

ANÁLISE ESPACIAL DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS NO ENTORNO DE UMA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO DE PROTEÇÃO INTEGRAL

SPATIAL ANALYSIS OF FOREST PATCHES IN A PROTECTED AREA SURROUNDING

Gabriela Galetti Rusca

Engenheira florestal pela Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP) e mestre em Sustentabilidade na Gestão Ambiental pela Universidade Federal de São Carlos (UFSCar).

Mayra Cristina Prado de Moraes

Bacharel em Ciências Biológicas pela UNESP. Mestre em Sustentabilidade na Gestão Ambiental pela UFSCar e doutoranda no Programa de Ciências Ambientais na UFSCar.

Roberta Aversa Valente

Engenheira florestal, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo (ESALQ/USP). Mestre e doutora em Recursos Florestais e pós-doutora em Engenharia de Biosistemas pela ESALQ/USP. Professora da UFSCar, *campus* de Sorocaba.

Fátima Conceição Márquez Piña-Rodrigues

Doutora em Ecologia pela Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP). Coordenadora do MBA em Restauração, Licenciamento e Adequação Ambiental, da UFSCar. Professora titular da UFSCar, *campus* de Sorocaba.

Endereço para correspondência:

Mayra Cristina Prado de Moraes – Rodovia Washington Luís, km 235 - SP-310 – 13565-905 – São Carlos (SP), Brasil – E-mail: mayracpmoraes@gmail.com

Recebido: 04/04/2016

Aceito: 27/04/2017

RESUMO

O processo de expansão agrícola provoca um aumento na fragmentação florestal. Com o objetivo de identificar a situação espacial dos remanescentes florestais no entorno da Estação Ecológica de Avaré (EEA), no estado de São Paulo, foi realizado um mapeamento do uso e cobertura da terra e calculadas métricas de paisagem. Foram encontrados 21,2% de vegetação natural na área estudada, distribuídos em 59 manchas entremeadas por matriz agropecuária. As métricas da paisagem indicaram que a vegetação natural possui apenas 5% dos fragmentos maiores que 50 ha, sendo os outros 95% considerados pequenos para a manutenção da biodiversidade. Quando analisada a forma dos fragmentos em relação à área, notou-se que 29% possuem formas mais irregulares e alongadas, o que significa que estão mais suscetíveis a apresentar efeito de borda. Verificou-se que a EEA não se encontra isolada, e que a paisagem como um todo tem conectividade significativa, porém os remanescentes estão vulneráveis frente às pressões antrópicas exercidas pela expansão das atividades agropecuárias.

Palavras-chave: fragmentação florestal; Sistema de Informação Geográfica; conservação da biodiversidade.

ABSTRACT

The agricultural growth process leads to an increase in fragmentation of the natural vegetation. With the purpose of identify the spatial situation of the natural vegetation remaining around the Ecology Station of Avaré (EEA), São Paulo State, we conducted a mapping of land's use and coverage and calculated the landscape metrics. We found 21.2% of natural vegetation in the area, spreaded in 59 shares interspersed by agricultural and farming matrices. The landscape metrics indicated that the natural vegetation owned just 5% of the fragments larger than 50 ha and 95% of them were classified as small and not enough to keep the biodiversity's maintenance. When we analyzed the shape of the fragments, related to the area, we noticed that 29% own irregular and lengthened shapes. We found that the EEA is not isolated in the landscape, however the remaining are vulnerable upon the anthropogenic pressures performed by the agricultural and farming growth.

Keywords: forest fragmentation; Geographic Information System; biodiversity conservation.

INTRODUÇÃO

Estudos mostram que a perda da biodiversidade pode acarretar, até 2050, uma redução global de 15 a 37% das espécies endêmicas de plantas e animais, com o desaparecimento de cerca de 56 mil plantas (THOMAS *et al.* 2004; PEREIRA *et al.*, 2010). No cenário atual de conversão, em alta escala, dos ecossistemas naturais em paisagens agrícolas e urbanas, a manutenção de áreas protegidas é essencial para conservação da biodiversidade e de processos ecológicos (LAURANCE *et al.*, 2014). Muitos biomas encontram-se fragmentados na forma de pequenas manchas de vegetação natural dispersas em meio a matrizes antropizadas. Esse efeito, conhecido como fragmentação florestal, é capaz de reduzir significativamente o fluxo de animais, pólen e sementes (TSCHARNTKE *et al.*, 2005; SILVA *et al.*, 2014) e de afetar a qualidade dos recursos naturais nos ecossistemas (ALKHARABSHEH *et al.*, 2013; OZTURK *et al.*, 2013).

Nesse contexto, a forma, o tamanho do fragmento, a extensão da zona de efeito de borda (BLUMENFELD *et al.*, 2016), o tipo de vizinhança e a distância entre os fragmentos, ou grau de isolamento e conectividade (COSTA *et al.*, 2015; BLEICH & SILVA, 2013), são importantes para a persistência das populações, podendo afetar a resiliência desses fragmentos. Para verificar os pontos mencionados acima, as análises por meio de métricas da paisagem são utilizadas para mensurar o impacto da fragmentação florestal em uma paisagem (DANTAS *et al.*, 2017; PONCIANO *et al.*, 2015). Algumas análises de conectividade foram realizadas por Scolozzi e Geneletti (2012), que empregaram índices de área e de proximidade e forma na avaliação da fragmentação florestal causada por estruturas lineares (como estradas), e avaliaram tanto a conectividade de áreas naturais quanto, sobretudo, a influência da urbanização sobre essas áreas.

Moraes *et al.* (2017), através da análise histórica da paisagem do entorno de uma unidade de conservação (UC) localizada no sudeste brasileiro, realizada em um período de aproximadamente 40 anos — entre 1971

e 2008 —, concluíram que a paisagem se alterou conforme os ciclos econômicos: por exemplo, houve um acréscimo de 39% da cultura da cana-de-açúcar na paisagem e uma diminuição de quase 5% do total da cobertura florestal na área. A predominância de terras de monocultura na zona tampão de uma UC ameaçam a proteção da mesma e pode representar uma barreira para o fluxo de espécies da flora e da fauna.

A fragmentação de áreas como de Mata Atlântica e Savana afeta a conectividade funcional da paisagem no que se refere ao potencial de fluxo de polinizadores e dispersores. Esses agentes (dentre os quais as abelhas são os mais frequentes) são importantes na conservação da biodiversidade, visto que a maioria das espécies vegetais tropicais é polinizada por vetores bióticos. Quando ocorre o isolamento reprodutivo dessas populações, elas se tornam mais vulneráveis aos processos antrópicos, o que afeta todo o biosistema (MARIOT *et al.*, 2014; MAUÉS & OLIVEIRA, 2010). A Estação Ecológica de Avaré (EEA) é uma UC criada em 2010 para proteger amostras de ecossistemas de Savana e Mata Atlântica (SILVA & KANASHIRO, 2010), sendo importante também por abranger a área de recarga do Aquífero Guarani, que abriga recursos estratégicos para diversos países, além de apresentar extensas áreas de Campos Limpo e Sujo, fisionomias de Savana pouco comuns no estado de São Paulo (ARZOLLA *et al.*, 2012). Porém, para que os objetivos das UCs sejam alcançados em longo prazo, as mesmas não devem apenas atuar como unidades isoladas, mas também manter redes de fragmentos interligados, levando em consideração as pressões e os recursos presentes em seu entorno (MORAES *et al.*, 2017).

Nesse contexto, o presente artigo é parte de um trabalho de mestrado (GALETTI, 2013), que teve como objetivo avaliar a atual distribuição espacial dos fragmentos de vegetação natural, em um raio de 3 km do entorno da EEA, através do uso de Sistema de Informação Geográfica (SIG).

MATERIAIS E MÉTODOS

A EEA localiza-se no município de Avaré, a sudoeste do estado de São Paulo, entre as coordenadas 7453635N 721721,97E e 7455301,42N 725119,27E (Figura 1).

Para análise espacial do entorno da EEA, mapeou-se o uso e cobertura da terra de uma área de 3 km de distância a partir dos limites da UC, sendo a mesma

considerada na análise. A definição dos limites de estudo baseou-se na Resolução nº 428 de 2010, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), a qual estabelece que, no entorno de uma UC sem zona de amortecimento estabelecida, como é o caso da EEA, o órgão gestor da UC poderá interferir na autorização de atividades impactantes em um raio de até 3 km a partir do limite da UC (BRASIL, 2010).

O mapeamento foi realizado com base na interpretação digital visual, por meio de vetorização em tela na escala 1:15.000, tomando por base uma imagem georreferenciada do satélite *RapidEye*, de março de 2010. O processo de interpretação e análise foi realizado por meio do *software* de Sistema de Informação Geográfica ARCGis 10. Para obter a concordância entre a verdade terrestre e o mapa de uso e cobertura da terra foi estimada a exatidão de classificação por meio de matriz de erros pelo cálculo do coeficiente de *kappa* (CONGAL-

TON & GREEN, 1999), que é um indicativo da qualidade do mapa. Esse coeficiente foi de 0,78, o que indica que o mapeamento pode ser aplicado nas análises abordadas pelo estudo, pois o valor para esse índice varia de zero (0) a um (1) — quanto mais próximo de um, mais similar à realidade (MOREIRA, 2001).

Após o mapeamento do uso e cobertura da terra, foi realizada a análise espacial do entorno da EEA, baseada nas seguintes métricas: porcentagem de cada classe de cobertura, cobertura total de vegetação natural, tamanho do fragmento, área nuclear do fragmento e análise da conectividade.

As métricas da paisagem (tamanho, forma, área nuclear e conectividade dos fragmentos) foram calculadas utilizando-se a extensão V-LATE 2.0 beta (*Vector-based Landscape Analysis Tools*) do Arc GIS 10.0. Calculou-se a métrica de forma (*SHAPE*) em relação à forma de cada

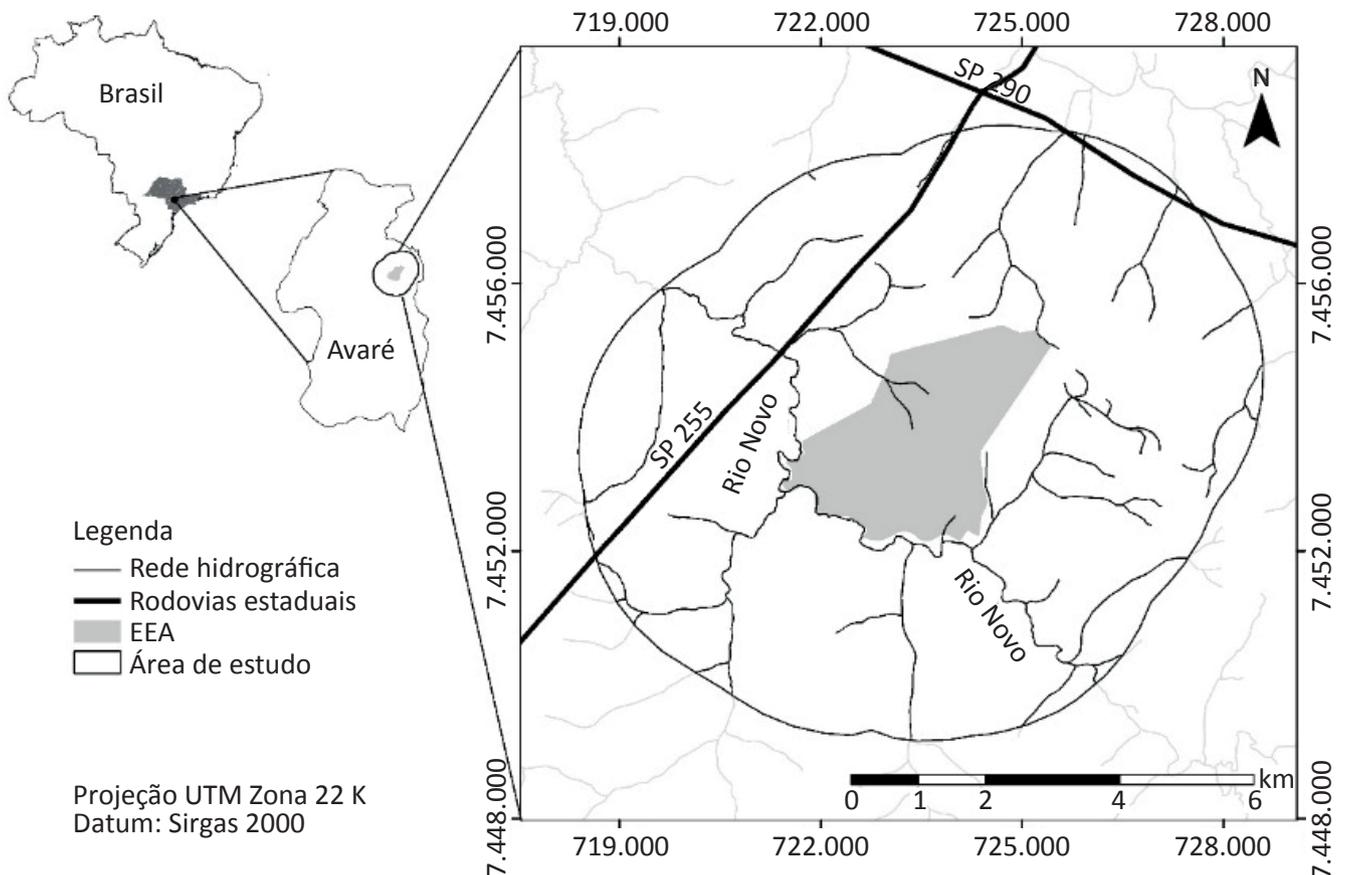


Figura 1 – Área de estudo: região de entorno da Estação Ecológica de Avaré, Avaré, São Paulo, Brasil.

um dos fragmentos de vegetação natural encontrados, comparando-os a um círculo. Para a área nuclear (*Core Area*), calculou-se o número de áreas nucleares de cada fragmento, considerando um efeito de borda de 30 m (VIDOLIN *et al.*, 2011). O processamento dos dados foi realizado com o auxílio do programa R 2.7.1 (*R Development Core Team* 2008).

Para avaliar a permeabilidade da paisagem em relação ao fluxo gênico via polinização, foi utilizado como modelo a subtribo *Euglossina*. A conectividade (*PROX*) foi calculada com base na distância de 500 m, assumida como sendo a máxima na qual espécies de *Euglossina* podem deslocar-se de um fragmento a outro para atravessar áreas abertas (BROSI, 2009).

RESULTADOS

A atividade predominante foi o cultivo da cana-de-açúcar, representada por uma área de 2131,51 ha, ou seja, 30,1% de toda área mapeada (Figura 2). A pastagem foi a segunda com maior representatividade, ocupando uma área de 1.514,4 há, o equivalente a 21,4% de classificação do mapa. Logo abaixo da pastagem, ficou a classe

vegetação natural, totalizando uma área de 1.496,9 ha, ou seja, 21,2% da área mapeada. Todos os remanescentes de vegetação natural mapeados situam-se em propriedades particulares, sendo que apenas uma área equivalente a aproximadamente 720 ha está protegida pelo poder público estadual através da EEA. A fruticultura

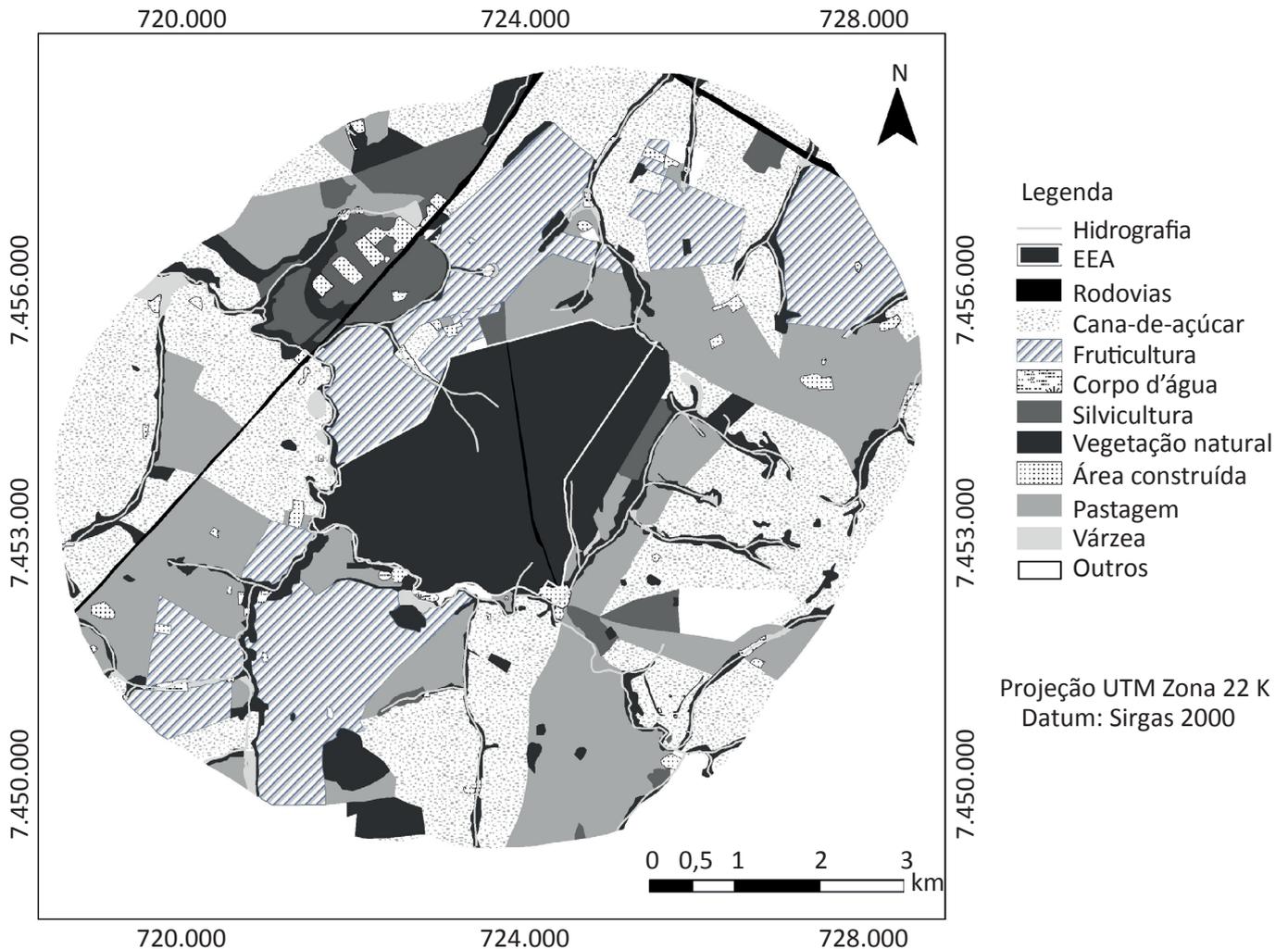


Figura 2 – Uso e cobertura da terra da região de entorno da Estação Ecológica de Avaré, Avaré, São Paulo, Brasil.

ra também se destacou na região de estudo, com uma área de 1.217 ha, ocupando 17,2% da paisagem. Tanto as classes de cana-de-açúcar e pastagem, como a de fruticultura se encontram distribuídas por toda a região de entorno da EEA com áreas contínuas e extensas.

Em relação à distribuição das classes de uso e cobertura da terra, foram identificadas 259 manchas, sendo que, destas, 59 são referentes às manchas de vegetação natural, 28 à cana-de-açúcar, 27 à pastagem e apenas 13 às manchas de fruticultura (Tabela 1). Isso reflete que, apesar de o pasto ocupar quase o mesmo território que a vegetação natural na paisagem, o número de manchas do mesmo é menor que o de vegetação natural, ou seja, as áreas com cultivo de pastagem, como também de cana-de-açúcar e fruticultura, no contexto do entorno da EEA se encontram menos fragmentadas do que os remanescentes de vegetação de Floresta Estacional Semidecidual e Savana.

A maior mancha de vegetação natural encontrada foi de 587,68 ha, sendo que nela encontra-se parte da EEA.

A maior parte das manchas de fragmentos mapeados na área de entorno da EEA foi menor ou correspondente a 10 ha, o que representa 76,3% do total de vegetação natural mapeada (Figura 3A).

Ribeiro *et al.* (2009) consideram pequenos para a manutenção da biodiversidade os fragmentos da Mata Atlântica menores que 50 ha, visto que fragmentos pequenos estão mais suscetíveis ao efeito de borda e

suportam apenas comunidades, de poucos grupos taxonômicos, muito empobrecidas.

Na área de entorno da EEA, apenas 3 fragmentos (5%) são maiores do que 50 ha; sendo assim, concluímos que cerca de 95% dos remanescentes de vegetação natural encontrados na paisagem de estudo não possuem resiliência para suportar alterações de longo prazo, tais como as esperadas oriundas das alterações do clima (RINAWATI *et al.*, 2013).

Quando analisada a forma dos fragmentos em relação à área, notou-se que 70,7% das manchas de vegetação natural apresentaram valores entre um (1) e dois (2) (Figura 3B), sendo que, destas, 29 apresentam valores bem próximo a um. Do total de manchas, 29% apresentaram índice de forma entre dois (2) e cinco (5). Quanto mais próximo de um, mais arredondado é o fragmento; já valores entre três e cinco correspondem a formas mais alongadas e irregulares (ABDALLA & CRUZ, 2015; FORMAN, 1995). Comparando a análise de tamanho de área dos fragmentos com a forma dos mesmos, foi possível diagnosticar que os fragmentos que apresentaram índice de forma entre dois e cinco correspondem em 56% àqueles com maiores áreas.

Em relação à análise da área nuclear, 69,6% dos fragmentos tiveram área nuclear menor que 1 ha e 18,2% ficaram entre 1 e 5 ha. Apenas dois fragmentos apresentaram área nuclear maior que 50 ha, as quais equivalem a 471,0 e 320,5 ha. Nesta mancha com alto valor de área nuclear se encontra a EEA. No geral, quanto

Tabela 1 – Métricas das classes de uso e cobertura da terra da região de entorno da Estação Ecológica de Avaré, São Paulo, Brasil.

| Classe | Área (ha) | PP (%) | MM (ha) | NM |
|-------------------|-----------|--------|---------|-----|
| Várzea | 62,50 | 0,88 | 13,48 | 22 |
| Cana-de-açúcar | 2131,51 | 30,10 | 428,90 | 28 |
| Fruticultura | 1217,07 | 17,18 | 342,78 | 13 |
| Corpo d'água | 41,69 | 0,58 | 5,00 | 33 |
| Silvicultura | 328,52 | 4,64 | 70,36 | 17 |
| Área construída | 111,70 | 1,58 | 12,02 | 46 |
| Pastagem | 1514,36 | 21,40 | 436,20 | 27 |
| Rodovia | 59,18 | 0,83 | 34,90 | 3 |
| Vegetação natural | 1496,68 | 21,12 | 587,68 | 59 |
| Outras culturas | 122,60 | 1,73 | 66,56 | 11 |
| Total | 7085,00 | 100,00 | 587,68 | 259 |

PP: porcentagem da classe ocupada na paisagem; MM: tamanho da maior mancha em hectares; NM: número de manchas da classe.

maior a área total do fragmento, maior sua área nuclear, porém, quando ocorre alto índice de forma (*SHAPE*), fragmentos de mesma área total podem apresentar grande diferença de área nuclear.

Avaliando a conectividade funcional por meio da métrica *PROX* que varia de zero (0) a infinito, 10 fragmentos apresentaram valores entre zero (0) e um (1), sendo que o valor zero representa que a mancha é nula no raio de 500 m de distância. Os dois maiores fragmentos mapeados, com 587,7 e 346,3 ha, apresentaram altos valores de *PROX*, 20.404 e 32.270 respectivamente (Figura 3C), isto indica que estão diretamente conectados a outros

fragmentos, considerando que os valores de *PROX* aumentam à medida que aumentam as áreas dos fragmentos e diminuem as distâncias do alvo aos seus vizinhos.

De maneira geral, o resultado de conectividade entre os fragmentos foi alto, já que a média de distância entre um fragmento ao outro foi de aproximadamente 113 m, o que teoricamente permitiria que as abelhas da subtribo *Euglossina*, utilizadas como referência, pudessem atravessar a área. Apenas dois fragmentos da área de estudo se encontram a mais de 500 m de distância de outro, sendo que o fragmento mais isolado está a 590,4 m de distância do fragmento mais próximo.

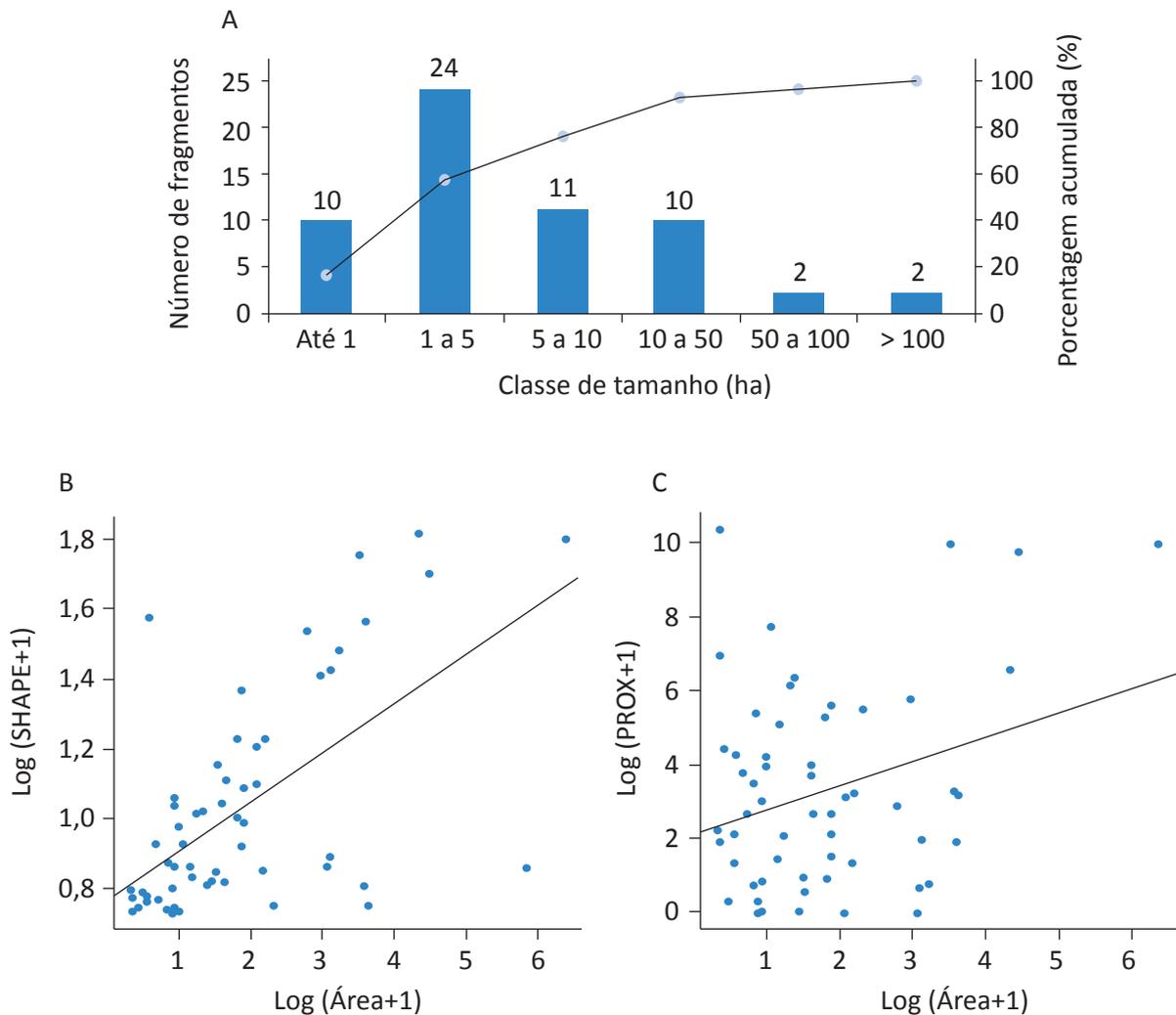


Figura 3 – (A) Número de fragmentos florestais por classe de tamanho e porcentagem acumulada de área (0% - 100%); (B) dispersão dos fragmentos florestais em função dos valores de área e forma (SHAPE); (C) dispersão dos fragmentos florestais em função dos valores de área e conectividade (PROX) utilizando o raio de 500 m.

DISCUSSÃO

A área de entorno da EEA é uma paisagem predominantemente agropecuária, sendo sua maior parte ocupada por monoculturas como a cana-de-açúcar (30,1%) e fruticultura (17,2%), e também por pastagens (21,4%). Os remanescentes de vegetação natural (21,2%) estão distribuídos em pequenos fragmentos ao redor da EEA, formada por dois fragmentos fontes, porém entremeados por matrizes agrícolas e pastos. Essa fragmentação ocorre devido à expansão e à intensificação da agricultura e é comum em paisagem de Mata Atlântica e Savana (ROMANINI *et al.*, 2016; FUSHITA *et al.*, 2016; SAWAKUCHI, 2010).

De acordo com Brancalion *et al.* (2016), apesar de a Lei nº 4771 de 1965, Código Florestal, recentemente revogada pela Lei nº 12.651 de 2012, ter evitado a retirada total da vegetação natural existente, também favoreceu a fragmentação da vegetação natural das diversas propriedades rurais, na medida em que priorizava a proteção das áreas de proteção permanente e reserva legal. A maior quantidade de manchas dos remanescentes na paisagem analisada está associada aos locais de preservação permanente ao longo de rios e possui formatos mais alongados e irregulares, assim como evidenciados em outros estudos em áreas do interior do estado de São Paulo com Savana e Mata Atlântica (MELLO *et al.*, 2014; MORAES *et al.*, 2015). Os fragmentos com forma irregular estão suscetíveis a apresentar efeito de borda, principalmente aqueles de menor área, em virtude de exporem um perímetro maior a efeitos ambientais resultantes de ações antrópicas (MORAES *et al.*, 2017; VIDOLIN *et al.*, 2011). Esses fragmentos irregulares concentrados ao longo dos rios formam corredores biológicos, os quais facilitam o fluxo de animais, de pólen e de sementes ao longo da paisagem.

Estudos mostraram que paisagens com menos de 30% de remanescentes tendem a ter apenas fragmentos pequenos e isolados; por consequência, suportam apenas comunidades, de poucos grupos taxonômicos, muito empobrecidas (MARTENSEN *et al.*, 2008; METZGER *et al.*, 2009). Com isso a área de entorno da EEA, com apenas 21,2% de vegetação nativa, em sua maioria com fragmentos menores do que 10 ha, está ameaçada no que tange aos seus processos biológicos relacionados à conservação da biodiversidade e mesmo ameaçada no que diz respeito à sua autossustentabilidade ao longo do tempo considerando um cená-

rio como o esperado por Pereira *et al.* (2010) para as atuais mudanças do clima.

A dinâmica de populações desses remanescentes depende da qualidade dos habitat. Isso é explicado através do conceito de dinâmica fonte-sumidouro, que considera o movimento dos indivíduos entre os fragmentos para a manutenção de populações (TAYLOR *et al.*, 1993). Nos habitat denominados fontes, a taxa de nascimento de indivíduos de determinada população excede a taxa de mortalidade; já nos sumidouros, a taxa de mortalidade excede a taxa de nascimento (RITCHIE, 1997). As populações localizadas em áreas consideradas como sumidouros ocupam manchas de habitat de baixa qualidade que não as suportam por longo tempo. As populações de plantas nessas áreas, principalmente árvores, são constituídas por poucos indivíduos da mesma espécie, gerando percentual considerável de cruzamento entre parentes (endogamia) e alta probabilidade de extinção das espécies no local. Já as populações das áreas fontes — habitat de maior qualidade — resistem por mais tempo, contribuindo para a recolonização de outros remanescentes, por meio da dispersão de indivíduos (COSTA, 2003). Nesse contexto, levando em consideração que a maioria dos pequenos fragmentos florestais encontrados no entorno da EEA sejam sumidouros, a EEA pode ser considerada na paisagem onde se insere como uma área fonte essencial para a manutenção dos processos de polinização, dispersão, e como fonte de propágulos, criando condições favoráveis para a manutenção da biodiversidade local.

Esses pequenos fragmentos também podem funcionar como trampolins ecológicos ou pontos de ligação (*stepping stones*), pequenas áreas de habitat dispersas do fragmento fonte de habitat original, que podem facilitar o fluxos entre os remanescentes para algumas espécies (SAURA *et al.*, 2014)..

Segundo a classificação proposta por Almeida (2008), distâncias de até 60 m são de baixo, de 120 m de médio e de 200 m de alto isolamento. Portanto, de acordo com essa classificação, a paisagem desse estudo pode ser classificada como de isolamento médio; porém, para o raio de 500 m adotado como parâmetro de conectividade utilizado por abelhas da subtribo *Euglossina*, a área de estudo manteve boa conectividade funcional. Essas abelhas representam grande parte da polinização

da Mata Atlântica e Savana, sendo que a dispersão de pólen por abelhas pequenas é a mais frequente, contribuindo significativamente para o fluxo gênico via pólen à longa distância em florestas tropicais e tornando-as um dos grupos de insetos tropicais mais importantes na polinização de espécies de plantas que possuem indiví-

duos com distribuição esparsa e baixa densidade (PIÑA-RODRIGUES & FREIRE, 2009). Na EEA, há ocorrência de espécies das famílias *Annonaceae*, *Apocynaceae*, *Bigoniaceae*, *Solannaceae*, *Euphorbiaceae* e *Rubiaceae* (SILVA & KANASHIRO, 2010) que são polinizadas por abelhas *Euglossina* (GUIMARÃES, 2011).

CONCLUSÃO

A área de entorno da EEA mostrou que os fragmentos de vegetação natural têm ocorrência e conectividade significativas; porém, esses remanescentes estão vulneráveis frente à pressão antrópica exercida pela expansão de atividades agropecuárias, como de cana-de-açúcar e fruticultura.

A maioria dos fragmentos encontrados é pequena. Porém, principalmente quando próximos dos grandes núcleos de biodiversidade, como é o caso da EEA, os fragmentos também cumprem funções relevantes ao longo da paisagem e, a longo prazo, podem expandir-se, tornando-se ainda mais importantes. De acordo com isso, quando o habitat original se encontra disperso em diversos fragmentos, isolando e reduzindo o tamanho das populações nativas, a sobrevivência das espécies depende de suas habilidades de se deslocarem pela paisagem.

Para a melhoria da qualidade ambiental dos fragmentos da região estudada, os fragmentos pequenos devem ser unidos para a formação de fragmentos maiores, a partir da recomposição da vegetação. Visando a facilitar o movimento de organismos e conectar populações espacialmente separadas, os trampolins ecológicos também podem ser considerados importante alternativa para paisagens fragmentadas, visto que, em muitos casos, a criação de corredores contínuos ou a mudança da permeabilidade da matriz antrópica não são viáveis.

Outra forma seria reforçar a proteção dos remanescentes de vegetação diretamente conectados com a EEA através da inclusão dos mesmos nos limites da estação, tornando-os também protegidos por lei. Além disso, deve-se manter uma fiscalização dessas áreas para que os impactos encontrados não avancem ilegalmente.

REFERÊNCIAS

- ABDALLA L. S.; CRUZ, C. B. M. Análise de fragmentação florestal no município de Silva Jardim, APA do Rio São João, RJ. *Revista Brasileira de Cartografia*, v. 67, n. 1, p. 169-184, 2015.
- ALKHARABSHEH, M. M.; ALEXANDRIDIS, T. K.; BILAS, G.; MISOPOLINOS, N.; SILLEO, N. Impact of land cover change on soil erosion hazard in Northern Jordan using remote sensing and GIS. *Procedia Environmental Sciences*, v. 19, p. 912-921, 2013.
- ALMEIDA, C. G. *Análise espacial dos fragmentos florestais na área do Parque Nacional dos Campos Gerais, Paraná*. Dissertação (Mestrado em Gestão do Território) – Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2008.
- ARZOLLA, F. A. R. D. P.; OLIVEIRA, R. C. R.; VICTOR, R. A. B. M.; KANASHIRO, M. M.; RESENDE, M. A. C. S.; SILVA, J.; PASTORE, J. A.; MATTOS, I. F. A.; AOKI, H.; PAULA, G. C. R.; VILELA, F. E. S. P.; CAMPOS, F. P.; SILVA, D. A.; MOURA, C.; ANTUNES, A. Z. A criação da estação ecológica de Avaré, SP: adequação do Horto Florestal Andrada e Silva ao Sistema Nacional de Unidades de Conservação. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 7., 2012, Natal. *Anais eletrônicos...* 2012. Disponível em: <<http://icongresso.itarget.com.br/useradm/anais/?clt=bot.2>>. Acesso em: 10 dez. 2012.
- BLEICH, M. E.; SILVA, C. J. Caracterização dos fragmentos florestais amazônicos remanescentes na microbacia hidrográfica do rio Taxidermista I em Alta Floresta, MT. *Biotemas*, Florianópolis, v. 26, n. 4, p. 45-51, 2013.
- BLUMENFELD, E. C.; DOS SANTOS, R. F.; THOMAZIELLO, S. A.; RAGAZZI, S. Relações entre tipo de vizinhança e efeitos de borda em fragmento florestal. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 26, n. 4, p. 1301-1316, 2016.

- BRANCALION, P. H. S.; GARCIA, L. C.; LOYOLA, R.; RODRIGUES, R. R.; PILLAR, V. D.; LEWINSOHN, T. M. Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: atualizações e ações em curso. *Natureza & Conservação*, v. 14, 2016.
- BRASIL. *Resolução Conama n.º 428, de 17 de dezembro de 2010*. Brasília, 2010.
- BROSI, B. J. The effects of forest fragmentation on euglossine bee communities (*Hymenoptera: Apidae: Euglossini*). *Biological Conservation*, v. 142, p. 414-423, 2009.
- CONGALTON, R. G.; GREEN, K. *Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices*. Nova York: Lewis Publishers, 1999. 137 p.
- COSTA, R. B. *Fragmentação florestal e alternativas de desenvolvimento rural na região Centro-Oeste*. Campo Grande: UCDB, 2003. 246 p.
- COSTA, O. B.; MATRICARDI, E. A. T.; PIRES, J. S. R. Análise do Processo de Fragmentação da Floresta nos Municípios de Corumbiara e Buritis - RO. *Floresta Ambiente*, v. 22, n. 3, p. 334-344, 2015.
- DANTAS, M. S.; ALMEIDA, N. V.; MEDEIROS, I. S.; SILVA, M. D. Diagnóstico da vegetação remanescente de Mata Atlântica e ecossistemas associados em espaços urbanos. *Journal of Environmental Analysis and Progress*, v. 2, n. 1, p. 87-97, 2017.
- FORMAN, R. T. T. *Land mosaics: the ecology of landscapes and region*. Nova York: Cambridge Press, 1995. 632 p.
- FUSHITA, A. F.; SANTOS, J. E.; SOUZA, I. M. M.; ROMANINI, E.; COSTA, R. T. Landscape Structural Indicators as a Tool to Assess Land Use Changes in Planning for Sub-Basin Sustainability (Southeastern Brazil). *Journal of Water Resource and Protection*, v. 8, p. 482-492, 2016.
- GALETTI, G. *Diagnóstico da estrutura da paisagem da Estação Ecológica de Avaré e seu entorno, como subsídio à sua conservação*. Dissertação (Mestrado Profissional em Sustentabilidade na Gestão Ambiental) – Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2013.
- GUIMARÃES, M. de O. *Comunidade de abelhas Euglossina (Hymenoptera: Apidae) em fragmentos de Mata Atlântica e Mata Litorânea no estado do Ceará*. 79 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.
- LAURANCE, W., SAYER, J., CASSMAN, K. G. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends Ecology Evolution*, v. 29, n. 2, 2014.
- MARIOT, A.; MANTOVANI, A.; BITTENCOURT, R.; REIS, M. S. Aspectos da biologia reprodutiva de *Drimys brasiliensis* Miers (Winteraceae) em Floresta Ombrófila Mista, Sul do Brasil. *Ciências Florestais*, v. 24, n. 4, p. 877-888, 2014.
- MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 141, p. 2184-2192, 2008.
- MAUÉS, M. M.; OLIVEIRA, P. E. A. M. Conseqüências da fragmentação do habitat na ecologia reprodutiva de espécies arbóreas em florestas tropicais, com ênfase na Amazônia. *Oecologia Australis*, v. 14, n. 1, p. 238-250, 2010.
- MELLO, K.; PETRI, L.; LEITE, E. C.; TOPPA, R. H. Cenários ambientais para o ordenamento territorial de áreas de preservação permanente no município de Sorocaba, SP. *Árvore*, v. 38, p. 309-317, 2014.
- METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; DIXO, M.; BERNACCI, L. C.; RIBEIRO, M. C.; TEIXEIRA, A. M. G.; PARDINI, R. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation*, v. 142, p. 1166-1177, 2009.
- MORAES, M. C. P.; MELLO, K.; TOPPA, R. H. Análise da paisagem de uma zona de amortecimento como subsídio para o planejamento e gestão de unidades de conservação. *Árvore*, v. 39, p. 1-8, 2015.
- MORAES, M. C. P.; MELLO, K.; TOPPA, R. H. Protected areas and agricultural expansion: Biodiversity conservation versus economic growth in the Southeast of Brazil. *Journal of Environmental Management*, v. 188, p 73-84, 2017.

MOREIRA, M. A. *Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologia de aplicação*. São José dos Campos: Instituto de Pesquisas Espaciais, 2001.

OZTURK, M.; COPTY, N. K.; SAYSEL, A. K. Modeling the impact of land use change on the hydrology of a rural watershed. *Journal of Hydrology*, v. 497, p. 97-109, 2013.

PEREIRA, M. H.; LEADLEY, P. W.; PROENÇA, V.; ALKEMADE, R.; SCHARLEMANN, J. P.; FERNANDEZ-MANJARRÉS, J. F.; ARAÚJO, M. B.; BALVANERA, P.; BIGGS, R.; CHEUNG, W. W.; CHINI, L.; COOPER, H. D.; GILMAN, E. L.; GUÉNETTE, S.; HURTT, G. C.; HUNTINGTON, H. P.; MACE, G. M.; OBERDORFF, T.; REVENGA, C.; RODRIGUES, P.; SCHOLLES, R. J.; SUMAILA, U. R.; WALPOLE, M. Scenarios of global biodiversity in the 21st century. *Science*, v. 330, p. 1496-1501, 2010.

PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; FREIRE, J. M. Biologia da polinização e sua aplicação na colheita de sementes florestais. In: SIMPÓSIO SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 3., 2009, São Paulo. *Anais...* São Paulo: Instituto de Botânica, 2009. v. 1. p. 155-172.

PONCIANO, T. A.; FARIA, K. M.; SIQUEIRA, M. N.; CASTRO, S. S. Fragmentação da cobertura vegetal e estado das Áreas de Preservação Permanente de canais de drenagem no Município de Mineiros, Estado de Goiás. *Ambiência Guarapuava*, v. 11, n. 3, p. 545-561, 2015.

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.

RINAWATI, F., STEIN, K.; LINDNER, A. Climate change impacts on biodiversity: the setting of a lingering global crisis. *Diversity*, v. 5, n. 1, p. 114-123, 2013.

RITCHIE, M. E. Populations in a Landscape Context: Sources, Sinks and Metapopulations. In: BISSONETTE, J. R. (Org.). *Wildlife and landscape ecology: effects of pattern and scale*. Nova York: Springer-Verlag, 1997. p. 160-184.

ROMANINI, E.; FUSHITA, A. F.; SANTOS, J. E. An Approach to Environmental Planning and Sustainable Management of Watersheds and Municipalities in Southeastern Brazil. *Open Journal of Ecology*, v. 6, n. 11, 2016.

SAURA, S., BODIN, Ö.; FORTIN, M.-J. Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. *Journal of Applied Ecology*, v. 51, p. 171-182, 2014.

SAWAKUCHI, H. O. *Alteração no uso e cobertura do solo na bacia do médio rio Araguaia, Brasil central*. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

SCOLOZZI, R.; GENELETTI, D. A multi-scale qualitative approach to assess the impact of urbanization on natural habitats and their connectivity. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 36, p. 9-22, 2012.

SILVA, D. A.; KANASHIRO, M. M. Caracterização do meio físico. In: ARZOLLA, F. A. R. D. P.; VILELA, F. E. S. P. (Orgs.). *Proposta para criação da Estação Ecológica de Avaré*. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente/Instituto Florestal, 2010. 61 p.

SILVA, S. M. M.; MARTINS, K. M.; GOMES, A. G.; WADT, L. H. O. Parâmetros genéticos para a conservação de *Hymenaea courbaril* L. na Amazônia sul-ocidental. *Ciência Florestal*, v. 24, n. 1, p. 87-95, 2014.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, v. 68, n. 3, p. 571-573, 1993.

THOMAS, C. D. et al. Extinction risk from climate change. *Nature*, Leeds, UK, v. 427, n. 8, p. 145-148, 2004.

TSCHARNTKE, T.; KLEIN, A. M.; KRUESS, A.; STEFFAN-DEWENTER, I.; THIES, C. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters*, n. 8, p. 857-874, 2005.

VIDOLIN, G. P., BIONDI, D.; WANDEMBRUCK, A. Análise da estrutura da paisagem de um remanescente de floresta com Araucária, Paraná, Brasil. *Árvore, Viçosa*, v. 35, p. 515-525, 2011.