

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FACULDADE DE FILOSOFIA, LETRAS E CIÊNCIAS HUMANAS

**Estudo sobre a dinâmica evolutiva da paisagem no Município
de Iperó, SP.**

AMANDA SILVEIRA CARBONE
MARCOS ROSA

Trabalho de conclusão da disciplina FLG5777
Professor responsável: Yuri Tavares Rocha

SÃO PAULO
2017

Introdução

A crescente preocupação em relação à perda de biodiversidade levou, e tem levado, à busca por formas melhores de fazer a gestão da paisagem em escalas diversas de tempo e espaço. Nesse contexto, importante campo de estudo é o da Ecologia da Paisagem, que proporcionou a base teórica e conceitual para entender a estrutura, as funções e as mudanças na paisagem (FORMAN e GODRON, 1986).

A Ecologia da Paisagem foi um termo introduzido por Carl Troll, em 1939, tendo como base o campo da geografia física e o campo da ecologia, unindo as abordagens espacial e funcional. Essa área de estudo enfatiza as interações entre os padrões espaciais e os processos ecológicos, expressando as causas e consequências da heterogeneidade espacial em diversas escalas (TURNER, GARDNER e O'NEILL, 2001). Nesse contexto, a definição de paisagem adotada por Turner, Gardner e O'Neill (2001, p. 7) é a seguinte: "paisagem é uma área espacialmente heterogênea em, ao menos, um fator de interesse".

A Ecologia da Paisagem lança mão de diversos termos específicos para explorar as dinâmicas espaciais e funcionais de um território, como matriz, manchas, conectividade e fragmentação (TURNER, GARDNER e O'NEILL, 2001). Uma variedade de termos têm sido usados para se referir aos elementos básicos ou às unidades que compõem uma paisagem, incluindo ecótopo, biótopo, componente da paisagem, elemento da paisagem, unidade da paisagem, célula da paisagem, geótopo, fácies, habitat e site (FORMAN e GODRON, 1986).

O estudo dos padrões da paisagem, da interação entre manchas em um mosaico e como esses padrões e interações mudam com o tempo são foco da Ecologia da Paisagem, que tem como premissa a ideia de que o padrão dos elementos de paisagem (as manchas ou fragmentos) fortemente influenciam os processos ecológicos. Esse campo foca em três características da paisagem: (1) Estrutura: as relações espaciais entre os diferentes ecossistemas ou elementos presentes/distribuição de energia, matéria e espécies em relação aos tamanhos, formas, números, tipos e configurações dos ecossistemas (2) Funções: as interações entre os elementos espaciais, ou seja, os fluxos de energia, matéria e espécies

entre os componentes dos ecossistemas (3) Mudança: a alteração na estrutura e função do mosaico ecológico ao longo do tempo (FORMAN e GODRON, 1986).

Dentre os diversos elementos da paisagem, a matriz é o tipo de elemento mais extenso e conectado, desempenhando papel dominante em seu funcionamento (Forman e Godron, 1986). Enquanto a conectividade é a continuidade espacial de um habitat ou tipo de cobertura em uma paisagem, a fragmentação ocorre quando há ruptura de um habitat ou tipo de cobertura em elementos menores, criando-se parcelas desconectadas (TURNER, GARDNER e O'NEILL, 2001).

Nesse sentido, existe a necessidade de se olhar não apenas para os componentes, mas também para a paisagem como um todo, pois há evidências crescentes de que a fragmentação de habitats é prejudicial para muitas espécies e pode contribuir para a perda de biodiversidade (McGarigal e Marks, 2014).

A paisagem pode ser modificada por forças motrizes como indústria, agricultura e urbanização. Essa modificação pode ocorrer de diversas formas, em diferentes intensidades, frequências e velocidade e resulta em uma paisagem composta por manchas de sistemas naturais, usos humanos e fronteiras que fragmentam a paisagem, formando um mosaico (ANTROP, 2003; BERTOLO et al, 2012).

As forças motrizes do desmatamento e da degradação de florestas são as atividades humanas e as ações que impactam diretamente na cobertura florestal, resultando em perda de estoques de carbono. Estima-se que cerca de 80% de todo desmatamento ocorrido no mundo seja devido à conversão de áreas naturais em sistemas de agricultura (KISSINGER et al, 2012). Além disso, a agricultura é, atualmente, a maior responsável pela perda de biodiversidade em todo o mundo (TSCHARNTKE et al., 2005; VELLEND, 2003), o que tem levado à degradação dos serviços ecossistêmicos (TURNER et al, 2007).

A substituição de vegetação nativa por agricultura, pasto e áreas urbanas é um problema central para a conservação da biodiversidade nos trópicos (SCHIPPER et al, 2008). Em áreas fragmentadas, com pouca cobertura vegetal ou conectividade e vegetação nativa degradada, as cascatas de extinção são prováveis de acontecer, especialmente se há perda de espécies chave ou grupos funcionais de espécies (FISCHER e LINDENMAYER, 2007).

O tamanho e a conectividade das florestas são atributos importantes para a determinação do valor de uma área de floresta para a manutenção da biodiversidade, e de sua capacidade de fornecer bens e serviços ecossistêmicos. A fragmentação está associada à redução do tamanho de fragmentos e ao aumento do isolamento entre fragmentos de habitat. Além disso, a fragmentação também gera diminuição no tamanho de áreas-núcleo e aumento de áreas de borda. (CDB, 2006).

Diversos estudos tem abordado o efeito da fragmentação nos sistemas naturais e humanos (BECA et al, 2017; FISCHER e LINDENMAYER, 2007; FAHRIG et al, 2003; DEBINSKI e HOLT, 2000; ANDRÉN, 1994). Ressalta-se estudo amplo sobre a literatura relacionada a fragmentação de habitats (FAHRIG, 2003), que evidenciou que a perda de habitat gera efeitos consistentemente negativos na biodiversidade.

Tendo em vista a relevância dos estudos de fragmentação para embasar a adoção de medidas e ações que visem a redução na perda de biodiversidade e a manutenção dos serviços ecossistêmicos prestados pelos sistemas naturais, este trabalho teve como objetivo realizar a análise dinâmica evolutiva da paisagem do município de Iperó-SP, entre os anos de 1985 e 2015, verificando como essa dinâmica afetou os padrões e interações entre os fragmentos florestais, com base nas métricas utilizadas pela Ecologia da Paisagem.

Material e métodos

Para análise da dinâmica da ecologia da paisagem no município de Iperó-SP foram gerados mapas de uso e cobertura da terra de 1985 e 2015.

O Google Earth Engine foi utilizado para geração dos mosaicos de imagens Landsat livres de nuvem utilizando a mediana dos pixels das imagens obtidas entre o período 01 de março à 30 de junho de cada ano.

A remoção das nuvens e sombras de nuvens foi realizada pelo algoritmo FMASK (ZHU; WANG; WOODCOCK, 2015).

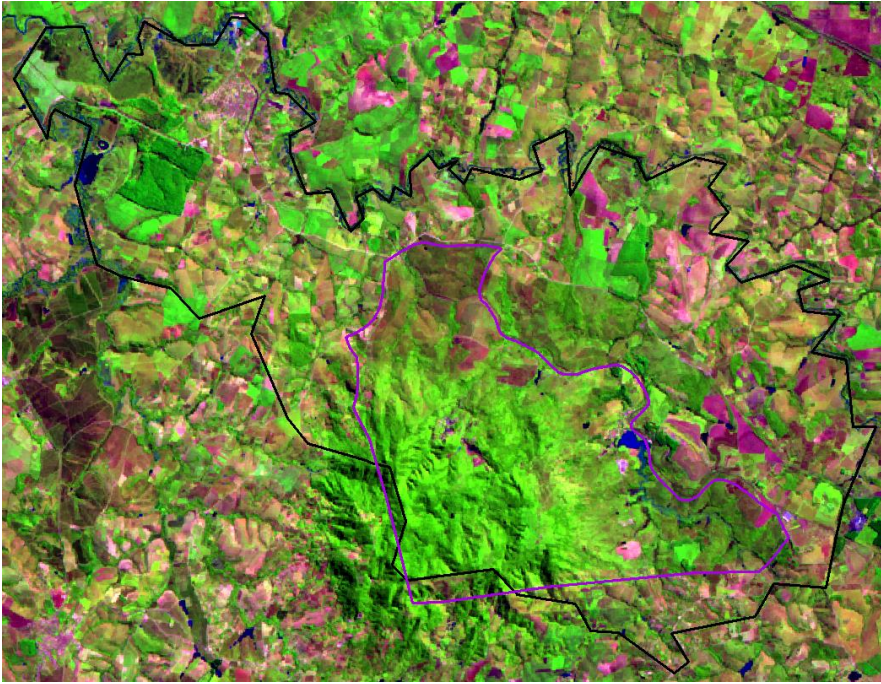


Imagem Landsat 5 TM de 1985 livre de nuvens.

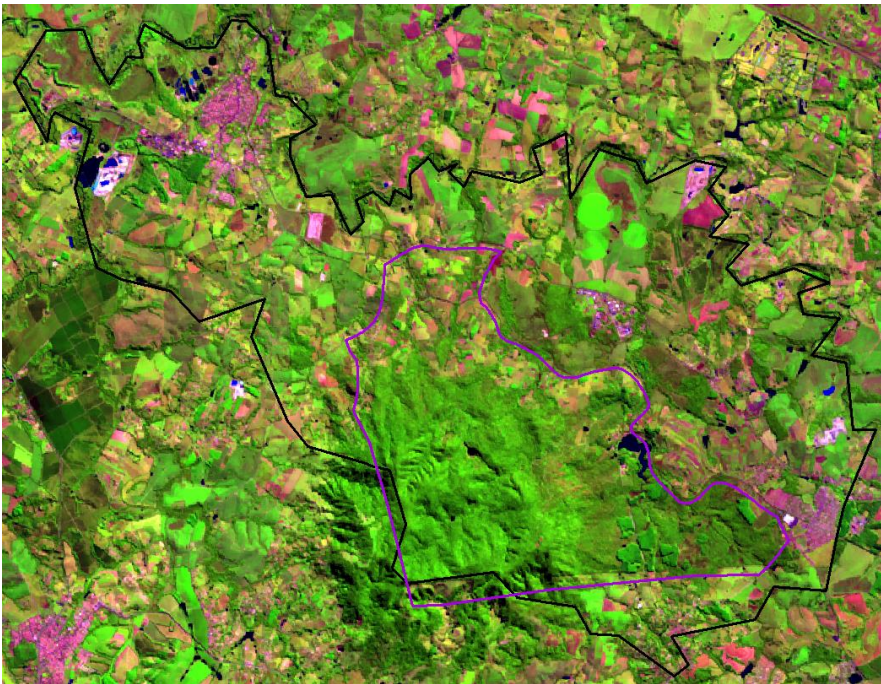
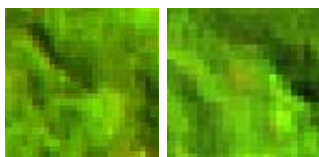


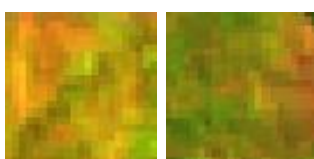
Imagem Landsat 8 OLI de 2015 livre de nuvens.

Após a inspeção visual da imagem e o trabalho de campo no município, foram definidas 6 classes de uso e ocupação:

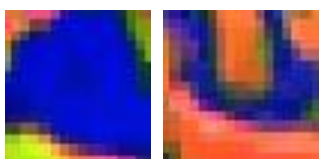
Floresta: Florestas Estacionais Semidecíduas da Mata Atlântica com porte florestal denso e cobertura de copa superior à 90%. Exemplos na imagem Landsat:



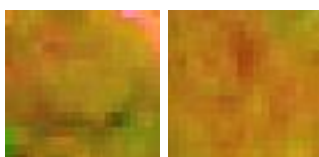
Capoeira: Formação arbórea ou arbustiva espaçada. Nessas áreas estão inclusas formações florestais em estágios iniciais de regeneração. Exemplos na imagem Landsat:



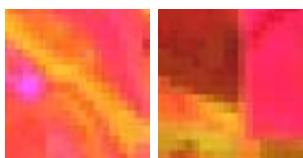
Água: Espelhos d'água ou rios com largura superior à 60m. Exemplos na imagem Landsat:



Pastagem: Áreas abertas sem uso intensivo do solo e com ocorrência de árvores ou arbustos ocasionais. Exemplos na imagem Landsat:



Agricultura: Áreas com solos preparados ou com plantios de espécies exóticas e uso intensivo do solo. Exemplos na imagem Landsat:

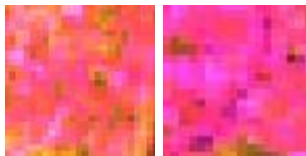


A classificação do uso e cobertura foi realizada através do método Random Forest, que é um algoritmo de aprendizagem de máquina que gera árvores decisão estatísticas aleatórias e o resultado é definido pela classificação mais recorrente de cada pixel. (BREIMAN, 2001)

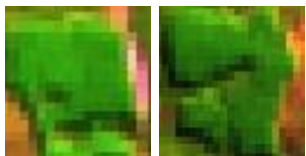
Esse método utiliza amostras de treinamento, que foram coletadas em áreas que permaneceram com a mesma classe durante todo período. Essa forma de coleta de amostras ajuda a garantir que possíveis imprecisões na classificação sejam replicadas em todos os anos, facilitando a comparação das mudanças observadas.

Após a classificação supervisionada, foi feita a correção visual do mapa classificado. Foram eliminadas confusões entre as classes de agricultura (áreas plantadas), pastagens e florestas e delimitadas, por interpretação visual na escala 1:50.000, as classes de áreas urbanas, reflorestamento e Mineração.

Urbano: Áreas com ocupação urbana composto por arruamento e edificações. Exemplos na imagem Landsat:

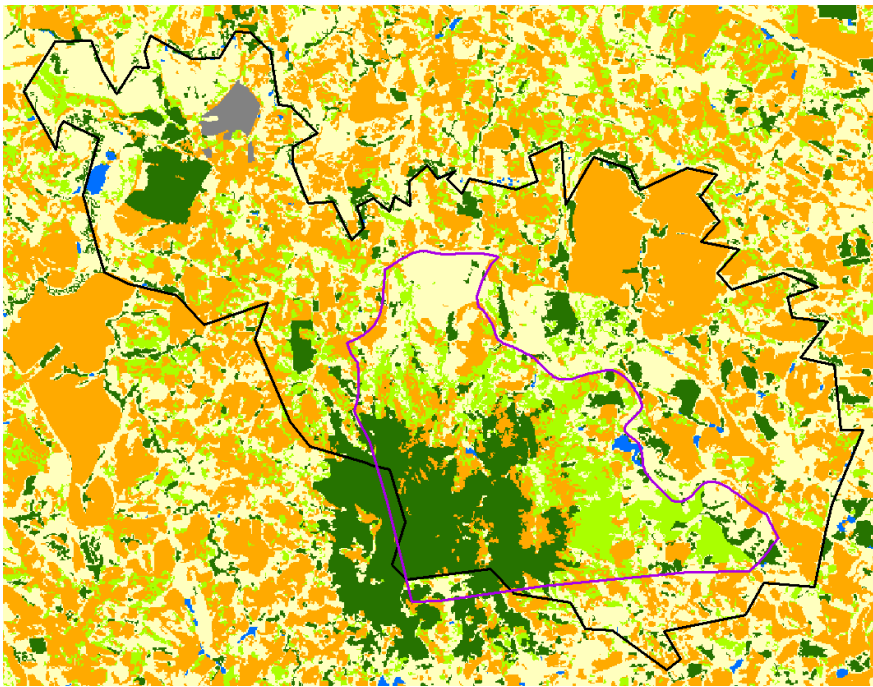


Reflorestamento: Áreas com florestas exóticas plantadas. Exemplos na imagem Landsat:



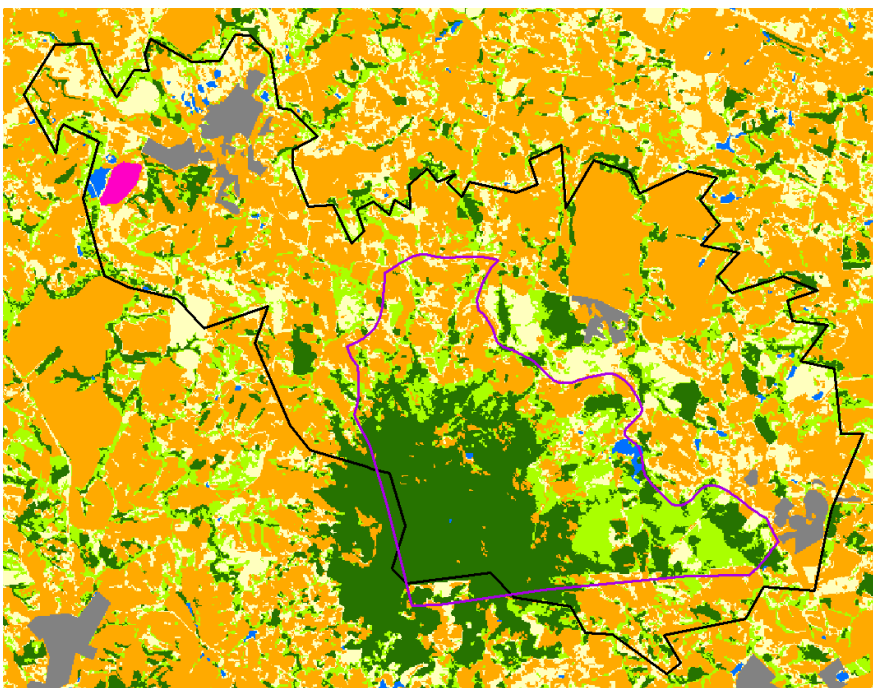
Mineração: Área utilizada para extração de areia. Exemplos na imagem Landsat:





- Floresta
- Savana
- Pasto
- Agricultura
- Área Urbana
- Água
- Mineração

Classificação do uso e cobertura do solo para 1985



- Floresta
- Savana
- Pasto
- Agricultura
- Área Urbana
- Água
- Mineração

Classificação do uso e cobertura do solo para 2015

Área de estudo

O município de Iperó-SP está localizado em uma área de Floresta Ombrófila Semidecidual, na Mata Atlântica.



 Bioma Mata Atlântica

 Bioma Cerrado

Figura com localização do município de Iperó no Estado de São Paulo: Fonte: Mapa de Biomas do IBGE, 2004

A região é uma área de ecótono, já com o início da transição para o Cerrado. Durante o trabalho de campo, foi possível observar entre formação típica de floresta atlântica a ocorrência natural de espécies da flora tipicamente do cerrado.



Fotografia com florestas da mata atlântica. Árvores com alturas de 20 a 30m e cobertura de copa maior que 80%.



Fotografia espécie de cactácea, típica de ambientes de cerrado, na região do PN da Floresta de Ipanema.

Para o mapeamento de uso e cobertura da terra foi utilizada uma borda de 2.500m do limite municipal. Dessa forma, além de não utilizar o limite administrativo isolado de seu entorno, garantiu-se a inclusão completa do fragmento florestal do Parque Nacional da Floresta de Ipanema, que é um elemento essencial para análise da paisagem no município.

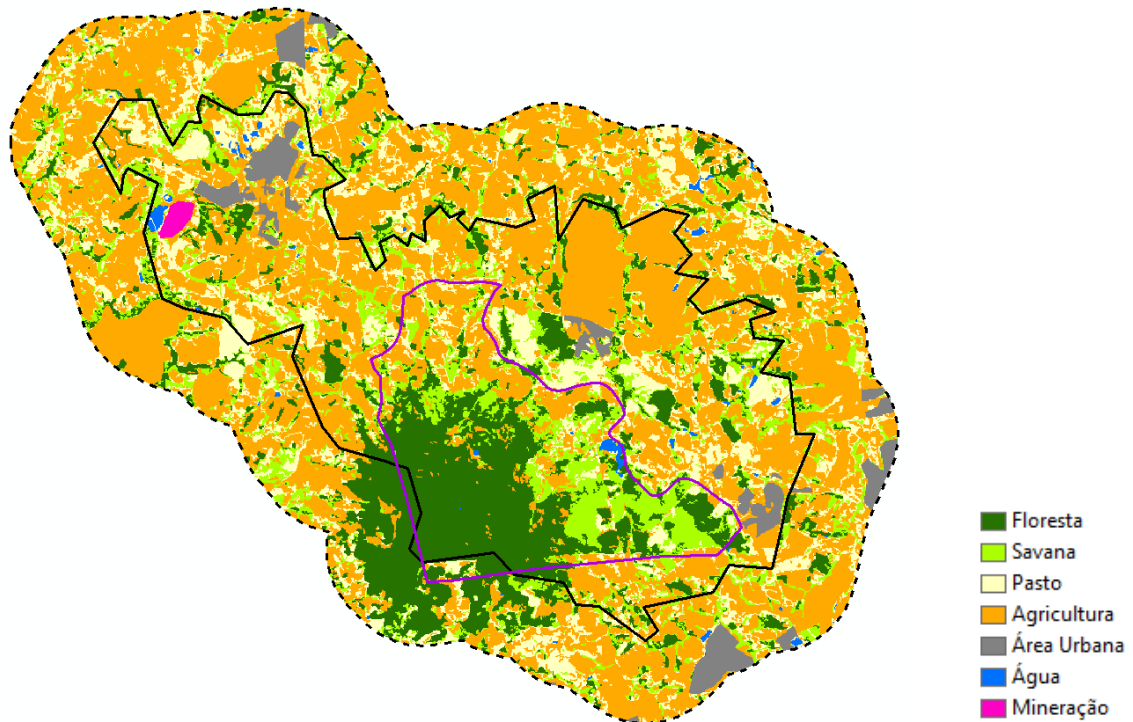


Figura com entorno de 2.500m do município de Iperó-SP (em preto) e limite do PN da Floresta de Ipanema (em roxo) sobre o tema de uso e cobertura da terra em 2015.

Resultados

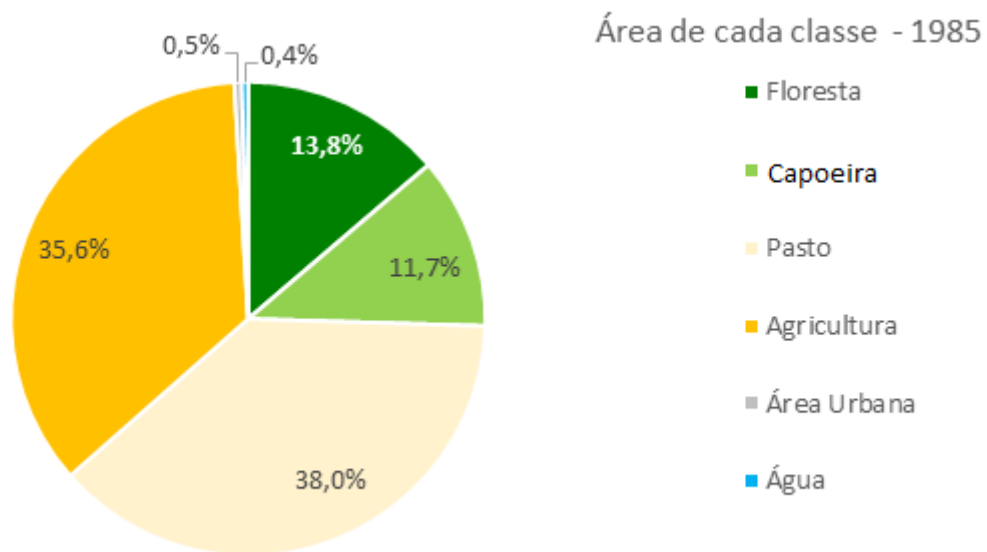
Para calcular as métricas da paisagem e dos fragmentos florestais foi utilizado o software FRAGSTATS como uma extensão do ArcGIS. O mapa de solo foi analisado, inicialmente, como uma imagem raster e, posteriormente, a classe de floresta foi convertida para o formato vetorial para geração das análises de fragmentação.

Análise da Matriz

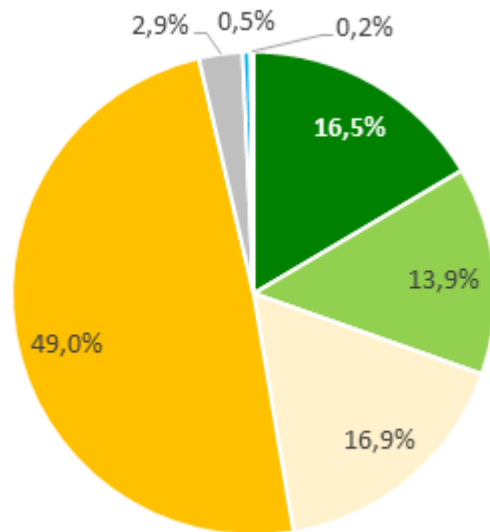
Como se viu na introdução, matriz corresponde ao elemento predominante na paisagem, onde estão inseridos os fragmentos de floresta que são analisados.

Entre 1985 e 2015 é possível observar a mudança da matriz de Pastagem para Agricultura. Em 1985 38% do município era composto por agricultura. Em 2015, a área dominada por esta classe chegou a 49%. Cabe ressaltar que a classe agricultura, embora seja aqui tratada de forma homogênea, pode apresentar graus diferentes de impacto à biodiversidade e ao solo, de acordo com a atividade (ex. rotação de culturas ou plantio tradicional).

A classe de floresta teve um aumento de 13,8% para 16,5%.



Área de cada classe - 2015



- Floresta
- Capoeira
- Pasto
- Agricultura
- Área Urbana
- Água
- Mineração

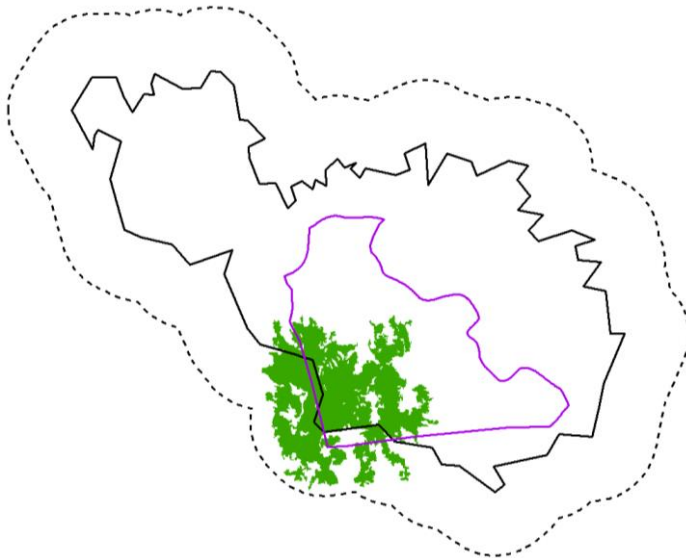
Métricas de área

LPI – índice do maior fragmento

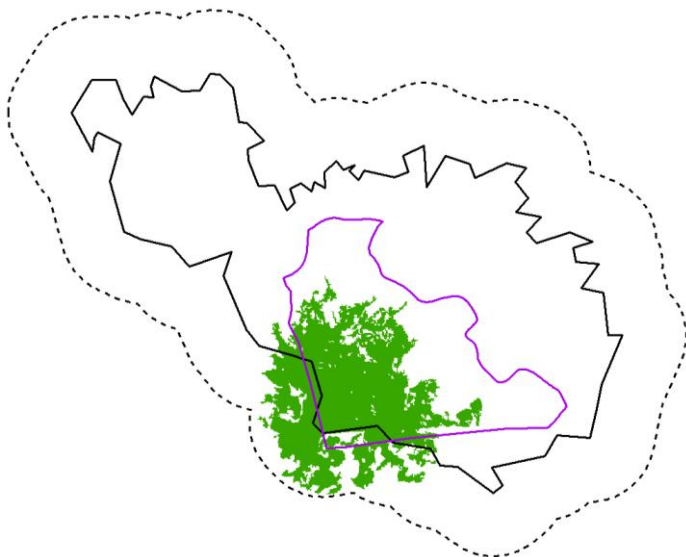
O maior fragmento da paisagem aumentou em área e importância em relação à paisagem e em relação ao total de floresta.

	Maior Fragmento (ha)	LPI (relação à Paisagem)	LPI (relação à Floresta)
1985	2,360	6.5%	51.0%
2015	3,349	9.3%	59.4%

Maior Fragmento de 1985



Maior Fragmento de 2015



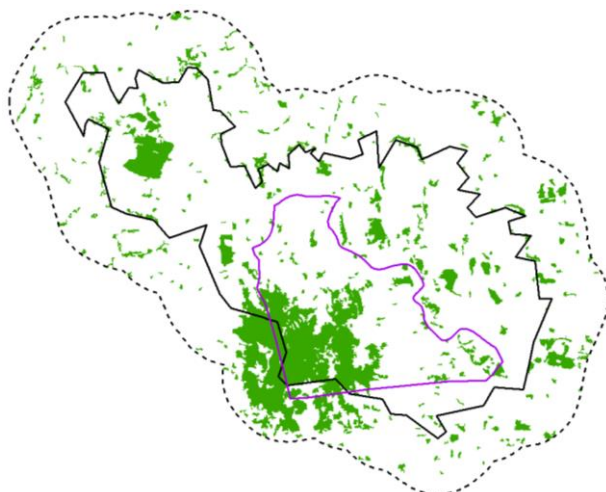
Métricas de fragmentos

Não representam medidas explicitamente espaciais, mas, a configuração da paisagem. Estas métricas permitem caracterizar os fragmentos e ordenar por grau de fragmentação, heterogeneidade de fragmentos, ou outros aspectos relacionados aos fragmentos na paisagem.

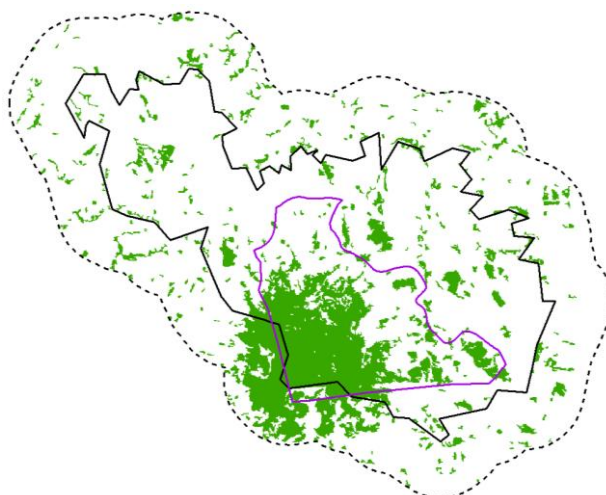
Entre 1985 e 2015 houve um aumento da densidade, mas também um aumento da variação e do desvio padrão entre os fragmentos.

	num. Frag	PD (densidade de fragmentos)	MPS (tamanho médio em m2)	PSSD (desvio padrão do tamanho)	PSCV (coeficiente de variação)
1985	388	1.08	119,322	1,204,412	10.09
2015	400	1.11	140,931	1,673,017	11.87

Fragmentos de 1985



Fragmentos de 2015



Métricas de bordas

Vários fenômenos ecológicos se caracterizam pela quantidade total de bordas. O efeito de bordas numa floresta, por exemplo, resulta em diferentes intensidades de vento e intensidade e qualidade de iluminação solar, produzindo microclimas e taxas de distúrbio.

Quanto menor a densidade de bordas, melhor a integridade dos fragmentos florestais.

Entre 1985 e 2015 houve uma redução da densidade de bordas, o que indica uma melhora na integridade dos fragmentos.

TE = total de bordas (metros)

ED = densidade de bordas (TE dividido pela área total em hectares)

	TE	total area (ha)	ED
1985	750,720	4,630	162
2015	847,740	5,637	150

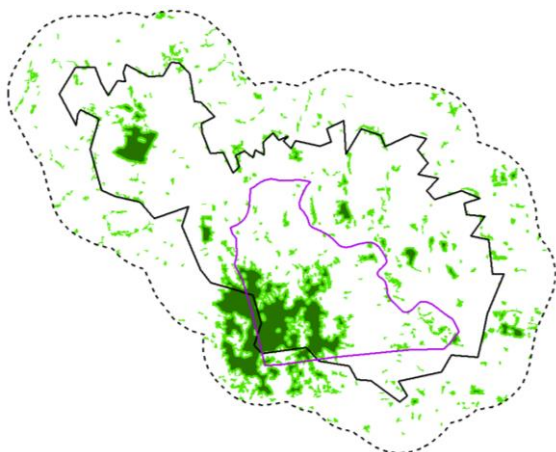
Métricas de área central (“core”)

Área central é definida como a área dentro de um fragmento separada da borda por uma distância pré-definida (ou uma operação de buffer). Tem sido considerada uma medida muito mais forte (do ponto de vista de previsão) de qualidade de habitats por especialistas de áreas interiores, do que a área dos fragmentos.

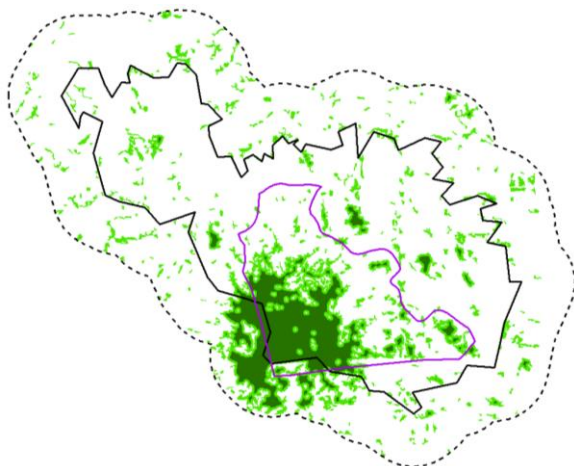
Para Iperó-SP foi utilizado 100m como distância a partir da borda para geração da área CORE. Foi observada uma redução importante na quantidade de fragmentos, mesmo com um aumento na área total por conta do aumento do maior fragmento.

	num. Fragmentos	Área (ha)	maior fragmento (ha)	% do maior
1985	41	1,476	1,196	81.0%
2015	34	2,015	1,871	92.8%

Áreas CORE de 1985



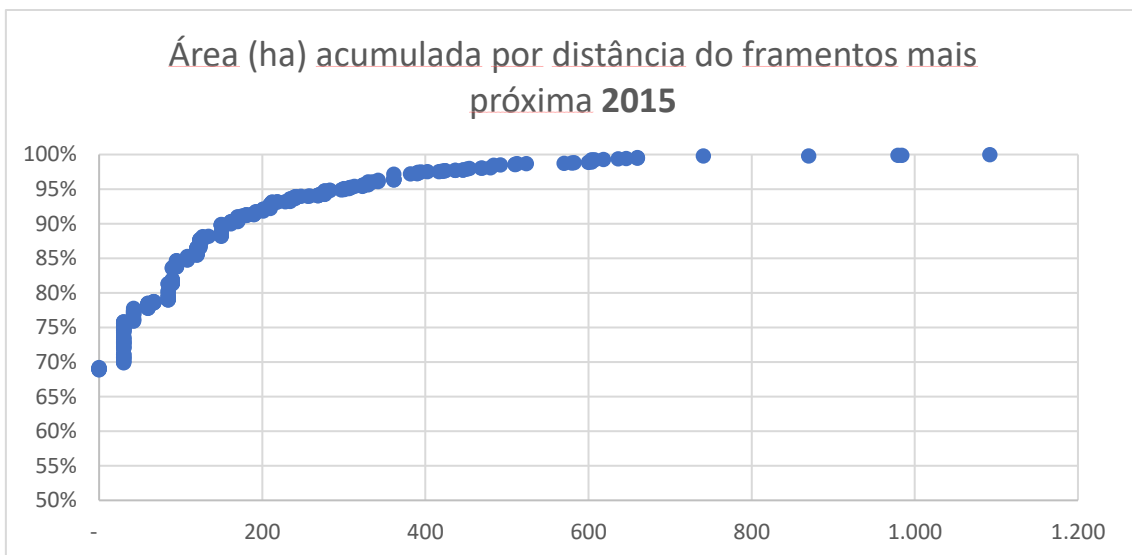
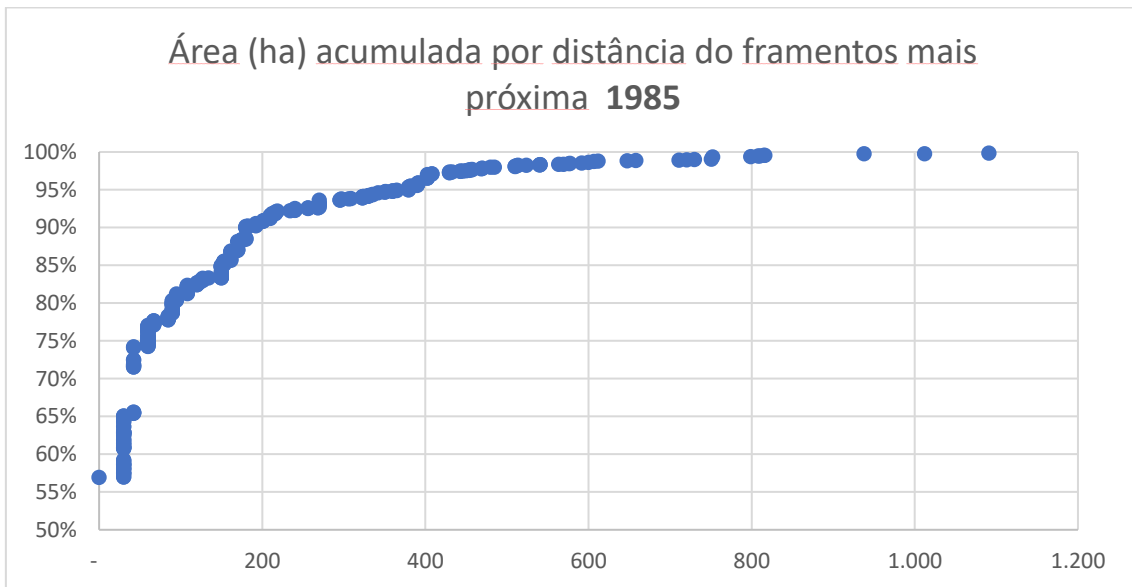
Áreas CORE de 2015



Métricas de vizinho mais próximo

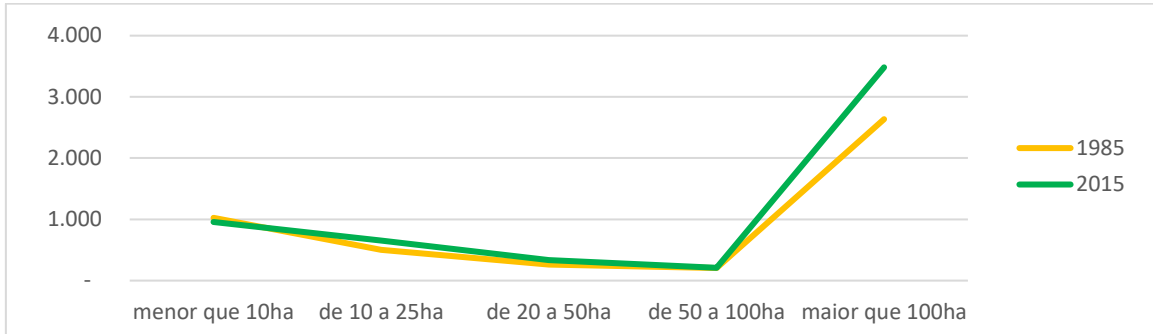
Vizinho mais próximo é definido como a distância de um fragmento para o fragmento da mesma classe que está à sua volta, e baseado na distância borda-a-borda.

A comparação entre os dois anos evidencia se houve uma melhor conexão dos fragmentos da paisagem reduzindo ou não as distâncias entre os fragmentos.

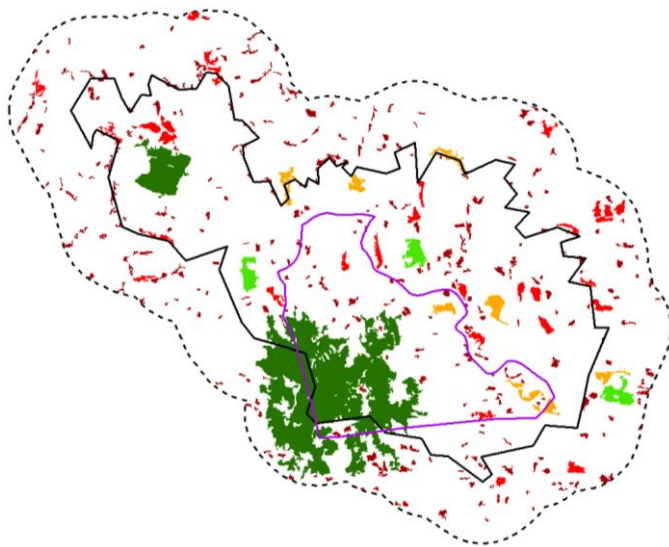


Análise por classes de área dos fragmentos

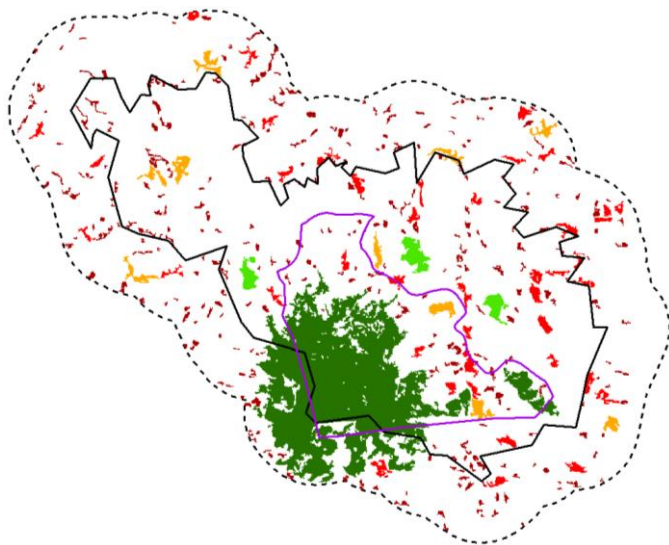
A análise dos fragmentos por classes de área permite a comparação da contribuição de cada classe ao total de floresta da paisagem.



Fragmentos por Tamanho em 1985



Fragmentos por Tamanho em 2015



Discussão

O estudo realizado teve como escala a paisagem, tendo em vista que a fragmentação é um processo que ocorre nessa escala (FAHRIG, 2003). Quando a análise da fragmentação é realizada apenas na escala do fragmento, o tamanho da amostra na escala da paisagem é único, o que significa que inferências nesta escala não são possíveis (DELIN e ANDRÉN, 1999). Apesar disso, Fahrig (2003) mostrou que cerca de 42% dos estudos recentes sobre fragmentação se baseiam em medições em fragmentos individuais, não paisagens.

A análise da paisagem do município de Iperó mostrou que as principais tipologias de paisagem existentes são: fragmentos florestais, agricultura, pasto e ocupação urbana.

Foi encontrado alto nível de fragmentação de remanescentes naturais na paisagem estudada. Quase a totalidade dos fragmentos, 98%, possui uma área de até 50 hectares. Destes, a grande maioria possui até 10 hectares (85% do total). No entanto, cerca de 60% da área total de floresta está concentrada nos dois fragmentos maiores. Esse resultado vai ao encontro do que foi observado por RANTA et al (1998), de que a maior parte de mata atlântica existe em fragmentos menores que 100 hectares. Outro estudo que reforça o resultado é o de Ribeiro et al (2009), que mostrou que 83.4% dos fragmentos de mata atlântica (204,469 fragmentos) são menores que 50 hectares e juntos correspondem a cerca de 20% da área total de fragmentos. Na Serra do Mar, 79% dos fragmentos tem menos que 50 hectares e mais de 50% da Floresta está nos fragmentos maiores (RIBEIRO et al, 2009).

Assim, a fragmentação em Iperó é um retrato do que ocorre no bioma Mata Atlântica no restante do Estado de São Paulo.

A fragmentação de habitats induzida pela expansão das atividades agrícolas, caso de Iperó, pode levar à extinção de espécies ou mesmo ao colapso de populações, em decorrência do efeito de borda (LYRA-JORGE et al, 2010). Essas respostas decorrem, segundo Laurance et al (2002) de rápidas transições bióticas e abióticas que ocorrem nas áreas adjacentes aos fragmentos.

Como foi mencionado na introdução, a fragmentação é um processo que tem como algumas das consequências diretas a diminuição do tamanho das áreas-núcleo e o aumento das áreas de borda. No entanto, o comparativo entre 1985 e 2015 demonstra justamente o inverso, com diminuição da densidade de bordas, o que indica uma melhora na integridade dos fragmentos, e aumento das áreas-núcleo (influenciado diretamente pela área-núcleo da FLONA de Ipanema e não dos fragmentos menores),

O efeito de borda pode influenciar a resposta das espécies nativas às mudanças no habitat (LYRA-JORGE et al, 2010). A borda facilita o acesso de cães e outros predadores, bem como espécies invasoras nos fragmentos, resultando na reorganização das populações nativas (LESSA et al., 2016). No caso de Iperó, a agricultura é a principal fronteira em relação aos fragmentos de vegetação. Portanto, a borda dessas áreas sofre impacto direto das atividades agrícolas ou pastoris.

Desta forma, é provável que os fragmentos de vegetação identificados em Iperó corram risco de degradação e perda de biodiversidade, ainda que, certamente, esse impacto esteja condicionado a diversos fatores, como tamanho do fragmento, perda de habitat e distância entre eles (ANDRÉN, 1994).

No entanto, apesar dos impactos negativos que a fragmentação de habitats pode ter sobre a biodiversidade, BECA et al (2017), em um estudo sobre o efeito da cobertura florestal e de borda na riqueza e composição de espécies de mamíferos de médio e grande porte, demonstraram que paisagens dominadas por uso intensivo do solo por atividades agrícolas podem garantir a existência de grande parte dos mamíferos, ainda que retenham apenas uma pequena fração das populações originais.

Embora a alta fragmentação observada na região de estudo, é possível que mesmo os fragmentos menores de vegetação natural apresentem riqueza de espécies, considerando estudo de FAHRIG et al (2017), que revelou que remanescentes naturais conservam diversas espécies, mesmo em áreas com menos de 20% de cobertura florestal. A presença de espécies de estágio tardio e das zoocóricas encontrada neste estudo indica, segundos os autores, que a estratégia atual de conservação, limitada à preservação da biodiversidade em

áreas protegidas publicamente, deve ser repensada e incluir também os remanescentes menores de ecossistemas naturais no contexto regional e adotar também estratégias de restauração em larga escala para preservar o *pool* de espécies existentes.

Em Iperó, houve aumento na densidade de fragmentos menores no período estudado, o que garante algum nível de diversidade genética. No entanto, prioridade deve ser dada para se conectar os fragmentos menores ao redor dos maiores (especialmente quando estes são áreas protegidas, embora não seja o caso de Iperó), pois estas áreas, com a riqueza genética, podem melhorar as possibilidades de conservação em áreas altamente fragmentadas (Uezu et al., 2005; Martensen et al., 2008).

Lindenmayer e Fischer (2006) apud BERTOLO et al. (2012) mostram que mudanças na paisagem não são sempre unidirecionais e, ao longo do tempo, as tendências da degradação podem ser revertidas com a recomposição da qualidade ambiental e a conservação da diversidade biológica (VELLEND, 2003). Esse processo reversivo pode ser impulsionado por medidas diversas, como o incentivo à proteção dos fragmentos intermediários da paisagem, através da criação de outras UCs (principalmente o incentivo às Reservas Particulares do Patrimônio Nacional (RPPN) e da criação de incentivos como o ICMS Ecológico.

A implementação do Novo Código Florestal, com a restauração das áreas de APP e Reserva Legal, também apresentam grande potencial para conexão de fragmentos.

No município de Iperó, notou-se aumento de área da classe de floresta entre 1985 e 2015, com expressiva regeneração das bordas da mancha da FLONA de Ipanema, com um aumento de 989 ha de floresta contínua. Esse fragmento de floresta da FLONA aumento de 2.360ha em 1985 para 3.349ha em 2015. Esse processo regenerativo vai ao encontro de um dos objetivos dispostos no plano de manejo da unidade de conservação, de se recuperar ecossistemas degradados.

A fitofisionomia da FLONA de Ipanema é caracterizada pela presença de Floresta Estacional Semidecidual, além de exemplares de Floresta Ombrófila

Densa e áreas de Cerrado sensu lato. Assim, a FLONA abriga vegetação altamente diversificada, de grande valor genético e relevância para conservação (KERTZMAN et al, 2003b). Desta forma, o processo de regeneração da UC identificado neste estudo tende a favorecer a conservação deste fragmento e dos serviços ecossistêmicos prestados pela Unidade de Conservação.

A ausência de mapas no Plano de Manejo da unidade não permitiu a identificação da zona em que a recuperação da vegetação ocorreu e, portanto, também não foram identificadas as medidas responsáveis por este processo. No entanto, infere-se que foi devido à própria criação da FLONA e de ações específicas de recuperação de áreas degradadas.

O ganho de área florestada da FLONA de Ipanema também deve favorecer a conservação da rica fauna local, composta por 35 espécies de peixes, 18 de anfíbios, 15 de répteis, 218 de aves e 52 de mamíferos, totalizando 338 vertebrados. Segundo informação do Plano de Manejo da unidade, a fauna local representa 21,6% da riqueza total estimada para o território paulista (KERTZMAN et al, 2003a). A FLONA de Ipanema apresenta poder agregador, mas é a única UC no município. Assim, há uma polarização dos benefícios ecológicos no território, o que reforça a necessidade de proteger e recuperar outros fragmentos.

Embora a resposta à fragmentação varie de espécies para espécie, é bastante consistente a ideia de que a presença de corredores e conectividade entre os fragmentos favorece a movimentação e a riqueza de espécies (DEBINSKI e HOLT, 2000).

Conclusões

O aumento de área com vegetação, especialmente na FLONA de Ipanema, indica que as ações de conservação adotadas na região tem sido minimamente bem sucedidas. No entanto, deve-se considerar a necessidade de se adotar estratégias para a conservação dos fragmentos menores de ecossistemas naturais, que sofrem intensa pressão antrópica decorrente da matriz de

agricultura predominante na paisagem do município, e também do pasto, ambas atividades que fazem fronteira com os ecossistemas naturais.

Considerando que as dinâmicas da matriz ao redor dos fragmentos de vegetação podem influenciar no isolamento efetivo dessas manchas, provocando um maior ou menor isolamento que a simples medição das distâncias entre eles não é suficiente para medir, sugere-se que se busque uma redução do isolamento e, desta forma, do risco de extinção das populações, por meio da adoção de medidas para modificação da matriz (RICKETTS, 2001).

Entre as estratégias possíveis, sugere-se o incentivo à proteção dos fragmentos intermediários da paisagem, através da criação de outras UCs (principalmente o incentivo às Reservas Particulares do Patrimônio Nacional (RPPN) e da criação de incentivos como o ICMS Ecológico e, principalmente, a adequada implementação do Novo Código Florestal, com a restauração das áreas de APP e Reserva Legal, que também apresentam grande potencial para conexão de fragmentos.

Sugere-se que estudos futuros explorem a medição e valoração dos serviços ecossistêmicos prestados pelos processos e funções ecológicas que ocorrem no município, visando o embasamento sólido para a adoção de novas medidas de conservação e restauração que permitam a manutenção do *pool* de espécies existentes.

Referências bibliográficas

ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, v. 71, pp. 355-366, 1994.

ANTROP, M. Landscape change and the urbanization process in Europe. **Landscape Urban Planning**, v. 67, pp. 9–26, 2003.

BECA, G. et al. High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. **Biological Conservation**, 2017, no prelo.

BERTOLO, L. S.; LIMA, G. T. N. P.; SANTOS, R. F. Identifying change trajectories and evolutive phases on coastal landscapes. Case study: São Sebastião Island, Brazil. **Landscape and Urban Planning**, v. 106, pp.115– 123, 2012.

BREIMAN, L. Random forests. **Machine Learning**, v. 45, n. 1, p. 5–32, 2001.

CDB – Convenção para Diversidade Biológica. **Panorama da Biodiversidade Global 2**. Secretariado da Convenção sobre Diversidade Biológica (2006). Montreal, 2006. 89p.

DEBINSKI, D. M.; HOLT, R. D. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. **Conservation Biology**, v. 14, n. 2, pp. 342-355, 2000.

DELIN, A. E.; ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on Eurasian red squirrel (*Sciurus vulgaris*) in a forest landscape. **Landsc. Ecol.**, v. 14, pp. 67–72, 1999.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.**, v. 34, 2003, pp. 487–515.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape Ecology**. New York: John Wiley & Sons. 619 pp, 1986.

KERTZMAN et al. **Plano de Manejo da Floresta Nacional de Ipanema – Diagnóstico**. MMA/IBAMA/VIAOESTE S/A, 2003 a.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. FRAGSTATS: **Spatial Pattern Analysis Program For Quantifying Landscape Structure**, Version.2.0, mar. 1994.

KERTZMAN et al. **Plano de Manejo da Floresta Nacional de Ipanema – Planejamento**. MMA/IBAMA/VIAOESTE S/A, 2003 b.

KISSINGER, G.; HEROLD, M.; DE SY, V., **Drivers of Deforestation and Forest Degradation: A Synthesis Report for REDD+ Policymakers**. Lexeme Consulting, Vancouver, 2012.

LAURANCE, W. F. et al. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22 year investigation. **Conservation Biology**, v. 16, pp. 605–618, 2002.

LESSA, I, et al. Domestic dogs in protected areas: a threat to Brazilian mammals? **Natureza & Conservação**, v. 14, pp. 46–56., 2016.

LYRA-JORGE, M.C. et al. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human- modified savanna, Brazil. **Eur. J. Wildl. Res.**, v. 56, pp. 359–368, 2010.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. **Ecol. Appl.**, v. 12, pp. 335–45, 2002.

RIBEIRO, M. C. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, 2009.

RICKETTS, T. The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscapes. **The American Naturalist**, v. 158, n. 1, jul. 2001.

SCHIPPER, J. The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. **Science**, v. 322, pp. 225–230, 2008.

TSCHARNTKE, T. et al. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. **Ecol. Lett.**, v. 8, pp. 857–874, 2005.

TURNER, W.R. et al. Global conservation of biodiversity and ecosystem services. **Bioscience**, v. 57, pp. 868–873, 2007.

TURNER, GARDNER e O'NEILL,. **Landscape ecology. 2001**

VELLEND, M. Habitat loss inhibits recovery of plant diversity as forests regrow. **Ecology**, v. 84, pp. 1158–1164, 2003.

ZHU, Z.; WANG, S.; WOODCOCK, C. E. Improvement and expansion of the Fmask algorithm: cloud, cloud shadow, and snow detection for Landsats 4–7, 8, and Sentinel 2 images. **Remote Sensing of Environment**, v. 159, p. 269–277, mar. 2015.

