al.* 2011). Para evidenciar a importância dos serviços ecossistêmicos realizados pelos polinizadores, Klein *et al.* (2007) quantificaram a produtividade de diferentes cultivos e encontraram um aumento na ordem de 75% no peso do fruto e/ou quantidade de sementes em quase 75% dos cultivos

já estudados em decorrência da polinização por abelhas (ver também ALBRECHT *et al.* 2012).

Entretanto, apesar da reconhecida importância econômica das abelhas, estudos mostram um declínio acentuado na diversidade de espécies nativas (os principais polinizadores) em campos agrícolas (BIESMEIJER *et al.* 2006). Na América do Norte, por exemplo, as abelhas do gênero *Bombus* apresentaram uma queda expressiva na diversidade de espécies e nos tamanhos populacionais dessas espécies devido à ação de agentes patógenos (CAMERON *et al.* 2011). Biesmeijer *et al.* (2006) detectaram uma queda na diversidade de abelhas na Grã-Bretanha e Holanda a partir de 1980. O declínio das espécies foi mais frequente em polinizadores especialistas e, de forma geral, ocorreu em conjunto com uma perda de diversidade de plantas e de outros polinizadores. De acordo com a revisão de Aizen *et al.* (2009), a perda de polinizadores é mais acelerada nos trópicos que nas regiões temperadas, causada pela fragmentação e a perda de habitat naturais, levando, portanto, à necessidade de um aumento de áreas cultivadas para compensar o déficit de polinizadores, o que influencia diretamente a produção e a qualidade dos alimentos. Além disso, a maioria dos países tropicais estão em desenvolvimento, e, portanto, conflitos futuros, tanto econômicos quanto ambientais, poderão se agravar em decorrência da diminuição da produção de alimentos e do aumento de desmatamento, (RICKETTS *et al.* 2008; STEFFAN-DEWENTER & WESTPHAL, 2008; WINFREE *et al.* 2009).

Embora a preocupação seja geral sobre a queda dos serviços de polinização, pouco se sabe sobre como a ação antrópica afeta a maioria desses grupos de polinizadores em escalas local e de paisagem. Diante desse quadro, cada vez mais os estudos sobre a influência da configuração da paisagem sobre a fauna de polinizadores assumem maior importância (KREMEN *et al.* 2002; LONSDORF *et al.* 2009), principalmente aqueles que buscam entender a relação entre o declínio dos polinizadores e as mudanças nas paisagens.

É importante compreender o cenário atual das dinâmicas populacionais dos polinizadores tanto em paisagens agrícolas quanto naturais, como a distribuição, a ocorrência de espécies e seu comportamento em paisagens com

diferentes atributos (quantidade de floresta, heterogeneidade, fragmentação, conectividade etc). Isso pode nos permitir planejar manejos mais adequados para a sua conservação da biodiversidade e manutenção de diversos serviços ecossistêmicos. E isso se torna mais importante ainda diante da crescente perda de habitat e fragmentação de áreas de vegetação nativa, o que é decorrente principalmente do aumento de demanda por recursos para atender às necessidades humanas. Conhecer a diversidade e a distribuição das abelhas no contexto de paisagens agrícolas, principalmente em regiões neotropicais torna-se, portanto, vital para o melhor planejamento de estratégias e ações que permitam um melhor equilíbrio da produção de bens e recursos necessários à população humana, sem comprometer a biodiversidade e a provisão de serviços que a fauna e flora proporcionam.

1.1 Objetivo

Este estudo tem como objetivo geral identificar os fatores que influenciam a riqueza e a abundância/diversidade de abelhas nativas em áreas agrícolas inseridas em um gradiente de quantidade de habitat e níveis de heterogeneidade da paisagem.

1.2 Objetivos específicos e hipóteses

O estudo tem os seguintes objetivos específicos:

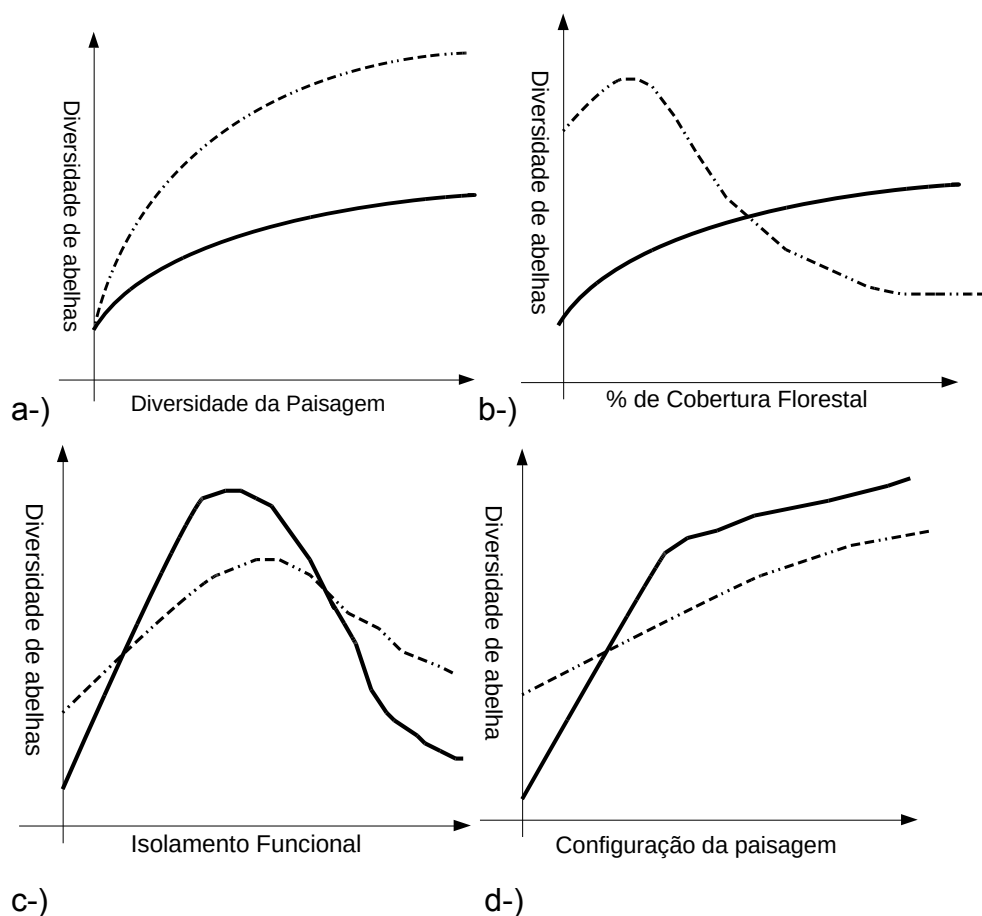
- Caracterizar a diversidade (riqueza e abundância) de abelhas em paisagens fragmentadas agrícolas.
- Caracterizar a estrutura (cobertura e configuração) de paisagens agrícolas em um gradiente de cobertura florestal e diversidade de habitat.
- Avaliar a contribuição relativa da: porcentagem de habitat florestal; isolamento funcional; diversidade de habitat e, configuração (agregação) da paisagem sobre a diversidade de abelhas.

As hipóteses e representações gráficas das mesmas estão

apresentadas na Figura 1:

- A – A riqueza de espécies e a abundância de abelhas deve aumentar com a diversidade da paisagem, sendo o aumento da abundância menos acelerado. (Figura 1 a)
- B – A riqueza de espécies deve aumentar em áreas com menor porcentagem de cobertura florestal, considerando o padrão de dominância de espécies solitárias ou primitivamente sociais em áreas abertas, enquanto a abundância de abelhas deve aumentar em áreas com maior cobertura florestal, considerando que estas são áreas de nidificação de espécies sociais, que constituem colônias com um grande número de indivíduos. (Figura 1 b)
- C – A riqueza de espécies bem como a abundância de abelhas devem aumentar em paisagens com graus intermediários de isolamento. (Figura 1 c)
- D – A riqueza de espécies deve aumentar com o aumento da configuração (agregação), uma vez que esse aumento leva a uma maior diversidade de habitats. A abundância de abelhas deve aumentar com o aumento da agregação, tendendo a se estabilizar em paisagens com graus intermediários de agregação. (Figura 1 d)

Figura 1– Representação gráfica das relações esperadas entre a diversidade de abelhas e diferentes métricas da paisagem (diversidade da paisagem, % de cobertura vegetal, isolamento funcional e configuração da paisagem). (— abundância; - - - riqueza).



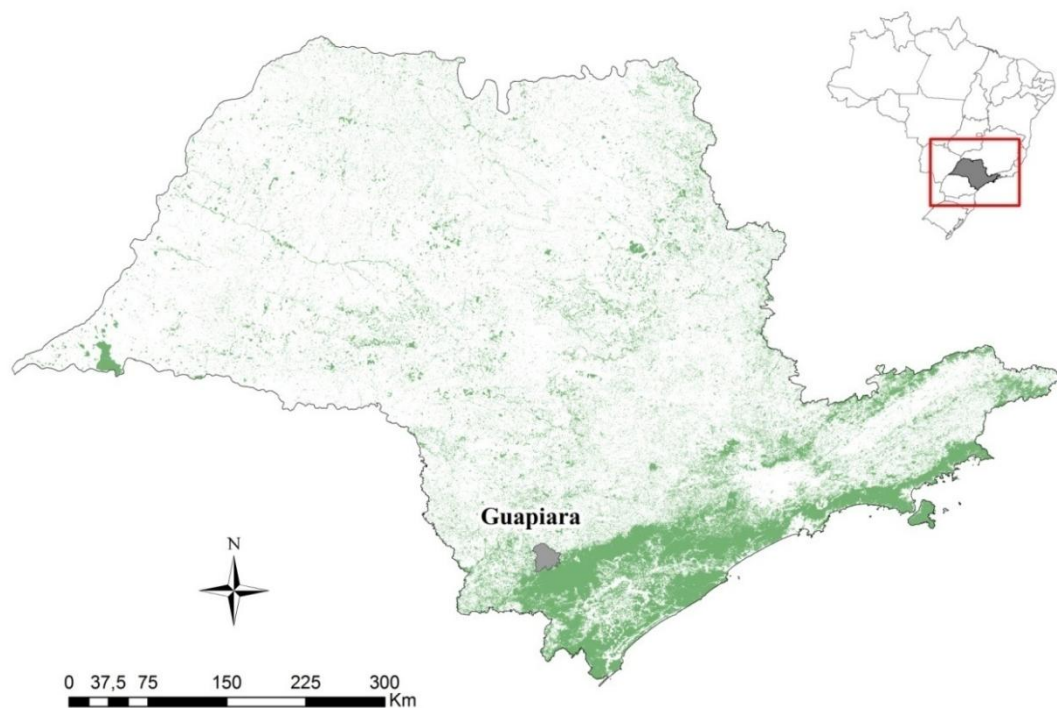
Fonte: elaborado pelo autor (2015).

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no município de Guapiara, sul do Estado de São Paulo (Figura 2) ($24^{\circ}11'06''\text{S}$ e $48^{\circ}31'58''\text{W}$), região administrativa de Sorocaba e inserido na Bacia Hidrográfica do Alta Paranapanema, Bioma Mata Atlântica (São Paulo, SAA/IEA, 2014).

Figura 2. Localização da região de estudo, município de Guapiara, Estado de São Paulo, Brasil. Em verde são representados os remanescentes de vegetação nativa mapeado pelo Instituto Florestal (IF 2005) e em cinza o município de Guapiara.



Fonte: confeccionado pelo autor (2014).

O Clima da região é do tipo Cwa, Clima Temperado Úmido com Inverno seco e Verão quente (Sistema Koppen). A temperatura média do mês mais baixa (Julho) é de $15,8^{\circ}\text{C}$ e a média do mês mais alto (Fevereiro) é de $23,2^{\circ}\text{C}$ e a precipitação média do mais seco (Agosto) é de $53,3\text{ mm}$ e no mês mais úmido (Janeiro) é de $217,3\text{ mm}$ (CEPAGRI). A economia local é predominantemente agrícola com propriedades rurais de manejo familiar convencional, quase todos de cultivos de hortaliças, e no entorno são comuns fragmentos de Mata Atlântica e/ou pequenos talhões de silvicultura (*Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp.).

Na região de Guapiara estão localizadas áreas de conservação da Mata Atlântica, como o Parque Estadual Intervales (PEI), o Parque Estadual Carlos Botelho e o Parque do Alto Ribeira (PETAR), interligados numa grande faixa de área remanescente da Mata Atlântica. Os pontos amostrais foram em áreas de cultivo agrícola e de pastagem (ou campos abandonados), ambas situadas nas proximidades de fragmentos florestais de tamanhos variados.

2.2 Seleção das paisagens amostrais e cálculo das métricas da paisagem

O estudo foi realizado em 17 paisagens, sendo que em cada paisagem foi estabelecido um ponto amostral na posição central. As paisagens foram selecionadas de acordo com os seguintes critérios: a) porcentagem de cobertura florestal em um gradiente de 10% a 70%; b) paisagens em um raio de 1000 m em torno dos pontos amostrais e c) distância mínima entre as paisagens de 2000 m.

As paisagens foram pré-selecionadas a partir de Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) e imagens de satélite de alta resolução (5 metros), seguido de verificação de campo para garantir a viabilidade do estudo no local previamente definido. A definição da dimensão das paisagens (raio de 1000 m em torno do ponto amostral) considerou informações referentes à distância média do alcance do vôo das abelhas (ZURBUCHEN *et al.* 2010).

Após a definição dos limites de cada paisagem, foi gerado o mapeamento das classes de uso e cobertura da terra da região de estudo. Essa etapa foi realizada no SIG QuantumGIS com auxílio do *plugin open layer* que permitiu delimitar as áreas e classificar as diferentes coberturas da terra com apoio de imagens de alta resolução espacial (1 m) disponíveis na plataforma *Google Earth*. As classes de uso do solo e cobertura vegetal foram codificadas numericamente para facilitar os trabalhos (Tabela 1).

Tabela 1. Classes de uso e cobertura da terra identificadas e mapeadas na região de estudo, sendo que o ID é o código de identificação de cada classe no mapeamento.

ID	Classe
10	Água
11	Vegetação pioneira inicial
12	Mata inicial
13	Mata secundária
15	Silvicultura
20	Solo exposto
21	Clareira
22	Divisão de talhões
31	Pasto limpo
36	Agricultura
51	Instalações rurais
52	Vilas Rurais
53	Área urbana
56	Estradas rurais

Fonte: Confeccionado pelo autor (2015).

Com base nos mapas das 17 paisagens identificadas, foram calculadas em SIGs as seguintes métricas da paisagem: porcentagem de cobertura de floresta nativa, diversidade da paisagem, isolamento da paisagem e configuração da paisagem em três escalas espaciais (250, 500 e 1000 m).

A diversidade da paisagem foi calculada a partir de dois índices: o Índice de Diversidade de Shannon (SDI) e o Índice de Uniformidade de Shannon (SEI). O SDI representa o número de diferentes classes na paisagem, sendo que o valor do índice é igual a 0 quando se tem apenas um fragmento na paisagem e aumenta de acordo com o número de classes e fragmentos na paisagem e a sua distribuição. Já o SEI mede a distribuição relativa entre os tipos de fragmentos na paisagem e o quanto a mancha está ou não irregular. Esses índices descrevem a diversidade da paisagem e quanto maiores os valores destes índices maior a diversidade de formas e classes na paisagem.

Também foi calculado para cada paisagem o índice de forma médio ponderado pela área (AWMSI), o qual mede a complexidade da forma do

fragmento comparada com um círculo para os fragmentos da classe correspondente, ponderada pela área do fragmento. De acordo com o limiar de fragmentação descrito por Andrén (1994), paisagens que têm menos de 30% de habitat podem ser classificadas exatamente no limiar crítico de fragmentação (30%), em que, além da perda, a distribuição do habitat também exerce efeito sobre a redução populacional e a perda de diversidade biológica nas paisagens (MARTENSEN *et al.* 2012).

A porcentagem de cobertura florestal corresponde a porcentagem total das áreas de floresta nativa em cada paisagem. O isolamento funcional consistiu na seleção aleatória de 100 pontos em cada paisagem, para os quais foram medidas as distâncias até o fragmento mais próximo. Com base nesses 100 pontos para cada paisagem, o isolamento funcional foi considerado como a distância média desses pontos até as florestas. Essa métrica foi utilizada originalmente por Ribeiro *et al.* (2009) e adaptada para a escala do presente estudo.

2.3 Levantamento das espécies de abelhas na área de estudo.

Para amostrar a diversidade de abelhas nas áreas de estudo, foram usadas armadilhas do tipo *Pan Traps*, (ABRAHAMCZYK *et al.* 2010; CAMPBELL & HANULA, 2007) nas cores amarela, azul e branca. As armadilhas foram confeccionadas com copos plásticos brancos (tipo para sorvete) de 250ml e pintadas com tinta *spray* fluorescente (ColorGin), pois refletem os raios Ultra Violetas, que são visíveis para as abelhas. Foram dispostas três *Pan Traps* (com dois terços cheio de água e algumas gotas de detergente), uma de cada cor, na parte superior de um cano de PVC fixadas com fita metálica perfurada, formando assim uma estação (Figura 3). As estações mediam 1,5m de altura (altura média do vôo das abelhas). As abelhas foram amostradas por pontos (n=17), e cada ponto foi composto por cinco estações. A disposição das estações por ponto foi feito em formato de X, com uma em cada extremidade (4) e uma no meio, distantes uma das outras 5m (Figura 4). A metodologia da coleta é padrão proposto pela FAO (Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura) para o projeto Rede de

Polinizadores, a qual este projeto faz parte e foi financiado.

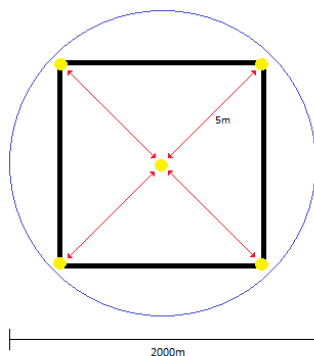
O tempo de amostragem foi em média de 30h por ponto amostral, sendo que as armadilhas eram instaladas pela manhã e recolhidas à tarde do dia seguinte. A amostragem foi realizada em uma única época do ano (primavera/verão, quente e chuvoso), que é o período em que as abelhas apresentam maior atividade (FARIA & GONÇALVES, 2013).

Figura 3. *Pantraps* instalados em áreas não cultivadas em propriedade agrícola no município de Guapiara, Estado de São Paulo.



Fonte: elaborado pelo autor (2014).

Figura 4. Esquema da disposição em X das *pan trap*. Cada ponto amarelo corresponde a uma estação de coleta que continha três *pan trap* nas cores amarelo, azul e branco.



Fonte: elaborado pelo autor (2013).

O material coletado em campo foi acondicionado em álcool 70% para preservar o material biológico, e a triagem foi realizada em laboratório. As abelhas foram montadas em alfinetes entomológicos e identificadas pelo prof. Dr. Gabriel A. R. Melo da Universidade Federal do Paraná. Após a identificação, as abelhas foram acondicionadas junto com a coleção de abelhas do Grupo de Estudos em Ecologia e Conservação de Abelhas Silvestres (GEECAS), Departamento de Ecologia, UNESP-Rio Claro.

2.4 Classificação das abelhas por características ecológicas

Para compreender melhor a comunidade de abelhas amostradas, as espécies foram classificadas de acordo com as suas características ecológicas. Foram escolhidas quatro categorias (tamanho do corpo, grau de sociabilidade, especialização alimentar e hábito de nidificação) baseadas em função das suas respostas ecológicas na paisagem. Os dados sobre a especialização alimentar foram obtidos com os resultados da tese de mestrado de Montagnana, 2014. O grau de sociabilidade e hábito de nidificação foram obtidos na literatura (MICHENER, 1974, ROUBIK, 1992, MICHENER, 2007, MONTAGNANA, 2014), e o dados do tamanho do corpo foram obtidos através da medição nos espécimes após montadas em alfinetes entomológicos. O tamanho do corpo foi dividido em três categorias, pequeno, médio e grande baseado em Tscheulin *et al.* (2011). (Tabela 2).

Tabela 2. Classificação por características ecológicas das abelhas:

Grau de sociabilidade	Tamanho	Substrato de nidificação	Especialização alimentar
Eusocial	Pequeno: $\leq 7.5\text{mm}$	Solo	Oligolético
Social	Médio: $> 7.5\text{mm} \leq 11.5\text{mm}$	Cavidades	Polilético
Solitária	Grande: $> 11.5\text{mm}$	Madeira morta Árvore viva	

Fonte: elaborado pelo autor (2015).

2.5 Análise dos dados - Análises estatísticas

Os pontos de amostragem em cada paisagem foram considerados como unidades amostrais nas quais foram avaliadas as variáveis respostas (VR): riqueza total e abundância total, e as variáveis explanatórias (VE): configuração da paisagem, porcentagem de fragmentos florestais, diversidade da paisagem e isolamento. Para calcular a diversidade da comunidade de abelhas, foi utilizado o Índice de Diversidade de Shannon.

Para verificar o efeito da composição da paisagem sobre a diversidade (riqueza e abundância) das abelhas, foram gerados Modelos de Regressão Linear (GLM) e Modelos Aditivos Generalizados (GAM). Na sequência foram correlacionadas todas as variáveis (explanatórias e respostas) em todas as escalas (250, 500 e 1000 m) para verificar os melhores ajustes em função do coeficiente de determinação (R^2). Também foi avaliado a forma de distribuição dos dados.

Depois de verificada a relação entre as variáveis para cada escala, foi realizada uma seleção de modelos a partir do critério Akaike (AIC – *Akaike information criterion*) para selecionar a melhor escala de análise. Foram considerados significativos os modelos GLM e GAM que apresentaram o valor de *p-value* menor que 0,05. Sendo que, além da significância dos modelos foram avaliados os valores de $\Delta AICc$ (Δ_i) e da força de evidência de cada modelo (ω_i).

Foram considerados como melhores modelos aqueles que tiveram os menores valores de Δ_i e a maior força de evidência (valores altos de ω_i). Todos os modelos que tiveram valores de $\Delta_i \leq 2$ foram considerados igualmente plausíveis (Bozdogan, 1987; Hurvich&Tsai, 1989). Foram gerados modelos nulos não descartando assim o efeito do acaso (ZUUR *et al.* 2009). Todas as análises foram realizadas a partir de diferentes pacotes estatísticos disponibilizados no programa livre R (R *Development Core Team*, 2014).

Posteriormente à escolha da melhor escala de análise e da validação das relações entre as variáveis foi avaliado o efeito dos modelos considerando

as variáveis ecológicas como variáveis respostas e as variáveis da paisagem como preditoras. Para isso foram utilizados os mesmos critérios para a escolha do melhor modelo, i.e., *p-value* menor que 0,05, valores de $\Delta i \leq 2$ e a maior força de evidência do modelo (ω_i).

Nesse estudo foram utilizados quatro modelos concorrentes (Tabela 3). Também foi incluída na análise a comparação dos modelos indicados contra o modelo nulo, o qual representa a ausência de efeitos (MARTENSEN *et al.* 2012).

Tabela 3. Modelos concorrentes comparados para explicar a diversidade de abelhas em função da estrutura de paisagens agrícolas.

Modelo	Métrica	Significado ecológico
M0	Nenhuma	Ausência de efeito, onde o acaso pode estar relacionados aos padrões
M1	Porcentagem de florestas	Habitat natural para abelhas de hábitos florestais
M2	Diversidade da paisagem: -SDI -SEI	Diversidade de recursos
M3	Isolamento funcional	Capacidade de deslocamento e grau de isolamento das abelhas na paisagem
M4	Configuração da paisagem	Conectividade entre as classes da paisagem

Fonte: elaborado pelo autor (2015).

3. RESULTADOS

3.1 Composição da fauna de abelhas

Foram coletados 255 espécimes (entre machos e fêmeas), distribuídos em um total de 45 espécies, 11 tribos e 4 famílias. As famílias com maior número de espécies foram Apidae (n=23) e Halictidae (n=20). Por outro lado, as famílias Colletidae e Andrenidae foram representadas por apenas uma espécie cada (ver apêndice). Entre as 45 espécies registradas, seis foram dominantes representando 60% do total de indivíduos coletados, sendo elas: *Melitoma segmentaria* (20,78%), *Melissodes nigroaenea* (11,76%), *Dialictus* spp. (8,23%), *Apis mellifera* (7,48%), *Pseudagapostemon pruinosus* (6,27%), e *Augochlora amphitrite* (5,49%). Dezesete espécies tiveram apenas um indivíduo coletado e 11 espécies 2 indivíduos coletados. Também houve a ocorrência de uma espécie parasita (*Leiopodus lacertinus*).

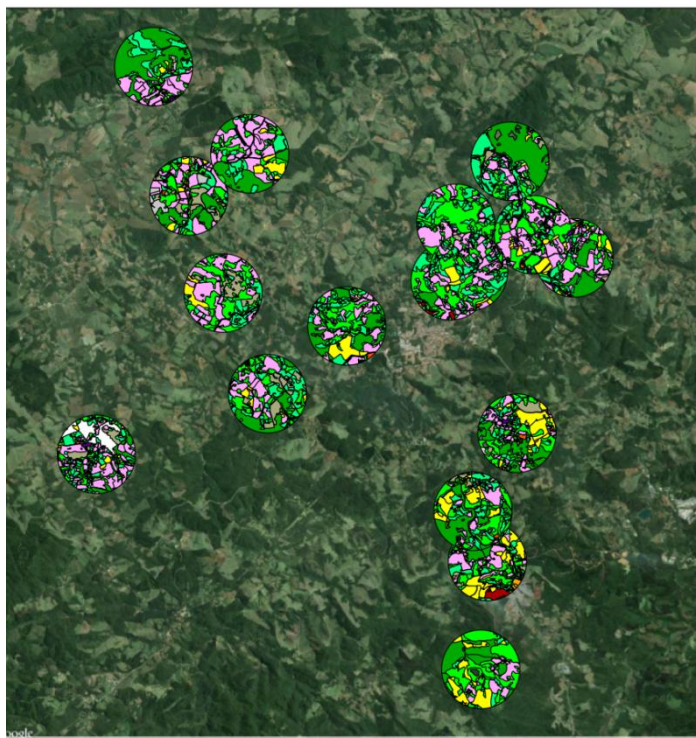
Das 6 espécies com maior abundância, 3 são solitárias: *M. segmentaria* (Emphorini, Apidae), de porte médio, com hábito de nidificação em solo, oligolético, que forrageia exclusivamente em Convolvulacea (DAPAZ& PIGOZZO, 2013b; ZANELLA, 2000), tem ampla distribuição geográfica, da Argentina até México (MEMEDE FILHO, 1991). *Melissodes nigroaenea* (Eucerini, Apidae), de porte médio, faz ninhos agregados em solo (MAHLMANN, 2014), é polilético e *Augochlora amphitrite* (Augochlorini, Halictidae), de médio porte, com hábito de nidificação em troncos de madeira morta e forrageamento polilético.

As espécies que apareceram apenas uma vez representam 6,6% da abundância total, sendo 8 espécies da família Apidae, 7 espécies de Halictidae, 1 espécie de Andrenidae e 1 espécie de Colletidae. A espécie mais frequente nas paisagens foi *M. segmentaria* (foi capturada em 13 das 17 paisagens), seguido de *A.mellifera*, uma espécie exótica bem adaptada no Brasil. Vinte e duas espécies foram capturadas apenas uma única vez.

3.2. Descrição da paisagem

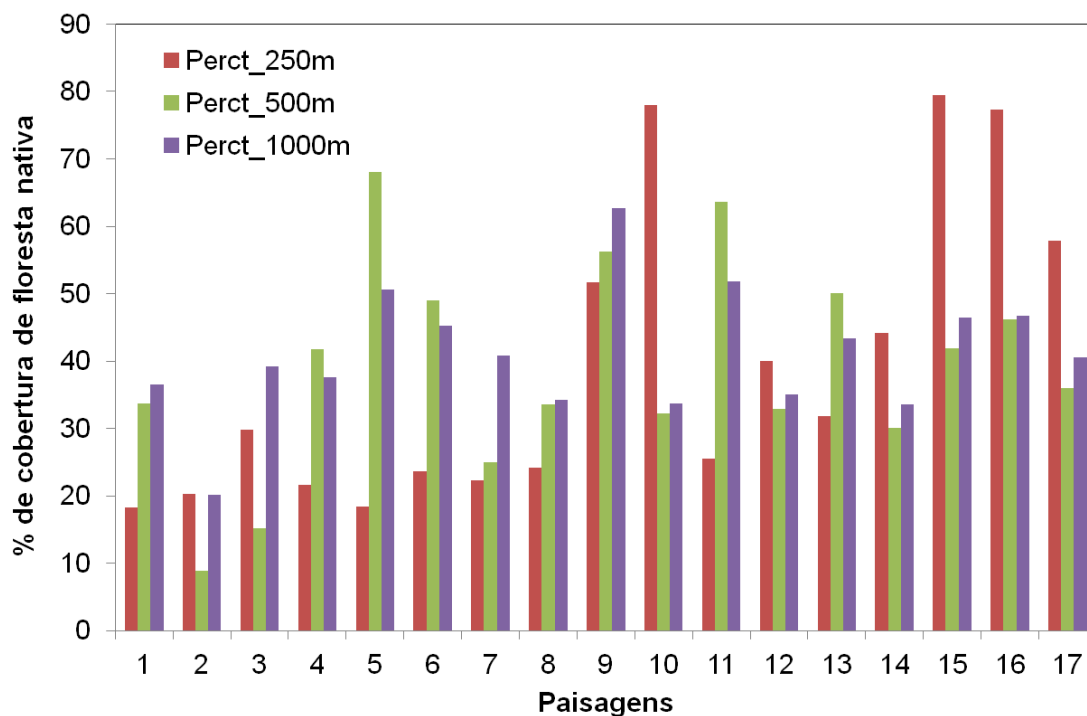
Na Figura 5 são apresentadas cada uma das paisagens analisadas. A paisagem que apresentou o maior percentual de cobertura de floresta nativa na escala de 1000 m foi a P9, aproximadamente 63%. Sendo que a paisagem com menor percentual de floresta nativa foi 20,1% na mesma escala (Figura 6). As paisagens com maior variação positiva de porcentagem de floresta nativa entre as escalas de 250 m e 1000 m foram as paisagens P5 e P11 com 32% e 26% de variação, respectivamente. A maior variação negativa foi observada nas paisagens P10 e P15, com -44% e -33% de variação de porcentagem de floresta nativa, respectivamente (Figura 7). A partir destes resultados pode-se destacar que as paisagens P5 e P11, por exemplo, oferecem uma maior disponibilidade de recursos para espécies com maior capacidade de dispersão, ou seja, até 1000 m.

Figura 5. Classes de uso e cobertura da terra das 17 paisagens onde foram realizados os levantamentos de abelhas, no município de Guapiara, Estado de São Paulo. Cada cor representa um tipo diferente de cobertura e uso das terras. Cada paisagem tem como dimensão um raio de 1000 m a partir dos pontos amostrais onde as abelhas foram amostradas.



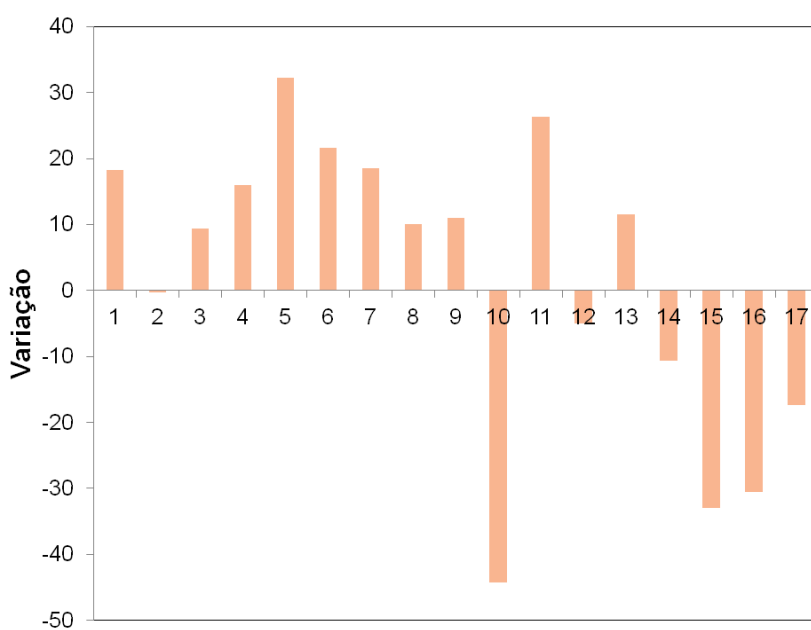
Fonte: elaborado pelo autor (2015).

Figura 6. Porcentagem da área de floresta nativa em cada uma das paisagens em diferentes escalas, 250, 500 e 1000m.



Fonte: elaborado pelo autor (2015).

Figura 7. Variação do percentual de cobertura florestal nativa para as 17 paisagens entre as escalas de 250 e 1000 m.



Fonte: elaborado pelo autor (2015).

Considerando a maior escala de análise, i.e., 1000 m a paisagem que apresentou fragmentos mais isolados a partir da métrica utilizada foi a P11, com valores de isolamento de 82,42%. Desta forma, mesmo que esta paisagem tenha a maior concentração de áreas de floresta nativa, nesta escala de análise ela não disponibiliza recursos para espécies que deslocam curtas distâncias e especialistas deste tipo de habitat, devido ao alto isolamento dos fragmentos. A mesma característica pode ser observada na paisagem P5.

Os fragmentos menos isolados estão concentrados na paisagem P10, com 10,5% de isolamento. Nesta área a porcentagem de floresta nativa é de 34%.

Entre as paisagens observadas, na escala de 250 m, 47% (n=8) das paisagens estão no limiar crítico de fragmentação descrito por Andrén (1994). Na escala média de análise que foi de 500 m, aproximadamente 18% (n=3) das paisagens podem ser classificadas no limiar. Na escala de 1000 metros 6% (n=1) das paisagens estão classificadas abaixo do limiar de fragmentação, indicando a baixa conservação e disponibilidade de recursos dessas áreas para espécies mais sensíveis.

Os valores do índice de diversidade SDI foram semelhantes entre as paisagens observadas. Em relação a escala de análise, as maiores diferenças foram observadas para as paisagens P4, P1, P3 e P2 respectivamente. Os valores do índice SEI também apresentaram o mesmo padrão, e somente para a paisagem P4 foi verificada a maior diferença do valor do índice entre as escalas. Sendo que, para todas as escalas as paisagens com menor e maior diversidade foram as mesmas correspondendo as paisagens P1 e P17, respectivamente.

O ponto amostral com a maior diversidade, abundância e riqueza de abelhas foi o P14 ($H' = 2,53$; n=21; 15 spp).

A paisagem que teve maior abundância e a segunda maior riqueza, foi a P13 (n=41 e 14 spp) com uma grande concentração de *Melissodes nigroaenea* (n=17), mas o índice de diversidade foi intermediário ($H' = 1,91$) em relação a todos os pontos amostrais.

A paisagem com menor abundância e riqueza de espécies de abelhas

foi o P8 (SEI=0,76) e o P15 (SEI=0,80).

Os outros pontos amostrais com maior diversidade de abelhas foram em ordem decrescente : P11 (H'=2,28), P7 (H'=2,27), P2 (H'=2,12). Os ponto P9, P12 e P15 tiveram H'=0. (ver anexo 2)

3.3 Análise das escalas e do efeito dos modelos

A abundância e a riqueza de espécies de abelhas responderam à composição da paisagem em diferentes escalas espaciais. A Tabela 4 apresenta um resumo dos resultados da análise de AIC para a seleção das melhores variáveis em função da escala, para riqueza e abundância de espécies. Sendo que a coluna “Escala” indica qual escala foi utilizada para cada métrica na análise do efeito do modelo.

Tabela 4. Resultado da Seleção das melhores escalas de análise a partir do critério AIC para cada variável, em que, riqueza e abundância são as variáveis resposta.

Riqueza	Escala
Porcentagem de floresta	1000
Isolamento	500
Diversidade da pai (SEI)	250
Diversidade da pai (SDI)	500
AWMSI	1000
Abundância	Escala
Porcentagem de floresta	250
Isolamento	500
Diversidade da pai (SEI)	250
Diversidade da pai (SDI)	500
AWMSI	1000

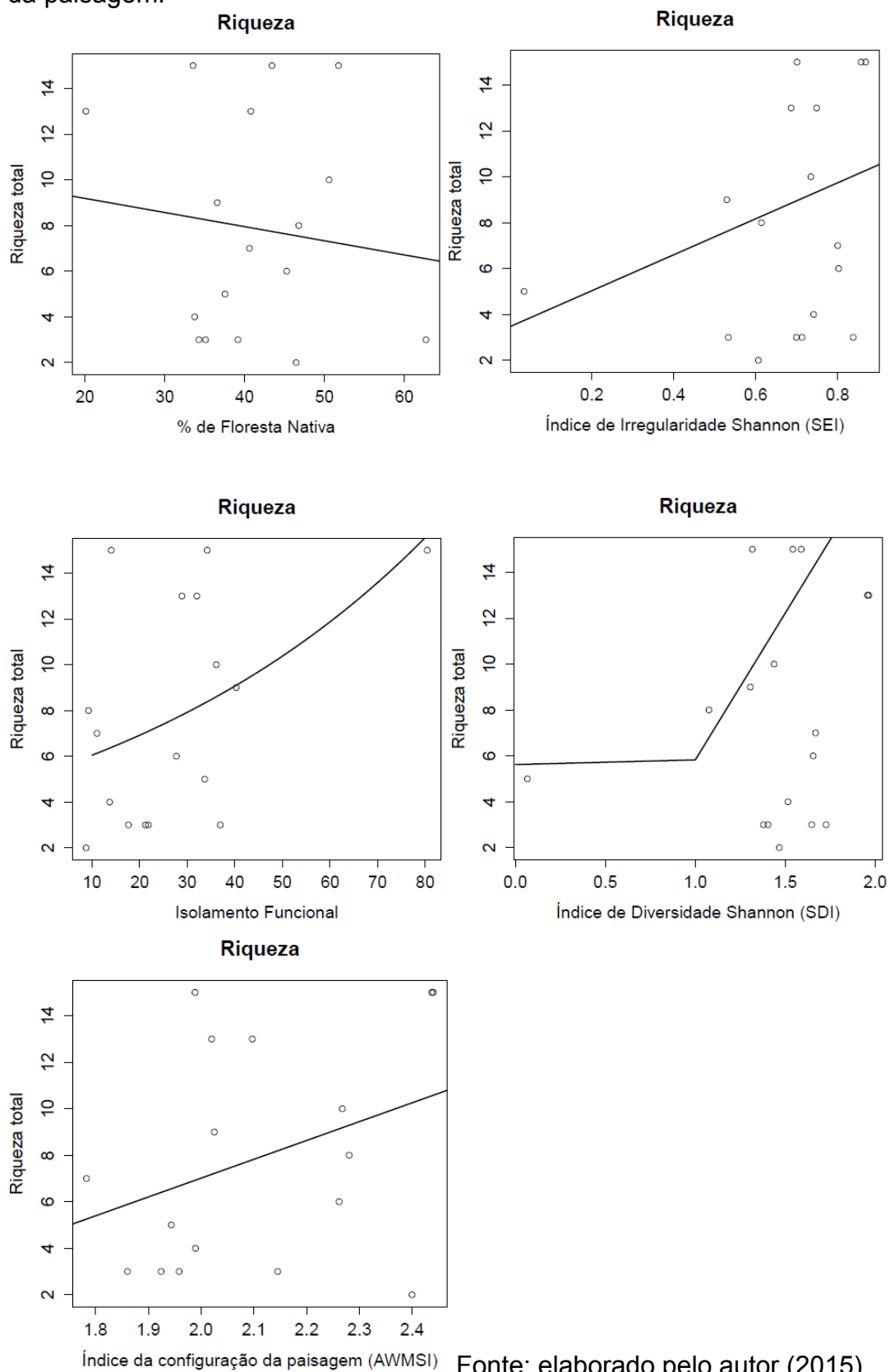
Fonte: elaborado pelo autor (2015).

Como pode-se observar nenhuma das escalas foi apropriada para representar todas as variáveis. No entanto, a maioria das escalas foi

correspondente tanto para riqueza quanto para abundância, sendo que, somente para as variáveis de porcentagem de floresta e isolamento foram selecionadas escalas distintas.

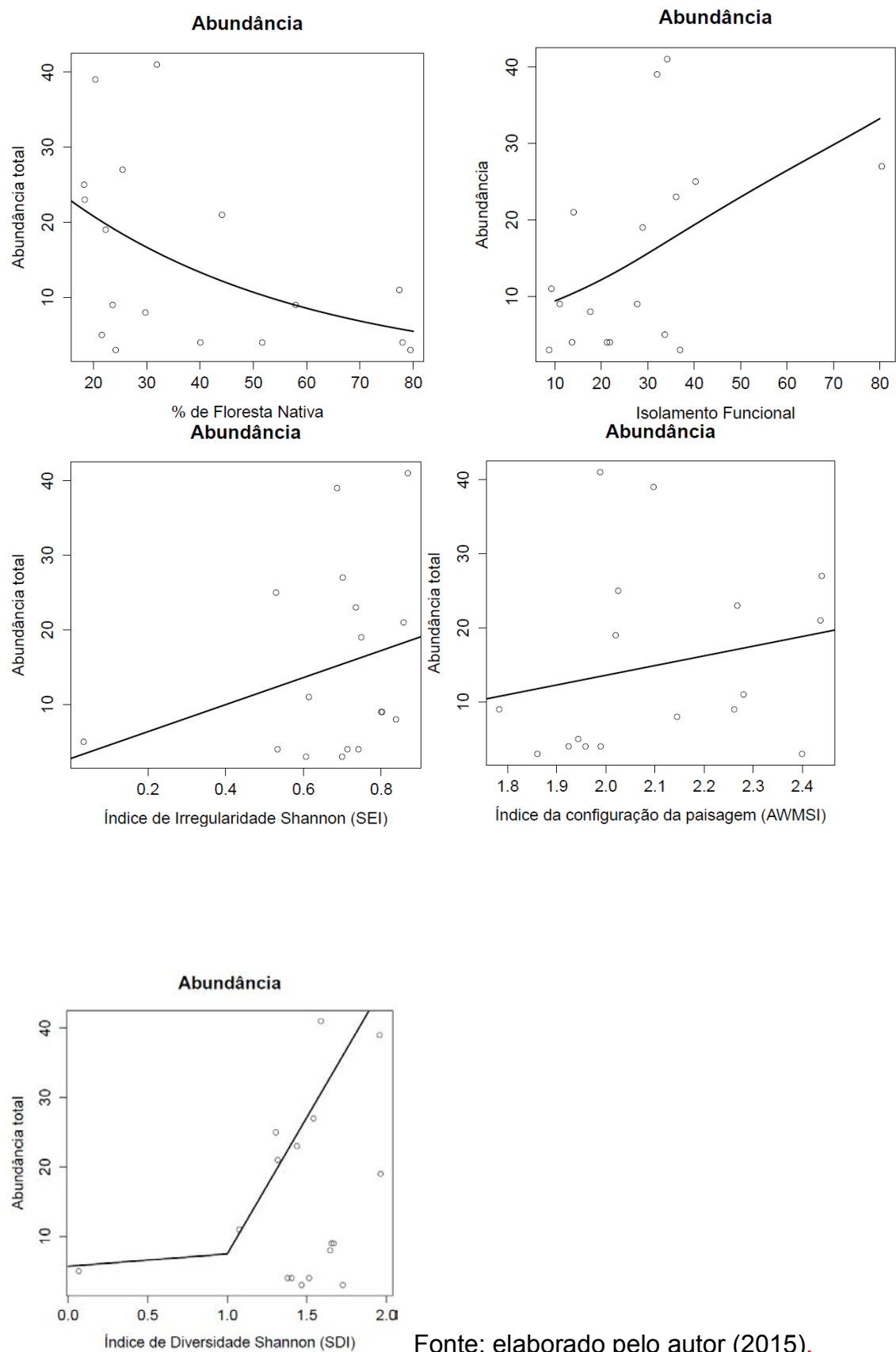
Nas Figuras 8 e 9 são apresentados somente os modelos que tiveram os melhores ajustes para cada uma das variáveis (riqueza e abundância) e as variáveis da paisagem. Na sequência podem ser visualizados os resultados do AIC na análise do efeito dos modelos (Tabela 5). Como pode-se observar para a variável riqueza apenas um modelo foi o melhor, i.e., riqueza vs. diversidade da paisagem (SDI). Enquanto que, para a variável abundância três modelos foram considerados igualmente plausíveis, incluindo o modelo nulo, sendo que para essas variáveis não foram verificados os melhores ajustes. Os melhores modelos foram abundância vs. diversidade da paisagem (SEI) e abundância vs. AWMSI, respectivamente.

Figura 8. Relação entre riqueza de espécies de abelhas e diferentes métricas da paisagem.



Fonte: elaborado pelo autor (2015).

Figura 9. Relação entre abundância de espécies de abelhas e diferentes métricas da paisagem.



Fonte: elaborado pelo autor (2015).

Tabela 5. Modelos simulados para riqueza e abundância de espécies de abelhas. Os valores de riqueza e abundância (variáveis resposta) estão em função das métricas da paisagem. Para cada modelo são apresentados os valores de *p-value* e da significância, do coeficiente de determinação (R^2), AICc ajustado para pequenas amostras, os valores do delta AICc, os valores dos graus de liberdade (*degrees of freedom*) e os valores de evidência de cada modelo (ω_{AICc}). Os melhores modelos estão destacados na cor cinza. Os valores de significância correspondem a 0, ****0,001, ***0,01, **0,05, *0,1, "1

Riqueza						
	p-value	R^2	AIC _c	Df	ΔAIC_c	ω_{AICc}
Diversidade da pai (SDI)	0.00 **	0.60	82.00	7.65	0.00	1.00
AWMSI	0.17	0.00	96.30	3.00	14.30	<0.001
Modelo Nulo	0.47	0.03	98.20	3.00	16.20	<0.001
Porcentagem de floresta	0.64	0.00	98.30	3.00	16.30	<0.001
Isolamento	0.00 **	0.21	100.40	2.00	18.50	<0.001
Diversidade da pai (SEI)	0.04 *	0.09	104.30	2.00	22.30	<0.001
Abundância						
	p-value	R^2	AIC _c	Df	ΔAIC_c	ω_{AICc}
Diversidade da pai (SEI)	0.27	0.06	129.70	3.00	0.00	0.43
AWMSI	0.41	0.04	130.30	3.00	0.60	0.32
Modelo Nulo	0.79	0.00	131.00	3.00	1.30	0.22
Diversidade da pai (SDI)	2.71^{-11} ***	0.56	135.20	7.31	5.50	0.03
Porcentagem de floresta	7.93^{-09} ***	0.21	188.20	2.00	58.60	<0.001
Isolamento	8.75^{-09} ***	0.25	191.20	2.33	61.50	<0.001

Fonte: elaborado pelo autor (2015).

4. DISCUSSÃO

4.1 Composição das comunidades de abelhas na área de estudo

A composição da comunidade da área de estudo apresentou padrão diferente do descrito em estudos sobre riqueza e abundância de abelhas, nos quais as espécies mais abundantes são sociais (em diferentes estágios de sociabilidade) (ANDERSSON *et al*, 2013; MONTAGNANA, 2014).

Parte desse resultado é atribuído ao método amostral utilizado no trabalho, uma vez que, as *pan traps* atraem diferentes grupos de abelhas,

geralmente difíceis de coletar com rede entomológica, seja pelo seu tamanho ou outras particularidades comportamentais das abelhas, pois a disposição e as cores dos potinhos simulam uma floração, tornando então mais seletivo para alguns grupos de abelhas, principalmente aqueles que têm uma forte interação com alguma família de planta específica (DEL-CLARO & TOREZAN-SILINGARDI, 2012; DAPAZ & PIGOZZO, 2013b).

Essa interação com as flores possivelmente explica porque *pan traps* de cor azul foram mais eficientes atraindo mais abelhas, seguido pelo amarelo enquanto que o branco é o menos atrativo com uma grande diferença (flores brancas geralmente são noturnas e não exercem a mesma atratividade visual que as de outras cores). Apesar disso, esse método é considerado eficiente para amostragem de riqueza/abundância por ser menos dependentes do esforço e eficiência do coletor ativo, proposto por Sakagami *et al.* 1967 (CAMPBELL & HANULA, 2007; WESTPHAL *et al.* 2008).

Tanto a riqueza quanto a abundância encontradas variam em relação aos demais estudos sobre a diversidade de abelhas (MONTAGNANA, 2014), como por exemplo, as espécies mais abundantes são solitárias. O hábito de nidificação pode explicar a alta abundância de *M. segmentaria* e *M. nigroaenea*, que fazem ninhos agregados no solo. E em *M. nigroaenea*, a alta abundância de machos adultos coletados pode ser explicado pelo comportamento de nidificarem junto com as fêmeas nos ninhos agregados, comum em algumas espécies solitárias (MAHLMANN, 2014).

A oferta de recursos de forrageamento explica a diversidade de *M. segmentaria* na paisagem, pois essa espécie tem uma forte interação com a família Convolvulaceae, capaz de determinar sua ausência ou presença. A família Convolvulaceae abriga um grande número de lianas e trepadeiras, facilmente encontradas em áreas abertas, como pastos, campos de cultivo, bordas de fragmentos e ambientes antropizados no geral (DAPAZ & PIGOZZO, 2013a).

A presença de *A. amphitrite*, a espécie menos abundante do grupo que representa mais 60% do total de abelhas, pode ser explicado pelo seu comportamento de nidificação, uma vez que fazem ninhos em madeira morta e não nidificam em agregados (ROUBIK, 1992). Os troncos são possivelmente

encontrados em áreas mais abertas, devido às clareiras que se formam com a queda das árvores e/ou bordas de mata, de forma que visualiza melhor as armadilhas, aumentando assim as chances de captura. É uma espécie com hábitos de forrageamento mais generalista (polilético), podendo ser encontrada em situações ambientais mais degradadas e antropizadas (pastos/clareiras/bordas), por isso sua ocorrência em vários pontos amostrais.

A utilização das armadilhas também pode ter influenciado na abundância dessas espécies, pois essas foram instaladas em áreas abertas ou bordas de fragmentos (Fig.3), podendo ter sido perto dos ninhos (tanto os agregados quanto o de *A. amphitrite*), e na riqueza, pois há uma diferença na composição de espécies para o presente estudo e um outro conduzido na mesma área e época, utilizando metodologia diferente (coleta ativa em flor) (MONTAGNANA, 2014; WESTPHAL *et al.* 2008).

4.2 Diversidade de abelhas e métricas da paisagem

Como pode-se perceber a maioria das relações observadas entre as variáveis não foi linear (Figuras 9 e 10), padrão característico de análises da paisagem (NEEL *et al.* 2004). Para abundância os modelos considerados plausíveis não tiveram bons ajustes com valores de R^2 inferiores a 10% e não foram significativos. Atribui-se esses resultados ao tamanho da amostragem, sendo que de acordo com a literatura a amostragem com *pan trap* resulta numa baixa abundância, diferente dos resultados observados para riqueza. Outro fator que pode ter contribuído para estes resultados foi o método utilizado para a seleção da melhor escala de análise, uma vez que, medidas mais simples como análise do R^2 poderiam ser mais eficientes.

As métricas de diversidade descrevem a heterogeneidade estrutural da paisagem (FAHRIG *et al.* 2011), esse comportamento explica porque essas métricas da paisagem foram as que mais contribuíram para a riqueza de espécies no modelo. Este resultado era esperado, considerando que quanto mais heterogênea a paisagem, maior é a oferta de recursos para os organismos. A quantidade e qualidade de recursos é um fator importante que regula a complexidade da comunidade local, além de outros mecanismos,

como tamanho de habitat, competição e o mais recente, ocupação humana e uso e ocupação da terra por espécies não nativas ou agrícolas. Em relação a paisagem, a disponibilidade de recursos é importante para a ocorrência de espécies, de forma que a diversidade da paisagem é um fator importante que determina a riqueza de espécies, principalmente os organismos pequenos, como os insetos (ANDERSSON *et al.* 2013, CARVELL, 2006).

Desta forma, paisagens complexas com alta diversidade de habitats e cobertura de florestas oferecem “segurança” espaço-temporal para a comunidade de abelhas. Os habitats não agrícolas são relativamente estáveis e atuam como refúgios para a biodiversidade, sobretudo em períodos de distúrbio nas plantações como a aplicação de agrotóxicos e a colheita. No caso de algumas espécies de abelhas, os fragmentos florestais fornecem microhabitats para nidificação e as pastagens abandonadas oferecem grande quantidade de recursos alimentares (pólen e néctar). E na área de estudo, a paisagem mais diversificada tem culturas agrícola, pasto sujo/limpo, e fragmentos de floresta ao redor.

Entretanto, a cobertura florestal da área de estudo não foi determinante para a abundância das abelhas. Esse resultado pode ser atribuído a dominância de algumas espécies generalistas e bem adaptadas às constantes perturbações ambientais na matriz agrícola. Diferente de Tscheulin *et al.* (2011), em que a abundância das abelhas aumenta com maior cobertura florestal, enquanto o número de espécies diminui, no presente estudo, ocorre uma mesma tendência. Tanto a abundância quanto a riqueza diminuem, enquanto aumenta a porcentagem de fragmentos florestais. Esse padrão pode ser explicado devido ao fato das espécies não apresentarem hábitos exclusivamente florestais, desta forma a floresta não influencia diretamente na sua presença ou ausência das espécies, entretanto, indiretamente, a floresta pode fornecer recursos importantes para esses organismos.

As espécies de tamanho pequeno e médio (ver apêndice) foram encontradas aproximadamente com o mesmo número de espécies, com 13 spp e 14 spp de cada grupo, respectivamente e o grupo de abelhas com tamanho corporal médio apresenta de um modo geral maior diversidade de espécies e abundância. Ao mesmo tempo, essas espécies são mais sensíveis às

alterações nos habitats em uma escala de paisagem, pois necessitam de áreas relativamente grandes de forrageamento, uma vez que fragmentos muito pequenos não comportam a quantidade de recursos necessários para a manutenção de abelhas de tamanho médio, nem fragmentos muito isolados, devido ao alcance do seu raio de vôo (aproximadamente 2000m) precisando então de uma área intermediária para se estabelecerem. (TSCHEULIN *et al* 2011).

Mesmo não sendo um dos melhores modelos para explicar a diversidade das abelhas, o isolamento funcional corresponde com os demais resultados da paisagem, mostrando que uma paisagem mais heterogênea (com isolamento de fragmentos florestais) favorece o aumento da riqueza, principalmente espécies grandes.

Assim, a configuração da paisagem aqui é importante para explicar a diversidade das abelhas, quanto mais diversa for a paisagem, maior a disponibilidade recursos, principalmente de forrageamento, até que possivelmente atinja um limite de espécies (generalistas) e indivíduos pois tanto a qualidade quanto a quantidade de recursos são limitadas pela paisagem e outros fatores ambientais.

Além de que, como a região tem as estações do ano bem definidos, a época de amostragem (primavera/verão, quente/chuvoso) também contribuiu para a diversidade de espécies encontrada, pois a temperatura é um fator importante para o aparecimento das abelhas (FARIA & GONÇALVES, 2013).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base nos resultados deste trabalho, concluo que a melhor variável da paisagem para explicar a diversidade de abelhas em uma área antropizada agrícola é a diversidade da paisagem. Isso pode ser explicado pelo fato da diversidade da paisagem estar também relacionado à variação de recursos diversos essenciais para a estruturação das comunidades de abelhas.

Assim, corroboro um dos resultados esperados, que a diversidade da paisagem está fortemente correlacionada com a diversidade das abelhas. A

configuração da paisagem, o isolamento funcional e a cobertura de florestas não foram estatisticamente significativos, apesar de seguirem uma tendência parecida com os resultados esperados. Talvez num futuro trabalho, aprofundar mais os estudos e prolongar mais as amostragens para certificar e diminuir os possíveis erros amostrais, os resultados sejam mais conclusivos para essas hipóteses.

REFERÊNCIAS

ABRAHAMCZYK, S., STEUDEL, B.; KESSLER, M. Sampling Hymenoptera along a precipitation gradient in tropical forests: the effectiveness of different coloured pan traps. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, v.137, p. 262–268, 2010.

AIZEN, M. S. A. GARIBALDI, L. A. CUNNINGHAM, S. A. & KLEIN, A. M. How much does agriculture depend on pollinators? Lessons from long-term trends in crop production. *Annals of Botany*, v.103, n.9, p.1579-1588, 2009.

ALBRECHT, M., SCHMID, B., HAUTIER, Y. & MULLER, C. B. Diverse pollinator communities enhance plant reproductive success. *Proc. R. Soc. B*, v. 279, p.4845-4852, 2012.

ALLEN-WARDELL, G., BERNHARDT, P., BITNER, R., BURQUEZ, A., BUCHMANN, S., CANE, J., COX, P. A., DALTON, V., FEINSINGER, P., INGRAM, M., INOUYE, D., JONES, C. E., KENNEDY, K., KEVAN, P., KOOPOWITZ, H., MEDELLIN, R., MEDELLIN-MORALES, R., NABHAN, G. P., PAVLIK, B., TEPEDINO, V., TORCHIO, P. & WALKER, S. The potential consequences of pollinator declines on the conservation of biodiversity and stability of food crop yields. *Conservation Biology*, v.12, p.8-17, 1998.

ANDERSSON, G. K. S.; BIRKHOFFER, K.; RUNDLÖFB, M.; SMITH, H. G. Landscape heterogeneity and farming practice alter the species composition and taxonomic breadth of pollinator communities. *Basic and Applied Ecology*, v.14, p.540–546, 2013.

BIESMEIJER, J. C., *et al.* Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science*, v.313, p.351- 354, 2006.

BROSSI, B. J. The complex responses of social stingless bees (Apidae: Meliponini) to tropical deforestation. *Forest Ecology and Management*, v.258, p.1830-1837, 2009.

CAMPBELL, J. W. & HANULA, J. L. Efficiency of Malaise traps and colored pan traps for collecting flower visiting insects from three forested ecosystems. *J Insect Conserv.*, v.11, p.399-408, 2007.

CAMERON, S. A., LOZIERA, J. D., STRANGE, J. P., KOCH, J. B., CORDES, N., SOLTER, L. F. & GRISWOLD, T. L. Patterns of widespread decline in North American bumble bees. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v.108, n.2, p.662-667, 2011.

CARVELL, C. *et al.* Assessing the value of annual and perennial forage mixtures for bumblebees by direct observation and pollen analysis 1. *Apidologie*,

v.37, p.326–340, 2006.

CENTRO DE PESQUISAS METEOROLOGICAS E CLIMÁTICAS APLICADAS A AGRICULTURA – CEPAGRI. Disponível em:

<http://www.cpa.unicamp.br/outrasinformacoes/clima_muni_203.html>. Acesso em: 15/Jan/2015.

DA PAZ, J. R. L.; PIGOZZO, C. M. Biologia reprodutiva de *Ipomoea eriocalyx* (Convolvulaceae): espécie com distribuição restrita às regiões do Leste do Brasil. *Rodriguésia*, v.64, n4, p.705-715, 2013.

DA PAZ, J. R. L.; PIGOZZO, C. M. Guilda de visitantes florais de quatro espécies simpátricas de Convolvulaceae: composição e comportamento. *Acta Biol. Par.*, Curitiba, v.42, p.7-2, 2013.

DEL-CLARO, K. TOREZAN-SILINGARDI, H.M. Ecologia das Interações Plantas-Animais: uma abordagem ecológico evolutiva. Rio de Janeiro, *Technical Books*, 2012.

DORCHIN, A., FILIN, I., IZHAKI, I. & DAFNI, A. Movement patterns of solitary bees in a threatened fragmented habitat. *Apidologie*, v.44, p.90-99, 2013.

FAHRIG, L. et al. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology letters*, v.14, n.2, p.101–12, 2011.

FARIA, L. R. R.; GONÇALVES, R. B. Abiotic correlates of bee diversity and composition along eastern. *Neotropics. Apidologie*, v. 44, n.5, p.547–562, 2013.

GARIBALDI, L. A. et al. Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *Science*, v.339, n.6127, p.1608-1611, 2013.

HURVICH, C.M., TSAI, C.L. Regression and time series model selection in small samples. *Biometrika*, v.76, p.297–307, 1989.

KEARNS, C. A., INOUE, D. W. & WASER, N. M. Endangered mutualisms: the conservation of plant-pollinator interactions. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, v.29, p.83-112, 1998.

KLEIN, A.M., VAISSIÈRIE, B. E., CANE, J. H., STEFFAN-DEWENTER, I., CUNNINGHAM, S. A., KREMEN, C. & TSCHARNTKE, T. Importance of pollinators in changing landscape for world crops. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, v.274, n.1608, p.303-313, 2007.

KREMEN, C., WILLIAMS, N. M. & THORP, R. W. Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of USA*, v.99, n.26, p.16812-16816, 2002.

KREWENKA, K. M., HOLZSCHUH, A., TSCHARNTKE, T. & DORMANN, C. F. Landscape elements as potential barriers and corridors for bees, wasps and parasitoids. *Biological Conservation*, v.144, p.1816-1825, 2011.

LONSDORF, E., KREMEN, C., RICKETTS, T., WINFREE, R., WILLIAMS, N. & GREENLEAF, S. Modelling pollination services across agricultural landscapes. *Ann. Bot.* v.103, n.9, p.1589-1600, 2009.

MAHLMANN, T.; HIPÓLITO, J.; OLIVEIRA, F. F. Male sleeping aggregation of multiple Eucerini bee genera (Hymenoptera: Apidae) in Chapada Diamantina, Bahia, Brazil. *Biodiversity Data Journal*, v.2, n.1556, 2014.

MARTENSEN, A. C.; RIBEIRO, M. C.; BANKS-LEITE, C.; PRADO, P. I.; METZGER, J. P. Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. *Conservation Biology*, v.26, n.6, p. 1100-1111, 2012.

MEMEDE FILHO, G. F.; RAMOS, M. A.; OLIVEIRA, A. G. Contribuição à biologia de *Melitoma segmentaria* (ANTHOPHORIDAE). *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 7, n.3, p. 217-221, 1991.

MICHENER, C. D. The brazilian bee problem. *Annu. Rev. Entomol.*, v.20, p.399-416, 1974.

MICHENER, C. D. The Bees of the world. 2 Ed., *The Johns Hopkins University Press*, Baltimore, USA, 953p, 2007.

MOREIRA, E. F.; BOSCOLO, D.; VIANA, B. F. Spatial Heterogeneity Regulates Plant-Pollinator Networks across Multiple Landscape Scales. *PlosONE*, v.10, n.4, 2015.

MONTAGNANA, P. C. Avaliação da importância de habitats secundários para a manutenção de abelhas silvestres em áreas agrícolas. 2014. 128 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro, 2014.

NEEL, C. M.; MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A. Behavior of class-level landscape metrics across gradients of class aggregation and area. *Landscape Ecology*, v. 19, p.435 – 455, 2004.

OLLERTON, J., WINFREE, R. & TARRANT, S. How many flowering Plants are pollinated by animals? *Oikos*, v.120, n. 3, p.321-326, 2011.

OSBORNE, J.L.; CLARK, S.J.; MORRIS, R. J.; , WILLIAMS, I. H.; RILEY, J. R.; SMITH, A. D.; REYNOLDS, D. R.; EDWARDS, A. S. A landscape-scale study of bumble bee foraging range and constancy, using harmonic radar. *Journal of Applied Ecology*, v.36, p.519-533, 1999.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, v.142 , p.1141–1153, 2009.

RICKETTS, T. H., REGETZ, J., STEFFAN-DEWENTER, I., CUNNINGHAM, S. A., KREMEN, C., BOGDANSKI, A., GEMMILL-HERREN, B., GREENLEAF, S. S., KLEIN, A. M., MAYFIELD, M. M., MORANDIN, L. A., OCHIENG, A., POTTS, S. G. & VIANA, B. F. Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? *Ecology Letters*, v.11, n.5, p.499-515, 2008.

VIANA, B. F., BOSCOLO, D., NETO, E. M., LOPES, L. E., LOPES, A. V., FERREIRA, P. A., PIGOZZO, C. M. & PRIMO, L. A polinização no contexto da paisagem: o que de fato sabemos e o que precisamos saber?. In: IMPERATRIZ-FONSECA, VL., CANHOS, D. A. L., ALVES, D. A. & SARAIVA, A. M. (Org.). 2012. Polinizadores no Brasil - contribuição e perspectivas para a biodiversidade, uso sustentável, conservação e serviços ambientais. 1ed.São Paulo: EDUSP, v.1, p.67-102, 2012.

ROUBIK, D. W. Ecology and natural history of tropical bees, 1.ed. Cambridge: Cambridge University Press, (Cambridge Tropical Biology series), 1992.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Agricultura e Abastecimento. Coordenadoria de Assistência Técnica Integral. Instituto de Economia Agrícola. Levantamento censitário de unidades de produção agrícola do Estado de São Paulo - LUPA 2007/2008. Disponível em: <<http://www.cati.sp.gov.br/projetolupa>>. Acesso em: 15/Jan/2015.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Agricultura e Abastecimento. Instituto de Economia Agrícola. Disponível em: <<http://www.iea.sp.gov.br/out/banco/distrib.php>>. Acesso em: 10/Jan/2014.

SILVEIRA, F. A. , MELO, G. A. & ALMEIDA, E. A. B. Abelhas Brasileiras Sistemática e Identificação. Belo Horizonte, 253 pp,2002.

STEFFAN-DEWENTER, I. & WESTPHAL, C. The interplay of pollinator diversity, pollination services and landscape change. *Journal of Applied Ecology*, 45(3):737-741, 2008.

STEFFAN-DEWENTER, I., MUNZENBERG, U., BURGER, C., THIES, C. & TSCHARNTKE, T. Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology*, v.83, n.5, p.1421-1432, 2002.

TSCHEULIN, T.; L. NEOKOSMIDIS, L.; PETANIDOU, T.; J. SETTELE, J. Influence of landscape context on the abundance and diversity of bees in Mediterranean olive groves. *Bulletin of entomological research*, v. 101, n. 5, p. 557-564, 2011.

WESTPHAL, C.; BOMMARCO, R.; CARRÉ, G.; , LAMBORN, E.; MORISON, N.; PETANIDOU, T.; POTTS, S. G.; ROBERTS, S. P. M.; SZENTGYORGYI, H.; TSCHEULIN, T.; VAISSIÈRE, B. E.; WOYCIECHOWSKI, M.; BIESMEIJER, J. C.; KUNIN, W. E.; SETTELE, J.; STEFFAN-DEWENTER, I. Measuring bee diversity in different european habitats and biogeographical regions. *Ecological Monographs*, v. 78, n. 4, p. 653-671, 2008.

WINFREE, R., AGUILAR, R., VÁZQUEZ, D. P., LEBUHN, G. & AIZEN, M.A. meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. *Ecology*, v.90, n.8, p.2068-2076, 2009.

ZANELLA, F. C. V. The bees of the Caatinga (Hymenoptera, Apoidea, Apiformes): a species list and comparative notes regarding their distribution. *Apidologie*, v.31, p.579–592, 2000.

ZURBUCHEN, A., LANDERT, L., KLAIBER, J., MULLER, A., HEIN, S. & DORN, S. Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. *Biological Conservation*, v.143, p.669-676. 2010.

ZUUR, A. F., IENO, E. N., WLAKER, N., SAVELIEV, A. A. & SMITH, G. M. Mixed effects models and extensions in ecology with R. *Springer*, New York, 574p, 2009.

APÊNDICE

Riqueza total de abelhas coletadas

Espécie	Tribo	Subfamília	Família
<i>Apis mellifera</i> Linnaeus, 1758	Apini	Apinae	Apidae
<i>Trigona spinipes</i> Fabricius, 1793	Meliponini	Apinae	Apidae
<i>Trigona hyaliata</i> Lepeletier, 1836	Meliponini	Apinae	Apidae
<i>Paratrigona subnuda</i> Moure, 1947	Meliponini	Apinae	Apidae
<i>Geotrigona subterrânea</i> Friese, 1901	Meliponini	Apinae	Apidae
<i>Melissodes nigroaenea</i> Smith, 1854	Eucerini	Apinae	Apidae
<i>Melissoptila paraguayensis</i> Brêthes, 1909	Eucerini	Apinae	Apidae
<i>Thygater analis</i> Lepeletier, 1841	Eucerini	Apinae	Apidae
<i>Peponapis fervens</i> Smith, 1875	Eucerini	Apinae	Apidae
<i>Exomalopsis tormentosa</i>	Exomalopsini	Apinae	Apidae
<i>Exomalopsis analis</i> Spinola, 1853	Exomalopsini	Apinae	Apidae
<i>Tetrapedia sp</i>	Tetrapediini	Apinae	Apidae
<i>Leiopodus lacertinus</i> Smith, 1854	Protepeolini	Apinae	Apidae
<i>Ancyloscelis apiformis</i> Fabricius, 1793	Emphorini	Apinae	Apidae
<i>Mycronychapis duckei</i> Friese, 1908	Emphorini	Apinae	Apidae
<i>Ptilothrix relata</i> Holmberg, 1903	Emphorini	Apinae	Apidae
<i>Ptilothrix plumata</i> Smith, 1853	Emphorini	Apinae	Apidae
<i>Melitoma segmentaria</i> Fabricius, 1804	Emphorini	Apinae	Apidae
<i>Centris analis</i> Lepeletier, 1841	Centridini	Apinae	Apidae
<i>Ceratina (cremella)</i> sp.1	Ceratinini	Xylocopinae	Apidae
<i>Eulaema nigríta</i> Lepeletier, 1841	Apini	Apinae	Apidae
<i>Bombus pauloensis</i> Friese, 1913	Apini	Apinae	Apidae
<i>Bombus morio</i> Swederus, 1787	Apini	Apinae	Apidae

<i>Oxaea flavescens</i> Klug, 1807		Oxaeinae	Andrenidae
<i>Ptiloglossa lanosa</i> Moure, 1945	Caupolicanini	Diphaglossinae	Colletidae
<i>Dialictus travassoi</i>	Halictini	Halictinae	Halictidae
<i>Dialictus bruneriellus</i> Cockerell, 1918	Halictini	Halictinae	Halictidae
<i>Dialictus mottai</i>	Halictini	Halictinae	Halictidae
<i>Dialictus</i> spp.	Halictini	Halictinae	Halictidae
<i>Augochlora amphitrite</i> Schrottky, 1909	Augochlorini	Halictinae	Halictidae
<i>Augochlora foxiana</i> Cockerell, 1900	Augochlorini	Halictinae	Halictidae
<i>Augochlora thusnelda</i> Schrottky, 1909	Augochlorini	Halictinae	Halictidae
<i>Augochlora</i> sp1	Augochlorini	Halictinae	Halictidae
<i>Augochlora</i> sp2	Augochlorini	Halictinae	Halictidae
<i>Augochlora</i> sp4	Augochlorini	Halictinae	Halictidae
<i>Augochlora</i> sp6	Augochlorini	Halictinae	Halictidae
<i>Augochlora</i> spp	Augochlorini	Halictinae	Halictidae
<i>Augochlorella ephyra</i> Schrottky, 1909	Augochlorini	Halictinae	Halictidae
<i>Augochlorella semirannis</i>	Augochlorini	Halictinae	Halictidae
<i>Augochlorella</i> sp.	Augochlorini	Halictinae	Halictidae
<i>Augochlorella</i> sp1	Augochlorini	Halictinae	Halictidae
<i>Augochlorella</i> sp2	Augochlorini	Halictinae	Halictidae
<i>Agapostemon semimellus</i>	Halictini	Halictinae	Halictidae
<i>Pseudagapostemon pruinus</i> Moure & Sakagami, 1984	Halictini	Halictinae	Halictidae
<i>Pseudagapostemon cyanomelas</i> Cure, 1989	Halictini	Halictinae	Halictidae

Riqueza total guildas

Espece	Grau de sociabilidade	tamanho	Substrato de nidificação	Especialização alimentar
<i>Apis mellifera</i> Linnaeus, 1758	Eusocial	Médio	Cavidades	Polilético
<i>Trigona spinipes</i> Fabricius, 1793	Eusocial	Pequeno	Árvore viva	Polilético
<i>Trigona hyaliata</i> Lepeletier, 1836	Eusocial	Pequeno	Árvore viva	Polilético
<i>Paratrigona subnuda</i> Moure, 1947	Eusocial	Pequeno	Solo	Polilético
<i>Geotrigona subterrânea</i> Friese, 1901	Eusocial	Pequeno	Solo	Polilético
<i>Melissodes nigroaenea</i> Smith, 1854	Social	Médio	Solo	Polilético
<i>Melissoptila paraguayensis</i> Brèthes, 1909	Solitário	Grande	Solo	Polilético
<i>Thygater analis</i> Lepeletier, 1841	Solitário	Grande	Solo	Polilético
<i>Peponapis fervens</i> Smith, 1875	Solitário	Médio	Solo	Polilético
<i>Exomalopsis tormentosa</i>	Social	Grande	Solo	Polilético
<i>Exomalopsis analis</i> Spinola, 1853	Social	Médio	Solo	Polilético
<i>Tetrapedia</i> sp	Solitário	Grande	Cavidades	Polilético
<i>Leiopodus lacertinus</i> Smith, 1854	Parasita	Grande	Parasita	-
<i>Ancyloscelis apiformis</i> Fabricius, 1793	Solitário	Médio	Cavidades	-
<i>Mycronychapis duckei</i> Friese, 1908	-	Grande	-	-
<i>Ptilothrix relata</i> Holmberg, 1903	Solitário	Grande	Solo	Oligolético
<i>Ptilothrix plumata</i> Smith, 1853	Solitário	Grande	Solo	Oligolético
<i>Melitoma segmentaria</i> Fabricius, 1804	Solitário	Médio	Solo	Oligolético
<i>Centris analis</i> Lepeletier, 1841	Solitário	Grande	Cavidades	Polilético
<i>Ceratina (cremella)</i> sp.1	Solitário	Grande	Cavidades	-
<i>Eulaema nigrita</i> Lepeletier, 1841	Social	Grande	Cavidades	Polilético
<i>Bombus pauloensis</i> Friese, 1913	Eusocial	Médio	Solo	Polilético
<i>Bombus morio</i> Swederus, 1787	Eusocial	Médio	Solo	Polilético
<i>Oxaea flavescens</i> Klug, 1807	Solitário	Grande	Solo	Polilético
<i>Ptiloglossa lanosa</i> Moure, 1945	Solitário	Grande	Solo	Polilético

<i>Dialictus travassoi</i>	Social	Pequeno	Solo	Polilético
<i>Dialictus bruneriellus</i> Cockerell, 1918	Social	Pequeno	Solo	Polilético
<i>Dialictus mottai</i>	Social	Pequeno	Solo	Polilético
<i>Dialictus</i> spp.	Social	Pequeno	Solo	Polilético
<i>Augochlora amphitrite</i> Schrottky, 1909	Solitário	Médio	Madeira morta	Polilético
<i>Augochlora foxiana</i> Cockerell, 1900	Social	Médio	Madeira morta	Polilético
<i>Augochlora thusnelda</i> Schrottky, 1909	Social	Médio	Madeira morta	Polilético
<i>Augochlora</i> sp1	Social	Médio	Madeira morta	Polilético
<i>Augochlora</i> sp2	Social	Grande	Madeira morta	Polilético
<i>Augochlora</i> sp4	Social	Grande	Madeira morta	Polilético
<i>Augochlora</i> sp6	Social	Grande	Madeira morta	Polilético
<i>Augochlora</i> spp	Social	Grande	Madeira morta	Polilético
<i>Augochlorella ephyra</i> Schrottky, 1909	Social	Pequeno	Solo	Polilético
<i>Augochlorella semirannis</i>	Social	Pequeno	Solo	Polilético
<i>Augochlorella</i> sp.	Social	Pequeno	Solo	Polilético
<i>Augochlorella</i> sp1	Social	Pequeno	Solo	Polilético
<i>Augochlorella</i> sp2	Social	Pequeno	Solo	Polilético
<i>Agapostemon semimellus</i>	Social	Grande	Solo	-
<i>Pseudagapostemon pruinosus</i> Moure & Sakagami, 1984	Social	Médio	Solo	Polilético
<i>Pseudagapostemon cyanomelas</i> Cure, 1989	Social	Médio	Solo	Polilético