

## O papel das pequenas manchas florestais na qualidade ecológica de uma paisagem antropizada da Mata Atlântica

The role of small forest patches in the ecological quality of an anthropized landscape of the Atlantic Forest

La funcionalidad de los pequeños parches forestales en la calidad ecológica de un paisaje antropizado del Bosque Atlántico

Recebido: 13/04/2022 | Revisado: 24/04/2022 | Aceito: 28/04/2022 | Publicado: 01/05/2022

**Felipe Rosafa Gavioli**

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5065-3358>  
Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, Brasil  
Universidade Federal de São Carlos, Brasil  
E-mail: fgavioli@sp.gov.br

**Paulo Guilherme Molin**

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4587-935X>  
Universidade Federal de São Carlos, Brasil  
E-mail: pgmolin@ufscar.br

**Roberta Aversa Valente**

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7273-7042>  
Universidade Federal de São Carlos, Brasil  
E-mail: roavalen@ufscar.br

### Resumo

A Mata Atlântica é um *hotspot* de biodiversidade, com uma de suas últimas grandes florestas localizada na Serra do Japi, em uma região urbanizada do estado de São Paulo. Para proteger esta floresta, em 1984 foi instituída a Área de Proteção Ambiental de Cajamar, Cabreúva e Jundiá (APAs CCJ), regulamentada em 1998 e expandida em 2006. O estudo caracterizou a cobertura florestal das APAs CCJ, qualificando as manchas mediante aplicação de um Índice de Qualidade Florestal (IQF), composto pelas métricas de paisagem AREA, IC, ENN e PROXRIO. Utilizou-se de dados secundários processados em um Sistema de Informações Geográficas (SIG). A paisagem apresenta cobertura florestal de 35,25%, predominando manchas de até 10 hectares, que representam 85,46% dos fragmentos. A cobertura florestal está desigualmente distribuída, com as maiores manchas concentradas na região da Serra do Japi, e com cobertura florestal inferior a 30% nas áreas de mananciais. A distância média entre as manchas, e destas com a hidrografia é inferior a 60 metros, condicionando uma boa nota de IQF para 88,64% das florestas. Cenários de supressão dos pequenos fragmentos ampliam mais a distância média entre as manchas do que nos cenários de supressão de grandes fragmentos, indicando que as pequenas manchas são importantes na conectividade da paisagem. Conclui-se que a qualidade ambiental dos fragmentos florestais na paisagem é boa, e que a regulamentação das APAs CCJ deve incrementar a proteção das pequenas manchas florestais, além da restauração ecológica de áreas estratégicas, objetivando a conformação de corredores entre os fragmentos.

**Palavras-chave:** Geoprocessamento; SLOSS; Indicador ambiental; Conectividade da paisagem; Ensino.

### Abstract

The Atlantic Forest is a biodiversity hotspot, with one of its last large forests located in Serra do Japi, in an urbanized region of the state of São Paulo. To protect this forest, in 1984 the Cajamar, Cabreúva and Jundiá Environmental Protection Area (APAs CCJ) was established, regulated in 1998 and expanded in 2006. The study characterized the forest cover of the APAs CCJ, qualifying the patches by applying a Forest Quality Index (IQF), composed of landscape metrics AREA, IC, ENN and PROXRIO. Secondary data processed in a Geographic Information System (GIS) was used. The landscape has a forest cover of 35.25%, predominating patches of up to 10 hectares, representing 85.46% of the fragments. Forest cover is unevenly distributed, with the largest patches concentrated in the Serra do Japi region, and with forest cover below 30% in watershed areas. The average distance between the patches, and between these and the hydrography, is less than 60 meters, resulting in a good IQF score for 88.64% of the forests. Small patch suppression scenarios increase the mean distance between patches more than in large patch suppression scenarios, indicating that small patches are important in landscape connectivity. It is concluded that the environmental quality of forest fragments in the landscape is good, and that the regulation of APAs CCJ should increase the protection of small forest patches, in addition to the ecological restoration of strategic areas, aiming at the conformation of corridors between the fragments.

**Keywords:** Geoprocessing; SLOSS; Environmental indicator; Landscape connectivity; Teaching.

## Resumen

El Bosque Atlántico es un hotspot de biodiversidad, con uno de sus últimos grandes bosques ubicado en Serra do Japi, en una región urbanizada del estado de São Paulo. Para proteger este bosque, en 1984 se estableció el Área de Protección Ambiental (APAs CCJ) de Cajamar, Cabreúva y Jundiá, reglamentada en 1998 y ampliada en 2006. El estudio caracterizó la cobertura forestal de las APAs CCJ, calificando los parches aplicando un Índice de Calidad Forestal (IQF), compuesto por las métricas de paisaje AREA, IC, ENN y PROXRIO. Se utilizaron datos secundarios procesados en un Sistema de Información Geográfica (SIG). El paisaje presenta una cobertura forestal del 35,25%, predominando parches de hasta 10 hectáreas, representando el 85,46% de los fragmentos. La cobertura forestal está distribuida de manera desigual, con los parches más grandes concentrados en la región de Serra do Japi, y con una cobertura forestal inferior al 30% en las áreas de producción de agua. La distancia promedio entre los parches, y entre estos y la hidrografía, es menor a 60 metros, resultando en un buen puntaje IQF para el 88.64% de los bosques. Los escenarios de supresión de parches pequeños aumentan la distancia media entre parches más que en los escenarios de supresión de parches grandes, lo que indica que los parches pequeños son importantes en la conectividad del paisaje. Se concluye que la calidad ambiental de los fragmentos forestales en el paisaje es buena, y que la regulación de APAs CCJ debe incrementar la protección de pequeños parches de bosque, además de la restauración ecológica de áreas estratégicas, visando la conformación de corredores entre los fragmentos.

**Palabras clave:** Geoprocesamiento; SLOSS; Indicadores ambientales; Conectividad del paisaje; Enseñanza.

## 1. Introdução

A manutenção e a restauração de florestas nativas em paisagens antropizadas vem sendo cada vez mais reconhecidas e valorizadas como centrais para a promoção de serviços ecossistêmicos de interesse para a sociedade (Schmidt *et al.*, 2019). Tais serviços envolvem sequestro de carbono, mitigação dos impactos das mudanças climáticas, conservação da biodiversidade, produção de água, polinização, entre outros (Zhang & Wei, 2021; Mello *et al.*, 2020; Reed *et al.*, 2017) e são particularmente relevantes em territórios que combinam atividade econômica dinâmica e densidade populacional elevada com contextos ecológicos sensíveis e de prioridade para conservação.

Este é o caso de boa parte da Mata Atlântica brasileira, onde vivem 70% da população nacional e onde cerca de 70% do produto interno bruto brasileiro é gerado (Scarano & Ceotto, 2015). A Mata Atlântica tem um longo histórico de fragmentação de suas florestas e conversão de áreas para usos agropecuários e urbanos (Ribeiro *et al.*, 2011; Dean, 2004). Considerada como um dos principais hotspots de diversidade do planeta (Myers *et al.*, 2000), atualmente a Mata Atlântica tem cerca de 28% de cobertura de vegetação nativa (Rezende *et al.*, 2018). No estado de São Paulo, que entre 1985 e 2020 perdeu 3,6% de florestas de Mata Atlântica (Mapbiomas, 2022), a cobertura florestal atual no bioma perfaz 5,4 milhões de hectares de florestas, o que representa 32,6% das áreas originalmente ocupadas pela Mata Atlântica paulista (Instituto Florestal, 2020).

Estes maciços florestais remanescentes foram, ao longo dos anos, sendo fragmentados e substituídos pela expansão das atividades agropecuárias e pela urbanização, tornando as paisagens mais empobrecidas do ponto de vista ecológico, e cada vez mais incapazes de ofertar serviços ecossistêmicos relevantes (Tabarelli *et al.*, 2005). Este processo de fragmentação foi de tal ordem que 80% dos remanescentes florestais da Mata Atlântica brasileira apresentam área inferior a 50 hectares (Ribeiro *et al.*, 2011). Deste modo, a maior parte das florestas de Mata Atlântica estão inseridas em matrizes abertas e antropizadas, em especial pastagens, cana de açúcar e demais áreas agrícolas, implicando em um isolamento das manchas remanescentes (Joly *et al.*, 2014).

O processo de fragmentação diminui a cobertura florestal e a conectividade das paisagens, e afeta a qualidade dos maciços remanescentes, pela alteração da forma e incremento do isolamento, potencializando os efeitos de borda e acarretando diversos impactos na estrutura das florestas e na composição das espécies (Arroyo-Rodriguez *et al.*, 2020). Esta situação implica em degradação dos fragmentos florestais remanescentes, com perdas relevantes de produção de biomassa (25% a 32% em relação a florestas pouco perturbadas) e de diversidade de espécies (23% a 31% em relação a florestas pouco perturbadas) (Lima *et al.*, 2020). Deste modo, a conservação dos fragmentos florestais remanescentes da Mata Atlântica, com vistas à oferta de serviços ecossistêmicos, é fundamental inclusive para a sustentabilidade da atividade econômica relevante na região (Joly *et al.*, 2014). Neste sentido, a restauração ecológica de áreas degradadas também adquire centralidade na reabilitação das funções e serviços

ecossistêmicos ofertados pelas paisagens antropizadas (Alexander *et al.*, 2016; Metzger & Brancalion, 2013), em especial na Mata Atlântica, onde as ações de restauração são fundamentais para evitar uma degradação definitiva das fitofisionomias florestais do bioma (Pinto & Voivodic, 2021).

Uma das formas de proteger os remanescentes ainda existentes nos territórios é a criação de áreas especialmente protegidas, a partir da instituição de unidades de conservação (UCs). Estas são divididas em duas grandes categorias: UCs de proteção integral e de uso sustentável, cada qual composta por variadas tipologias tais como parques, áreas de proteção ambiental, reservas biológicas, dentre outras estabelecidas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC – Lei Federal 9.98/2000, e podem ser estabelecidas pelos governos municipais, estaduais ou federal (Brasil, 2000). Em propriedade privadas, os remanescentes florestais são protegidos pela lei da mata atlântica (Lei Federal 11.428/06) e também pelas restrições impostas pela lei de proteção de vegetação nativa (LPVN – Lei Federal 12.651/2012), em especial as reservas legais, definidas como um percentual a ser mantido como vegetação nativa no interior das propriedades rurais, e áreas de preservação permanente (APPs), que são áreas especialmente protegidas associadas a nascentes, corpos hídricos, área de elevadas declividade, dentre outras que devem ser mantidas com vegetação florestal ou serem restauradas (Aguiar *et al.*, 2017, Brasil, 2012).

Na Mata Atlântica brasileira, cerca de 30% dos fragmentos florestais estão protegidos por UCs de proteção integral (9%) ou de uso sustentável (21%), sendo que o restante (70% dos maciços), estão alocados em propriedades privadas (Rezende *et al.*, 2018), em um montante que perfaz cerca de 19,7 milhões de hectares de florestas nativas (Silva, Pinto, Scarano, 2021). Dentre as UCs de uso sustentável, estão as Áreas de Proteção Ambiental (APAs), áreas em geral extensas, com certo grau de ocupação, dotadas de atributos socioambientais relevantes e compostas por terras públicas e privadas, que passam a apresentar alguma restrição de uso (Brasil, 2000). De acordo com a Fundação Florestal, das 49 UCs de Uso Sustentável existentes no estado de São Paulo, 33 são APAs (São Paulo, 2019).

Em sendo UCs de uso sustentável, que buscam compatibilizar uso econômico do território e conservação dos atributos ambientais existentes, as APAs precisam de planos de manejo elaborados em acordo com critérios técnicos e baseados em diagnósticos aprofundados, de modo a possibilitar tanto a identificação de ameaças quanto a definição de objetivos de conservação (D'Amico *et al.*, 2020). Neste sentido, conhecer os ativos ambientais das áreas protegidas é condição fundamental para embasar um planejamento adequado, que busque compatibilizar a ocupação e o uso econômico do território com a capacidade das paisagens ofertarem serviços ecossistêmicos. Dentre tais ativos ambientais, os remanescentes de florestas nativas ganham destaque, pela sua multifuncionalidade nas paisagens, que se traduz na capacidade de contribuir de múltiplas formas com o bem estar das sociedades e das economias (Arroyo-Rodriguez *et al.*, 2020). A caracterização destes remanescentes florestais pode ser realizada a partir da análise estrutural e funcional da paisagem de interesse, com aplicação de métricas de ecologia de paisagens, em um ambiente de Sistema de Informações Geográficas (SIG) (França *et al.*, 2019; Lang & Blaschke, 2009).

A ecologia de paisagens, conforme Metzger (2001), é um campo da ciência que busca apreender e interpretar as relações existentes entre unidades interativas que, no conjunto, compõe um mosaico heterogêneo espacialmente localizado, e definido em uma escala apropriada ao observador do mosaico. Este mosaico, conforme Lausch *et al.* (2014), pode ser representado pelo modelo teórico mancha-matriz, no qual as paisagens são reduzidas a elementos de limites bem definidos, tais como mancha (áreas homogêneas de habitat); matriz (tipologias de uso/cobertura do solo predominante na paisagem) e corredores (áreas de conexão potencial ou efetiva entre as manchas). Para Kienast *et al.* (2021), a ecologia de paisagens é, na contemporaneidade, um campo científico multidisciplinar, que parte das ciências ambientais e agrega contribuições das ciências geoespaciais e sociais, para a análise e compreensão das paisagens, com implicações práticas para a biologia da conservação e para o planejamento de uso e ocupação dos territórios. As ações de planejamento ambiental e os diversos conceitos de ecologia de paisagem, tais como estrutura, função, mudanças de uso e ocupação de solo, serviços ecossistêmicos e resiliência das paisagens se interrelacionam,

sendo que os SIGs e as métricas são ferramentas frequentemente utilizadas para apreender tais interrelações (Hesperger *et al.*, 2021).

Tais métricas, por seu turno, são indicadores numéricos que objetivam descrever os elementos presentes (estrutura) da paisagem, a função destes elementos, e as dinâmicas de mudança entre eles (Volotão, 1998). As métricas de ecologias de paisagens podem ser utilizadas de forma combinada na construção de índices, que por sua vez são aplicáveis para os mais variados objetivos em ciências ambientais: definir áreas prioritárias para restauração ecológica (Bortoleto *et al.*, 2016; Valente *et al.*, 2017; Almeida *et al.*, 2020); definir áreas prioritárias para conservação florestal objetivando produção de água (Mello *et al.*, 2018); classificar fragmentos florestais conforme sua relevância ecológica na paisagem de estudo (Santos *et al.*, 2017; Silva *et al.*, 2019; Silva *et al.*, 2021; Silva *et al.*, 2020); avaliar o impacto ambiental das atividades antrópicas e priorizar a restauração ecológica em áreas protegidas (Moraes *et al.*, 2017; De Matos *et al.*, 2019).

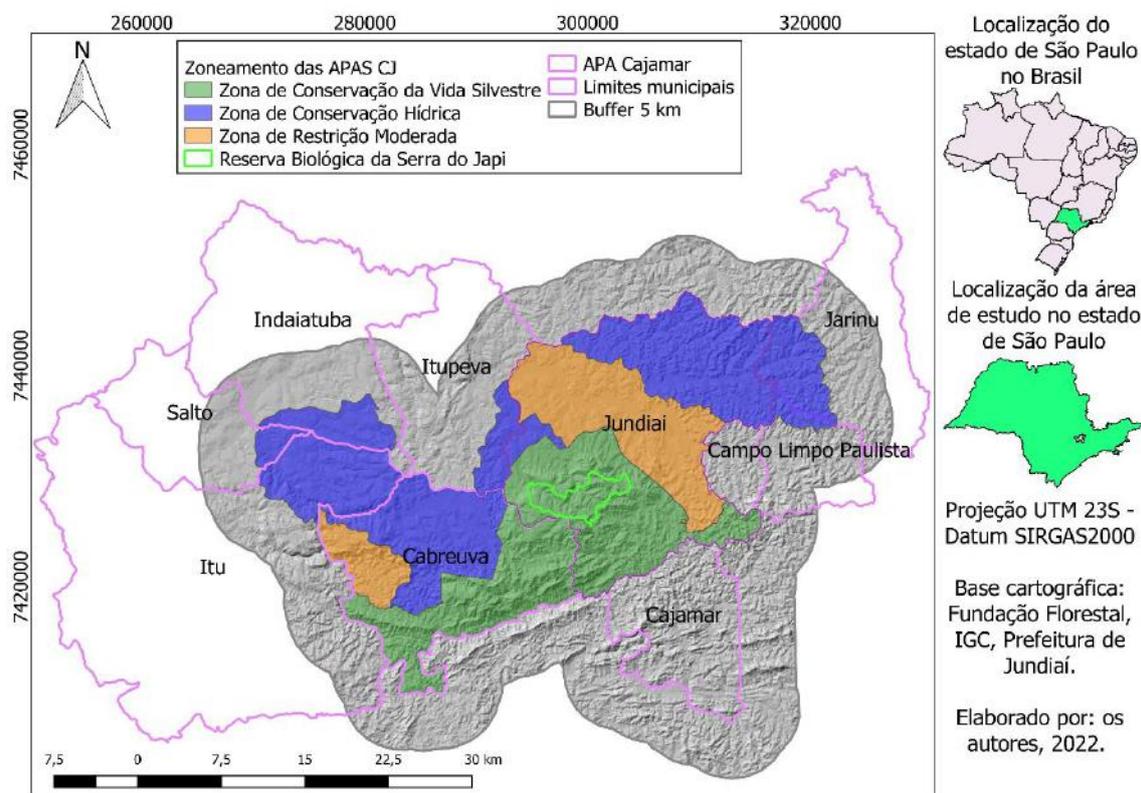
O presente estudo se insere neste contexto, e objetiva efetuar pela primeira vez uma análise da configuração das manchas florestais na totalidade do território de uma importante UC de uso sustentável paulista, as Áreas de Proteção Ambiental de Cajamar, Cabreúva e Jundiáí (APAs CCJ), a partir da aplicação de métricas de ecologia de paisagens em um ambiente SIG, integradas em um Índice de Qualidade Florestal (IQF), possibilitando identificar os fragmentos florestais mais relevantes na conformação estrutural e funcional da paisagem.

## **2. Metodologia**

### **2.1 Área de estudo**

O estudo foi realizado em uma área de 207.222 hectares (ha), compreendida pelo território das APAs CCJ, com 101.087 ha de extensão, somada a um *buffer* de 5,0 quilômetros definido a partir dos limites das APAs, com área de 106.135 ha. Tal procedimento, já utilizado por outros autores (Crouzeilles *et al.*, 2013; Ribeiro *et al.*, 2020), objetivou incorporar nas análises fragmentos florestais de entorno ao território de interesse, de modo a afastar do modelo uma subestimação da importância das florestas próximas, porém não inseridas nos limites administrativos das APAs CCJ (Figura 1).

**Figura 1:** Localização da área de estudo.



Fonte: Autores (2022).

Criadas em 1984 e localizadas em uma região densamente urbanizada e industrializada do estado de São Paulo, as APAs CCJ são uma UC de uso sustentável, com o objetivo de proteger o maciço florestal da Serra do Japi e os mananciais de produção de água para abastecimento público existentes na região (São Paulo, 1998). A Serra do Japi é uma das últimas grandes áreas de floresta contínua do estado de São Paulo, e é caracterizada como um maciço montanhoso localizado em uma região de interface de floresta atlântica ombrófila densa e floresta atlântica estacional semi-decidual, o que condiciona a existência de uma vegetação florestal heterogênea e de alta diversidade (Leitão-Filho, 1992), que se expressa também em um gradiente altitudinal (Rodrigues, Shepherd, 1992), e nas faces norte e sul da Serra (Cardoso-Leite *et al.*, 2005), devido a variações edafoclimáticas (Ab'Saber, 1992).

Estas características tornam a Serra do Japi uma área de interesse para conservação. Em 1983, houve o tombamento de parte da Serra do Japi (Condephaat, 1983), e no ano seguinte a instituição das APAs CCJ. Em 1991 foi instituída a Reserva Biológica da Serra do Japi, uma UC de proteção integral (Jundiaí, 1991). Em 1998, as APAs Cabreúva e Jundiaí (CJ) foram regulamentadas pelo Decreto Estadual 43.284, que dividiu o território destes dois municípios em zonas, sensíveis aos ativos ambientais de interesse para conservação, estabelecendo a Zona de Conservação Hídrica (ZCH), sobreposta às bacias relevantes de produção de água para abastecimento público; a Zona de Conservação da Vida Silvestre (ZCVS), com vistas a proteger o maciço florestal da Serra do Japi; a Zona de Restrição Moderada (ZRM) composta pelas áreas urbanizadas; e a Zona de Vida Silvestre (ZVS), composta pelos fragmentos florestais onde quer que se localizem (São Paulo, 1998). Importante indicar que a APA Cajamar não foi, até o momento, regulamentada, inexistindo um zoneamento para este território. Em 2006, as APAs CJ foram expandidas sobre parte de municípios vizinhos à Cabreúva e Jundiaí, de modo a englobar a totalidade das bacias hidrográficas dos ribeirões Piraí, Jundiaí-Mirim e Caxambu, utilizados para abastecimento público na região (São Paulo, 2006a; São Paulo, 2006b; Rauen, 2011; Machado *et al.*, 2019).

Em que pese a existência de ativos ambientais de importância nas APAs CCJ, inexistem estudos que visam diagnosticar a qualidade dos fragmentos florestais para a totalidade do território, lacuna que o presente estudo objetiva preencher. Trabalhos de natureza semelhante foram realizados por Fengler *et al.* (2012), e Hardt *et al.* (2012), que avaliaram as mudanças temporais de uso/cobertura do solo e sua relação com a qualidade dos fragmentos florestais, porém com foco exclusivo da Reserva Biológica e seu entorno. Também existem estudos de análises da paisagem elaborados na bacia do Rio Jundiá-Mirim (Molena *et al.*, 2021; Silva, Medeiros, 2017) e Ribeirão Pirá (Rauen, 2011), ao que o presente trabalho apresenta pela primeira vez uma análise considerando a totalidade do território desta importante APA paulista.

## 2.2 Dados, ferramentas e métodos

O estudo foi efetuado com base em dados secundários, conforme indicados no Quadro 1.

**Quadro 1:** Bases de dados utilizados no estudo.

Base de dados	Tema	Tipo	Resolução espacial	Fonte
Inventário Florestal do Estado de São Paulo (2020)	Mapeamento dos fragmentos de vegetação nativa no estado de São Paulo	Vetorial	0,5 metro	Instituto Florestal (2020)
Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS)	Delimitação das Áreas de Preservação Permanente hídricas e corpos hídricos	Vetorial	05 metros	Rezende et al. (2018)
Fundação Florestal	Delimitação das zonas das APAs CCJ	Vetorial	-	Fundação Florestal (2021)
Prefeitura de Jundiá	Limite da Reserva Biológica da Serra do Japi	Vetorial	-	Jundiá (2008)
Coordenadoria de Desenvolvimento Rural Sustentável de São Paulo	Modelo Digital de Elevação (MDE) do estado de São Paulo	Raster	30 metros	CDRS (2016)

Fonte: Autores (2022).

Inicialmente, as informações dos fragmentos florestais, hidrografia, APPs e MDE foram recortadas para o território de estudo, e reprojatadas para UTM fuso 23 S, datum SIRGAS 2000. Depois, e com base nos estudos de De Matos *et al.* (2019) e Silva *et al.* (2021), calculou-se para cada fragmento florestal as seguintes métricas: área do fragmento (AREA), índice de circularidade (IC), distância do vizinho mais próximo (ENN), e proximidade de corpos hídricos (PROXRIO).

A área do fragmento é uma métrica fundamental em ecologia de paisagem, estando associada a diversidade de espécies e a disponibilidade de habitats nas paisagens (Silva *et al.*, 2021). Em geral, fragmentos florestais maiores tendem a apresentar maior disponibilidade de habitats, o que se traduz em maior riqueza de espécies, ao passo que fragmentos menores e mais distantes uns dos outros – mais isolados – apresentam uma disponibilidade reduzida de habitats. Sem embargo, a presença de múltiplos fragmentos pequenos em uma determinada paisagem, pode ser suficiente para garantir alimento, refúgio e áreas de nidificação para diversas espécies (Fahrig, 2013), o que indica que mesmo em paisagens fragmentadas a manutenção de pequenas áreas de vegetação natural apresenta relevância (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020).

O IC é uma métrica de estrutura, complementar a área do fragmento, e busca representar o formato do maciço florestal. O formato é importante, na medida em que fragmentos de forma irregular ou mais alongados sofrem com maior efeito de borda, o que tende a empobrecer a diversidade funcional (Arellano-Rivas *et al.*, 2018) e afetar as comunidades arbóreas de florestas tropicais (Santana *et al.*, 2021). Ao contrário da área, expressa em hectares, o IC é adimensional, e varia entre 0 a 1, sendo que valores próximos a 1 indicam fragmentos arredondados, e valores próximos a 0 indicam fragmentos oblongos e alongados. O índice é calculado a partir da fórmula, conforme Etto *et al.* (2013):

$$IC = \frac{2 \times \sqrt{(\pi \times A)}}{P}$$

Os resultados de IC podem ser agrupados nas categorias: valores abaixo de 0,65 significam fragmentos muito alongados; valores entre 0,65 e 0,85 fragmentos medianamente alongados; e valores de IC superiores a 0,85 fragmentos arredondados (Silva *et al.*, 2021; Etto *et al.*, 2013).

A métrica ENN expressa a conectividade das manchas entre si, a partir do cálculo da distância euclidiana de uma mancha ao vizinho mais próximo, sendo que quanto menor for esta distância, maiores as condições de ocorrer fluxos gênicos de espécies de flora e fauna entre os fragmentos, resultando em uma melhor condição ecológica da paisagem (Moreira *et al.*, 2018). A aplicação de ENN é a forma mais simples de estimar a conectividade das manchas florestais em uma paisagem, o que reflete a disponibilidade e o alcance de habitats (Lang & Blaschke, 2009).

Por fim, a métrica PROXRIO representa a proximidade entre os fragmentos florestais e a rede de drenagem, considerando que o acesso a recursos hídricos é fundamental para o ciclo reprodutivo ou de alimentação de diversas espécies de fauna (Arroyo-Rodriguez *et al.*, 2020). As áreas ripárias podem constituir corredores integradores de fragmentos, sendo, portanto, áreas prioritárias para ações de restauração ecológica ao nível da paisagem (Meli *et al.*, 2019; Valente *et al.*, 2017). Ademais, nestas áreas a probabilidade de regeneração natural da vegetação nativa é maior, o que possibilita um balanço favorável do custo-efetividade das ações de restauração destes espaços (Molin *et al.*, 2018).

Após o cálculo das quatro métricas para cada fragmento florestal, os valores obtidos foram agrupados em classes de relevância ecológica dos fragmentos na paisagem, ao que cada classe recebeu uma nota variando de 1 a 5, de modo a possibilitar a integração das métricas em um índice comum. Para AREA, as classes foram < 1 ha; >1 – 10 ha; > 10 – 50 ha; > 50-500 ha e > 500 ha; e foram definidas com base no estudo de Ribeiro *et al.* (2020). Para ENN e PROXRIO, as classes foram as mesmas utilizadas por Silva *et al.* (2021), nos quais fragmentos a menos de 60 metros de distância de outro fragmento e/ou de corpo hídrico apresentam a nota mais elevada. Para IC, adotamos o critério estabelecido por Etto *et al.*, (2013), e utilizado no estudo de Silva *et al.* (2021). O Quadro 2 apresenta as métricas utilizadas, bem como as classes definidas e notas atribuídas.

**Quadro 2:** Métricas utilizadas, valores e notas atribuídas.

Métricas	Notas				
	1	2	3	4	5
AREA (hectare)	< 1	> 1 - 10	> 10 - 50	> 50 - 500	> 500
ENN (metros)	> 240	180 - 240	120 - 180	60 - 120	< 60
PROXRIO (metros)	> 240	180 - 240	120 - 180	60 - 120	< 60
IC	-	-	< 0,65	0,65 – 0,85	> 0,85

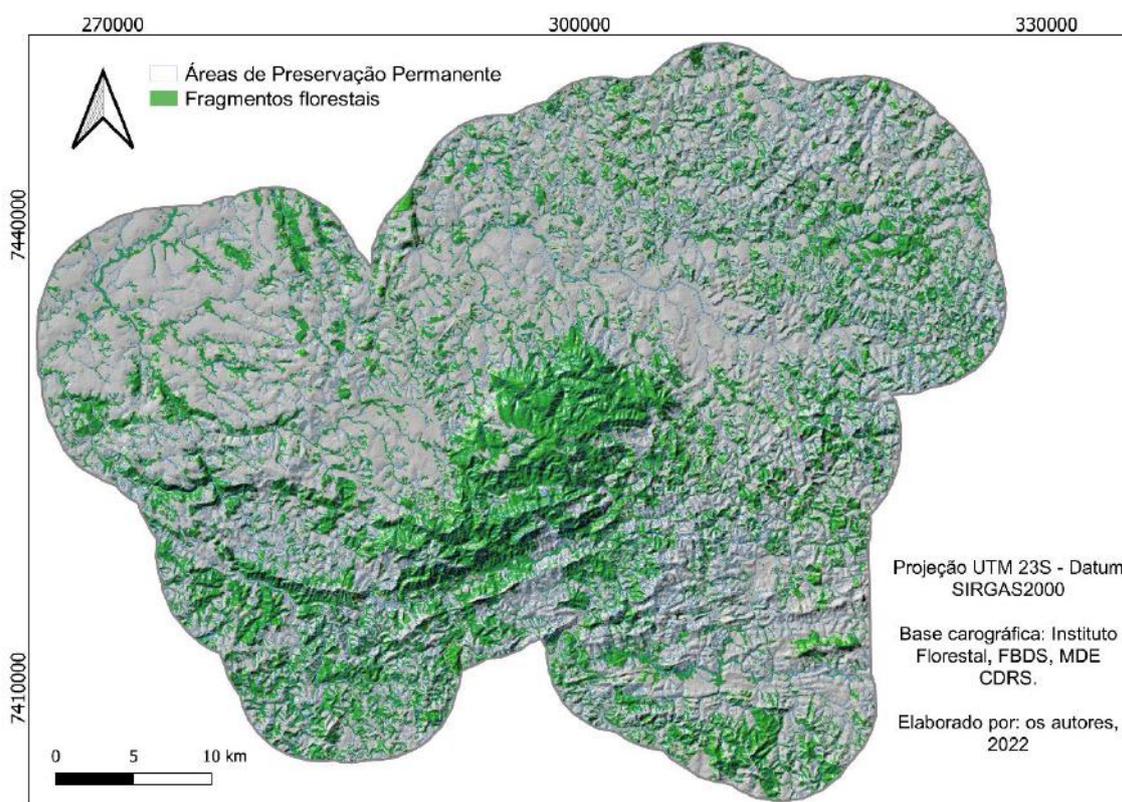
Fonte: Autores (2022).

Considerando as quatro métricas adotadas, e a normalização dos valores obtidos conforme o Quadro 2., verifica-se que uma determinada mancha florestal pode receber notas variando de 6 a 20, sendo que notas entre 6 e 10 representam IQF baixo; notas de 11 a 15 indicam IQF mediano; e notas de 16 a 20 indicam IQF elevado. Todo o estudo foi realizado com uso do software QGIS versão 3.16.15 Hannover. As métricas AREA e IC foram calculadas diretamente na calculadora de campo do QGIS, ao passo que as métricas ENN e PROXRIO foram calculadas com uso do complemento NNJoin. O cálculo de declividades na área de estudo a partir do MDE foi efetuado pela ferramenta “declividade raster” e a extração das declividades médias associados aos fragmentos foi executada pela ferramenta “estatísticas zonais”. Os resultados foram exportados para os softwares Excel para análises estatísticas.

### 3. Resultados

A área de estudo apresentou 68.525 ha de cobertura florestal distribuídos em 4.703 fragmentos, o que representa 33,07% de sua extensão territorial. As APPs hídricas incidentes no território perfazem área de 40.883 ha, das quais 52,51% estão com vegetação nativa, o que corresponde a 21.467 ha (Figura 2).

**Figura 2:** Localização dos fragmentos florestais na área de estudo.



Fonte: Autores (2022).

O montante de vegetação nativa se encontra desigualmente distribuído nos diversos territórios das APAs CCJ, conforme indicado no Quadro 3.

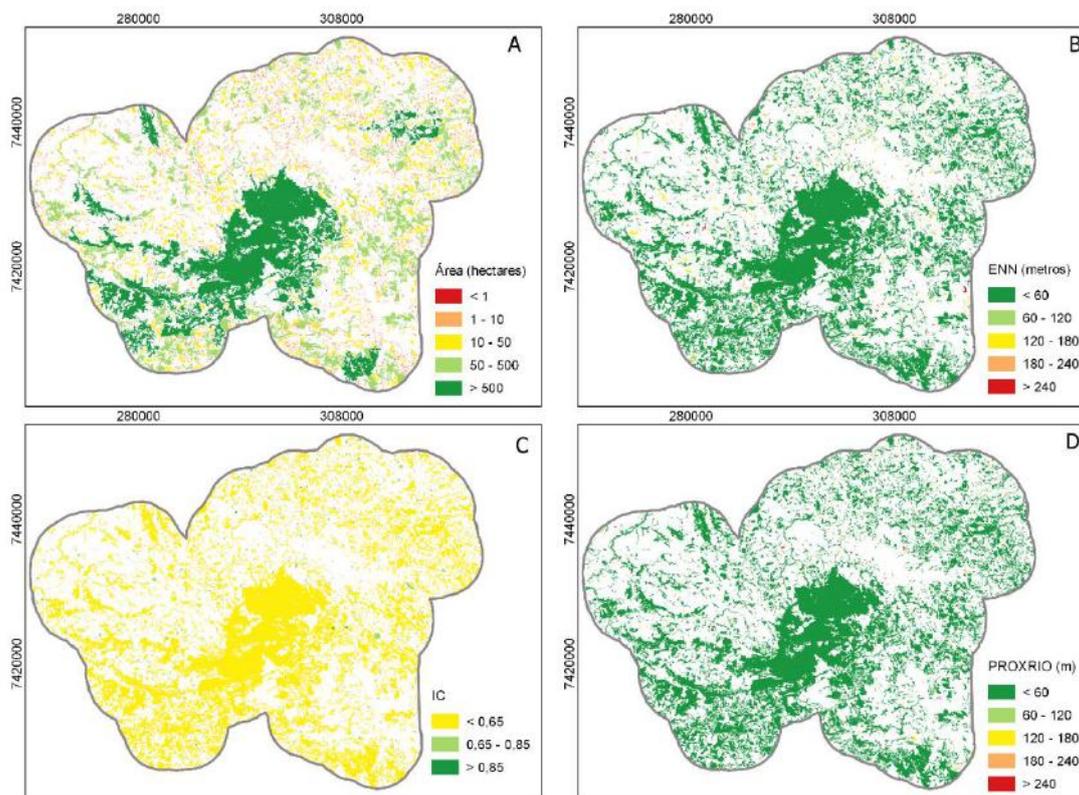
**Quadro 3:** Distribuição da cobertura florestal nos distintos territórios e em APPs na paisagem de estudo.

Território	Área total (hectares)	Floresta (hectares)	% floresta	APP (hectares)	APP com floresta (hectares)	% APP com floresta
Cajamar	13.202	3.315	25,11	3.162	1.246	39,43
Reserva Biológica	2.090	2.074	99,22	606	602	99,50
ZCVS Jundiáí	13.723	7.817	56,96	3.111	2.275	73,16
ZRM Jundiáí	14.408	2.180	15,13	1.838	657	35,79
ZCH Jundiáí	20.352	5.756	28,28	3.903	1.751	44,86
ZCVS Cabreúva	12.563	8.983	71,50	3.674	2.835	77,20
ZRM Cabreúva	3.524	1.105	31,37	808	348	43,14
ZCH Cabreúva	21.225	4.401	20,74	2.883	1.387	48,13
Total APAs CCJ	101.087	35.631	35,25	19.985	11.106	55,57
Buffer 5km	106.135	32.894	30,99	20.898	10.360	49,58

Fonte: Autores (2022).

No que se refere a classificação dos fragmentos florestais segundo as métricas adotadas no estudo, os resultados são expressos no mapa da Figura 3 e no Quadro 4.

**Figura 3:** Espacialização das métricas utilizadas: A – área dos fragmentos (hectares); B – ENN (metros); C – IC e D – PROXRIO (metros).



Fonte: Autores (2022).

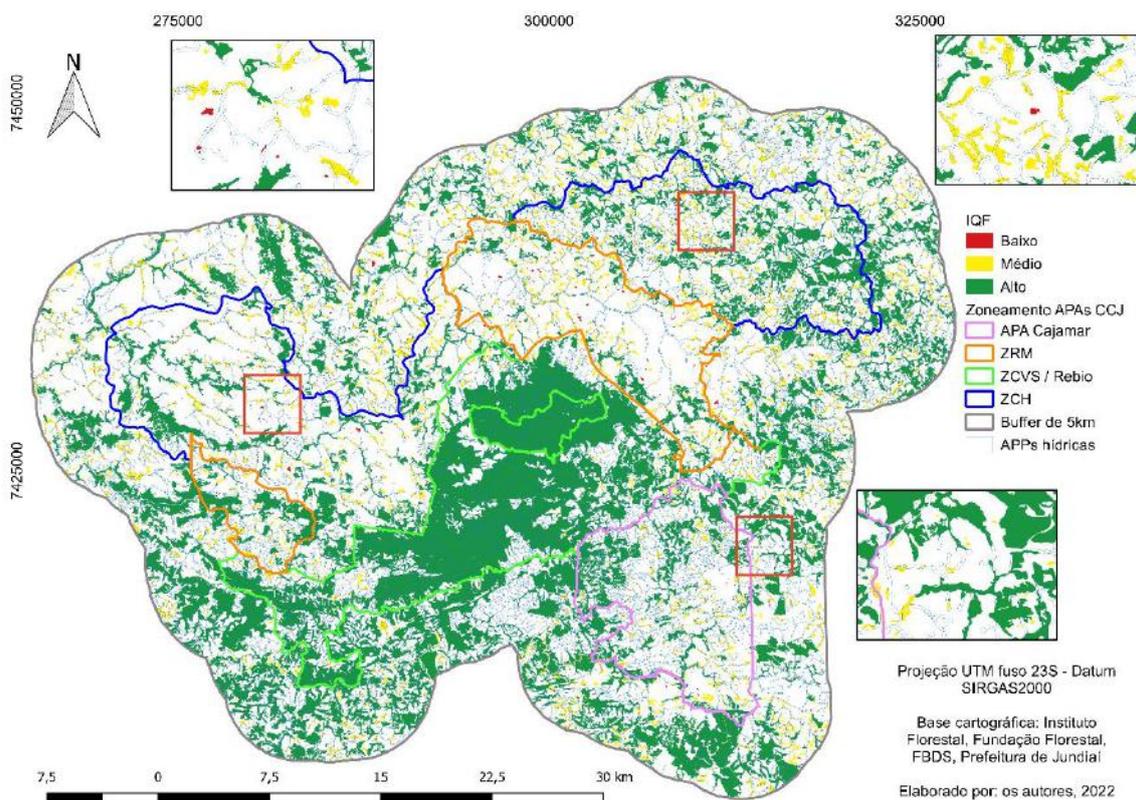
**Quadro 4:** Resultados para as métricas adotadas para a totalidade da paisagem de estudo.

Métrica	Valores				
	< 1	1 a 10	10 a 50	50 a 500	> 500
<b>AREA (hectare)</b>					
Área (hectare)	815	8.051	10.833	18.514	30.312
Área %	1,19	11,75	15,81	27,02	44,24
Nº fragmentos	1.620	2.399	510	160	14
% fragmentos	34,45	51,01	10,84	3,40	0,30
Área média (hectares)	0,50	3,35	21,24	115,71	2.165,16
Declividade média (graus)	8,8°	9,08°	10,15°	11,45°	13,84°
<b>ENN (metros)</b>	<b>&gt; 240</b>	<b>180 – 240</b>	<b>120 – 180</b>	<b>60 – 120</b>	<b>&lt; 60</b>
Área (hectare)	272	369	798	2.275	64.811
Área %	0,40	0,54	1,17	3,32	94,58
Nº fragmentos	101	133	254	706	3.509
% fragmentos	2,15	2,83	5,40	15,01	74,61
<b>PROXRIO (metros)</b>	<b>&gt; 240</b>	<b>180 – 240</b>	<b>120 – 180</b>	<b>60 – 120</b>	<b>&lt; 60</b>
Área (hectare)	171	153	401	712	67.088
Área %	0,25	0,22	0,58	1,04	97,90
Nº fragmentos	147	144	300	533	3.579
% fragmentos	3,13	3,06	6,38	11,33	76,10
<b>IC</b>	<b>&lt; 0,65</b>	<b>0,65 – 0,85</b>		<b>&gt; 0,85</b>	
Área (hectare)	66.685	1.642		198	
Área %	97,31	2,40		0,29	
Nº fragmentos	3.095	1.306		302	
% fragmentos	65,81	27,77		6,42	
Declividade média (graus)	9,22°	9,15°		9,13°	

Fonte: Autores (2022).

A partir da normalização dos valores das métricas adotadas em notas, e do somatório das notas conforme Quadro 2., foi possível classificar os fragmentos incidentes na paisagem nas classes baixo IQF, médio IQF e alto IQF, conforme indicado no mapa da Figura 4.

**Figura 4:** Espacialização dos fragmentos florestais segundo IQF calculado.



Fonte: Autores (2022).

A partir da Figura 4, verificamos a distribuição dos fragmentos qualificados segundo o IQF pelos distintos territórios da paisagem estudada, resultado evidenciado no Quadro 5.

**Quadro 5:** Distribuição de cobertura florestal segundo IQF por território da paisagem de estudo.

Território	Floresta (hectare)	Cobertura florestal segundo IQF					
		Baixo		Médio		Alto	
		Área (hectares)	%	Área (hectares)	%	Área (hectares)	%
Cajamar	3.315	8	0,22	589	17,78	2.718	82,00
Reserva Biológica	2.074	-	-	-	-	2.074	100,00
ZCVS Jundiáí	7.817	3	0,05	251	3,22	7.563	96,73
ZRM Jundiáí	2.180	44	2,04	885	40,64	1.251	57,32
ZCH Jundiáí	5.756	7	0,13	1.187	20,61	4.562	79,26
ZCVS Cabreúva	8.983	-	-	94	1,05	8.889	98,95
ZRM Cabreúva	1.105	-	-	178	16,12	927	83,88
ZCH Cabreúva	4.401	21	0,50	776	17,65	3.604	81,86
Total APAs CCJ	35.631	84	0,24	3.963	11,12	31.584	88,64
Buffer 5km	32.894	62	0,19	5.940	18,06	26.892	81,75

Fonte: Autores (2022).

#### 4. Discussão

As APAs CCJ são uma UC de uso sustentável, localizado em uma região marcada pela pressão de industrialização e

urbanização (Pradella & Bueno, 2017; Fanelli & Santos Junior, 2013). Em que pese este contexto, os resultados indicam uma cobertura florestal de 35,25% na paisagem de estudo, maior do que o verificado em outras paisagens do estado de São Paulo, como na região de Sorocaba com 22,9% de cobertura florestal (Ribeiro *et al.*, 2020), na bacia do Rio Sarapuí na região de Piedade com 27% de cobertura de vegetação nativa (Soares *et al.*, 2022), na bacia do rio Piracicaba com 21,75% de florestas (Molin *et al.*, 2017) ou na bacia do Rio Capivari em Campinas com apenas 5,7% de remanescentes de vegetação nativa (Silva *et al.*, 2021).

A presença do maciço florestal da Serra do Japi, protegido como ZCVS nas APAs CJ, é fundamental para a manutenção deste percentual considerável de cobertura florestal. Na ZCVS da APA Jundiáí a cobertura florestal é de 56,96%, aumentando para 71,50% na ZCVS da APA Cabreúva, e 99,22% na Reserva Biológica, o que sugere que os instrumentos de proteção incidentes neste território vêm sendo efetivos na manutenção da vegetação nativa, corroborando com os resultados apontados por Fengler *et al.* (2012) e Hardt *et al.* (2012). Na APA Cajamar, que contempla parte da Serra do Japi e não foi regulamentada, a cobertura florestal é de 25,11%, o que sugere que a ausência de um regramento estabelecido de zoneamento neste território impacta negativamente a conservação dos recursos florestais.

Nas ZCHs, territórios vocacionados para a produção de água, a cobertura florestal identificada variou de 20,74% na ZCH de Cabreúva para 28,28% na ZCH de Jundiáí. Diversos estudos apontam para a relação entre cobertura florestal e produção de água (Mello *et al.*, 2020; Leal *et al.*, 2019; Tonello & Dias, 2018; Tromboni *et al.*, 2017). Considerando que as paisagens apresentam melhores condições de ofertar serviços ecossistêmicos com cobertura florestal variando entre 30% (Banks-Leite *et al.*, 2014) a 40% (Arroyo-Rodriguez *et al.*, 2020), avalia-se que a situação identificada nas ZCHs é preocupante. Soma-se a isto o fato de que neste zoneamento, menos da metade das APPs hídricas, representadas em grande medida por cursos d'água de primeira ordem, estão com florestas nativas, o que pode prejudicar as funções de retenção de sedimentos destas zonas ripárias, afetando a qualidade da água (Guidotti *et al.*, 2020; Taniwaki *et al.*, 2018). De fato, estudos efetuados na bacia do Rio Jundiáí-Mirim, que compreende a maior parte da ZCH da APA Jundiáí, já indicaram predominância de usos antrópicos em APPs hídricas, estimados entre 63,81% (Molena *et al.*, 2021) a 80% (Silva & Medeiros, 2017) destas áreas especialmente protegidas.

A partir das quatro métricas de paisagens adotadas para o estudo, verifica-se que a estrutura das manchas florestais é marcada por uma forte fragmentação. 85,46% das manchas apresentam área inferior a 10 ha, e representam 12,94% da cobertura florestal da paisagem. Os fragmentos com área inferior a 1 ha perfazem um terço dos 4.703 fragmentos delimitados. De outro lado, 71,26% da área florestal é composta por manchas com área superior a 50 ha, que, no entanto, representam somente 3,7% das manchas. Os fragmentos florestais de grandes dimensões (superior a 500 ha) se concentram na região da Serra do Japi, havendo também maciços relevantes em área na porção nordeste da paisagem, na bacia do Ribeirão Jundiáí-Mirim. Observou-se uma tendência de aumento da declividade média associada ao aumento da área dos fragmentos florestais, sendo que os fragmentos de área inferior a 1 ha estão em declividade média de 8,8° ao passo que os fragmentos de área superior a 500 ha estão em declividade média de 13,84°, apontando que os maiores maciço estão em geral localizados em áreas acidentadas, o que corrobora as observações de Calaboni *et al.* (2018) e Molin *et al.* (2018). Verifica-se que a distribuição dos fragmentos nas classes de área apresenta similaridades ao identificado por outros estudos em paisagens distintas, como o trabalho de Ribeiro *et al.* (2020) na região de Sorocaba/SP, o estudo de Silva e Longo (2020) em Campinas/SP e o artigo de Guariz e Guariz (2020) em São Roque do Canaã/ES, com predomínio de pequenos fragmentos na paisagem, e presença das manchas maiores associadas a áreas protegidas como UCs.

Quanto ao IC, observa-se que a maior parte da área florestal (97,31%) e dos fragmentos (65,81%) apresentam IC inferior a 0,65, o que indica fragmentos de formato irregular ou alongado, o que pode favorecer a ocorrência de efeito de borda, com empobrecimento da diversidade dos fragmentos. Observou-se uma tendência de diminuição do valor de IC na medida em que a área dos fragmentos aumenta, ao que os maciços florestais arredondados, com o melhor valor de IC, somam 302 manchas, com área total de 198,49 ha, apresentando, portanto, área média de 0,65 ha. Deste modo, fragmentos maiores tendem a ter formato

mais irregular, corroborando observação de Soares *et al.* (2022). Verificamos que nas três classes de IC consideradas a declividade média gira em torno de 9,0°, sugerindo fraca relação entre declividade do terreno e formato do fragmento florestal. Deste modo, avalia-se que o IC é uma métrica que não pode ser analisada individualmente, vez que pequenos fragmentos tendem a apresentar formatos mais adequados, como já pontuado pelos estudos de Fengler *et al.* (2015) e Silva *et al.* (2021).

As métricas ENN e PROXRIO, que tratam da proximidade das manchas florestais entre si e da proximidade das manchas com a rede hidrográfica, apresentaram resultados semelhantes, com mais de 70% das manchas a menos de 60 metros de distância de outra mancha e/ou corpo hídrico, o que representa mais de 90% da área florestal nesta condição de boa conectividade com outra área florestal e/ou rede hidrográfica. O valor médio de ENN foi de 48,63 metros e de PROXRIO foi de 40,82 metros, inferiores ao observado por Ribeiro *et al.* (2020) na região de Sorocaba/SP e por Soares *et al.* (2022) na região de Piedade/SP. Deste modo, em que pese o predomínio de pequenos fragmentos florestais na paisagem, verifica-se que ainda há uma boa proximidade entre as manchas, o que favorece processos de fluxo gênico (Uroy *et al.*, 2021), com efeitos positivos sobre a distribuição e manutenção de diversas espécies (Oliveira-Junior *et al.*, 2020). A proximidade das florestas com os corpos hídricos também favorece o acesso de animais à água, sendo que as áreas ripárias se constituem em locais prioritários para a conformação de corredores ecológicos (Arroyo-Rodrigues *et al.*, 2020). A conectividade entre os fragmentos, e destes com os corpos hídricos pode, deste modo, mitigar os impactos da fragmentação da paisagem, vez que os indivíduos utilizam recursos de múltiplos fragmentos próximos, reduzindo os efeitos da fragmentação da paisagem na manutenção de comunidades (Martensen *et al.*, 2008).

Quanto ao IQF gerado a partir da normalização das métricas, verifica-se que a maior parte (88,64%) das florestas das APAs CCJ foram categorizadas como manchas com alto IQF. Na Reserva Biológica da Serra do Japi, e nas ZCVSs das APAs CJ, os percentuais de florestas com alto IQF variaram de 96,73% a 100%, indicando que a região das Serras apresenta maciços florestais relevantes para a conservação da biodiversidade. Nas ZCHs das APAs CJ, em que pese a baixa cobertura florestal identificada, cerca de 80% das manchas remanescentes também apresentaram alto IQF. A ZRM da APA Jundiá foi a que apresentou a menor área de fragmentos florestais com alto IQF, sendo 57,32% da cobertura florestal da zona com alto IQF, e 40,64% da cobertura florestal da zona com IQF moderado.

De modo a identificar qual das métricas adotadas contribuiu mais com a nota final de IQF, efetuamos regressões lineares simples entre os valores de IQF e os valores das distintas métricas, para cada um dos fragmentos. Os resultados do R<sup>2</sup> obtidos são apresentados no Quadro 6.

**Quadro 6:** R<sup>2</sup> obtido a partir das regressões lineares efetuadas para IQF e métricas AREA, IC, ENN e PROXRIO.

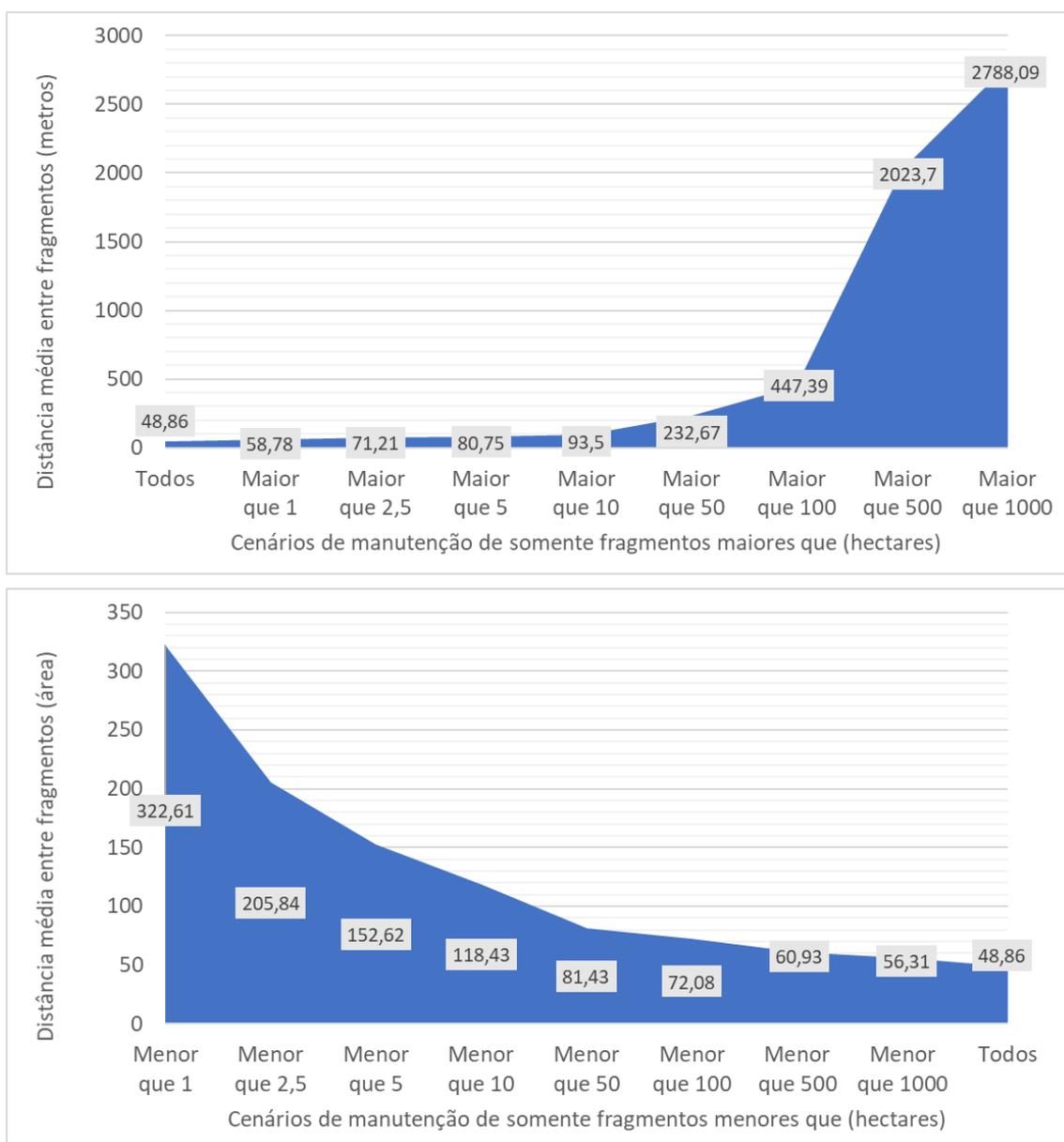
Métrica	Coefficiente de correlação - R <sup>2</sup>
AREA (hectare)	0,0077
ENN (metros)	0,3514
PROXRIO (metros)	0,4602
IC	0,0647

Fonte: Autores (2022).

Verifica-se que as métricas ENN e PROXRIO apresentaram maior correlação com o IQF gerado, influenciando de modo mais importante a constituição final do indicador do que as métricas AREA ou IC. De fato, a maior parte dos fragmentos da paisagem apresentaram valores elevados de ENN e PROXRIO (ou seja, distâncias reduzidas em relação a outros fragmentos florestais e/ou rede hidrográfica), o que condicionou notas elevadas de IQF em praticamente todas as zonas. A paisagem das APAs CCJ foi caracterizada pela presença de muitas manchas de pequena dimensão próximas entre si, em uma distância média

de 48,86 metros, dispostas no entorno de grandes maciços florestais localizados sobretudo na região das Serras, na porção centro-sul do território. Esta configuração estrutural da paisagem, marcada pela importância da métrica ENN, sugere que os pequenos fragmentos desempenham função chave como trampolins ecológicos (*stepping stones*), possibilitando o deslocamento de espécies pelas manchas de habitats, em busca de recursos (Herrera *et al.*, 2017; Tischendorf & Fahrig, 2003). De modo a avaliar a importância dos pequenos fragmentos na conectividade da paisagem, calculamos a métrica ENN – distância média entre as manchas, para oito cenários de manutenção de fragmentos maiores que determinadas classes de área, e oito cenários de manutenção de fragmentos menores que as mesmas classes de área, conforme Figura 5.

**Figura 5:** Distância média entre os fragmentos (em metros), em oito cenários de manutenção de fragmentos maiores que (ha) e oito cenários de manutenção de fragmentos menores que (ha).



Fonte: Autores (2022).

O primeiro gráfico indica que a distância média entre as manchas aumenta nos cenários com a manutenção de fragmentos maiores e exclusão dos fragmentos menores, passando de 48,86 metros na situação com todos os fragmentos para

2.788,09 metros no cenário de manutenção de somente os fragmentos com área superior a 1.000 ha, o que representa um aumento de cerca de cinquenta e sete vezes na distância média entre as manchas nestes cenários considerados. O segundo gráfico cria cenários de exclusão de grandes fragmentos e manutenção dos fragmentos menores. Verifica-se que a manutenção de somente os fragmentos menores que 1 ha, com exclusão de todos os outros maciços florestais, aumenta a distância média entre as manchas de 48,86 metros para 322,61 metros, ou um incremento da distância média de aproximadamente seis vezes. Comparativamente, a manutenção de fragmentos maiores (ou seja, exclusão das pequenas manchas), aumenta mais a distância média entre os vizinhos mais próximos do que a manutenção de fragmentos menores (ou seja, exclusão das grandes manchas). A manutenção de todos os fragmentos menores que 1.000 ha (cenário hipotético de supressão dos maciços florestais da região das Serras, por exemplo) aumenta o valor médio de ENN para 56,31 metros; ao passo que a manutenção de todos os fragmentos maiores que 1 hectare (cenário hipotético de supressão dos múltiplos pequenos fragmentos) aumenta o valor médio de ENN para 58,78 metros. A análise empreendida a partir dos resultados da Figura 5 sugere que os pequenos fragmentos são mais relevantes na paisagem como *stepping stones* do que os grandes fragmentos, o que corrobora outros estudos elaborados no âmbito da discussão SLOSS (*Single Large ou Several Small*), que evidenciam a importância de múltiplos pequenos fragmentos na paisagem para a conservação da biodiversidade, em detrimento de cenários de manutenção de somente uma única grande mancha florestada (Arroyo-Rodrigues *et al.*, 2020; Fahrig, 2020).

## 5. Considerações Finais

O presente estudo avaliou a cobertura florestal e a qualidade das manchas de vegetação nativa incidente na paisagem das APAs CCJ. Verificamos que apesar da localização do território em uma região densamente urbanizada e industrializada, 35,25% das APAs apresenta cobertura florestal, predominando manchas de até 10 hectares, que representam 85,46% dos fragmentos. A cobertura florestal está desigualmente distribuída, com as maiores manchas concentradas na região da Serra do Japi, e com cobertura florestal inferior a 30% nas áreas de mananciais. A distância média entre as manchas foi de 48,86 metros, e destas com a hidrografia foi em média de 40,82 metros, favorecendo o deslocamento de espécies e os fluxos gênicos, com efeitos positivos para a conservação da biodiversidade, o que de certa forma compensa a fragmentação excessiva dos habitats. O estudo indica que mesmo em uma UC de uso sustentável marcada pela forte pressão por urbanização, é possível manter razoável quantidade de pequenas manchas florestais, com função ecológica relevante para o território. Neste sentido, deverá haver esforços contínuos no sentido de incrementar os instrumentos de proteção das florestas nativas, evitando-se ao máximo a supressão da vegetação nativa, inclusive dos pequenos fragmentos, que desempenham papel importante na paisagem. A regulamentação das APAs CJ, dada pelo Decreto Estadual 43.284/1998, prevê em seu artigo 17 dispositivos de proteção dos fragmentos florestais que conformam Zona de Vida Silvestre do território, permitindo a supressão eventual de pequenos fragmentos. Considerando os resultados obtidos no presente estudo, entende-se que é fundamental que tais dispositivos sejam aprimorados, com uma definição objetiva do que seria um “pequeno fragmento”, incluindo nesta definição a relação de proximidade destes maciços com outras manchas de entorno, de modo a possibilitar a proteção dos fragmentos florestais que atuam como trampolins ecológicos na paisagem.

Estudos futuros poderão aprofundar os aspectos abordados neste trabalho, identificando áreas prioritárias para restauração ecológica de porções da paisagem que possibilitem conectar os maciços dispersos, incluindo na análise um detalhamento da matriz de entorno às manchas, o que não foi realizado neste trabalho, que considerou uma abordagem binária da paisagem, composta por áreas de floresta e não floresta. Avalia-se também que o presente trabalho poderá subsidiar estudos futuros para a definição de um zoneamento na APA Cajamar, e/ou para a identificação de áreas de entorno às APAs CCJ relevantes para sua ampliação, sempre na perspectiva de manter e incrementar a conectividade da paisagem.

## Agradecimentos

Os autores agradecem a Fundação Florestal / Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo, pela disponibilização dos arquivos vetoriais dos limites do zoneamento das APAs utilizados neste estudo. Agradecem também ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis (PPGPUR/UFSCar) por viabilizar a publicação do artigo.

## Referências

- Ab'Saber, A. N. (1992) A Serra do Japi, sua origem geomorfológica e a teoria dos refúgios. In: Morellato, L. P. C. (Org.). *História Natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil*. Unicamp/Fapesp. p.13-23.
- Arellano-Rivas, A., De-Nova, J. A. & Munguía-Rosas, M. A. (2018) Patch isolation and shape predict plant functional diversity in a naturally fragmented forest. *Journal of Plant Ecology*, 11(1), 136–146, <https://doi.org/10.1093/jpe/rtw119>.
- Arroyo-Rodríguez, V., Fahrig, L., Tabarelli, M., Watling, J., Tischendorf, L., Benchimol, M., Cazetta, E., Faria, D., Leal, I. R., Melo, F. P. L., Morante-Filho, J., Santos, B. A., Arasa-Gilbert, R., Arce-Peña, N., Cervantes-López, M. J., Valenzuela, S. C., Acedo, C. G., San-José, M., Vieira, I. C. G., Slik, J. W. F., Nowakowski, A. J., & Tschamtkke, T. (2020) Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. *Ecology Letters*, p.1-17. 10.1111/ele.13535.
- Aguiar, R., Endres, J. M., Taylor, C., & Evans, S. (2017) Public Conservation Policies on Private Land: A Case Study of the Brazilian Forest Code and Implications for the Agro-Industry Sector. *Pace Environmental Law Review*, vol. 34. Available at: <https://digitalcommons.pace.edu/pelr/vol34/iss2/3>.
- Alexander, S., Aronson, J., Whaley, O., & Lamb, D. (2016) The relationship between ecological restoration and the ecosystem services concept. *Ecology and Society* v. 21, (1):34. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-08288-210134>.
- Almeida, F. C., Silveira, E. M. O., Acerbi Junior, F. W., França, L. C. J., Bueno, I. T., & Terra, B. J. O. (2020) Análise multicritério na definição de áreas prioritárias para recuperação florestal na bacia do Rio Doce, Minas Gerais. *Nativa*, 8(1) 81-90. <http://dx.doi.org/10.31413/nativa.v8i1.8130>.
- Atauri, J. A., & De Lucio, J. V. (2001) The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology*, 16(1) 147–159. <https://doi.org/10.1023/A:1011115921050>.
- Banks-Leite, C., Pardini, R., Tambosi, L. R., Pearse, W. D., Bueno, A. A., Bruscajin, R. T., Condez, T. H., Dixo, M., Igari, A. T., Martensen, A. C., & Metzger, J. P. (2014). Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. *Science*, 345 (6200), 1041-1045. 10.1126/science.1255768
- Brasil. (2000) Lei nº 9.985 de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Diário Oficial da União de 19 de julho de 2000.
- Brasil. (2012) Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Diário Oficial da União de 28 maio 2012
- Bortoleto, L. A., Figueira, C. J. M., Dunning Jr., J. B., Rodgers, J., & Silva, A. M (2016). Suitability index for restoration in landscapes: an alternative proposal for restoration projects. *Ecological Indicators*, 60(1) 724-735. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.08.002>
- Calaboni, A., Tambosi, L. R., Igari, A. T., Farinaci, J. S., Metzger, J. P., & Uriarte, M. (2018) The forest transition in São Paulo, Brazil: historical patterns and potential drivers. *Ecology and Society*: 23(4) <https://doi.org/10.5751/ES-10270-230407>.
- Cardoso-Leite, E., Pagani, M. I., Monteiro, R., & Hamburger, D. S. (2005) Ecologia de paisagem: mapeamento da vegetação da Reserva Biológica da Serra do Japi, Jundiá, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 19(2) 233-243.
- CDRS. Coordenadoria de Desenvolvimento Rural Sustentável (2016) Modelo Digital de Elevação do estado de São Paulo obtido a partir do SRTM 1 arcsecond, Aster GDEM V2 e ondulação geoidal. São Paulo. Disponível em: <https://www.cdrs.sp.gov.br/portal/producao-e-servicos/publicacoes/acervo-tecnico/modelo-digital-de-elevacao-do-estado-de-sao-paulo>.
- Condephaat. (1983) Resolução de Tombamento nº 11 de 08/03/1983.
- Crouzeilles, R., Lorini M. L., & Grelle, C. E. V. (2013) The importance of using sustainable use protected areas for functional connectivity, *Biological Conservation*, 159(1) <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.10.023>.
- D'Amico, A. R., Cortes Figueira, J. E., Cândido-Junior, J. F., & Drumond, M. A. (2020) Environmental diagnoses and effective planning of Protected Areas in Brazil: Is there any connection? *PLoS ONE* 15(12):e0242687. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0242687>
- Dean, W. (2004) *A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*. (1ª. ed.): Cia. das Letras. 484 p.
- De Matos, T. P. V., De Matos, V. P. V., Mello, K., & Valente, R. A. (2019) Protected areas and forest fragmentation: sustainability index for prioritizing fragments for landscape restoration. *Geology, Ecology and Landscapes*. 10.1080/24749508.2019.1696266.
- Etto, T. L., Longo, R. M., Arruda, D. R. & Invenioni, R. (2013). Ecologia da paisagem de remanescentes florestais na bacia hidrográfica do Ribeirão das Pedras - Campinas -SP. *Revista Árvore*, 37(6) 1063-1071. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622013000600008>

- Fahrig, L. (2013). Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, 40(9) 1649-1663. <https://doi.org/10.1111/jbi.12130>
- Fahrig, L. (2020) Why do several small patches hold more species than few large patches? *Global Ecology and Biogeography*. 29 (4) 615–628. <https://doi.org/10.1111/geb.13059>Fahrig 2013
- Fanelli, A. F. D. M., & Santos Junior, W. R. (2013) O Aglomerado Urbano de Jundiá (SP) e os desafios para a mobilidade metropolitana paulista. *Cadernos da Metrópole*, 15(30) 461-487. <https://doi.org/10.1590/2236-9996.2013-3005>
- Fengler, F. H., Silva, A. M., Peche Filho, A., Storino, M., Ribeiro, A. I., & Medeiros, G. A. (2012) Análise temporal da cobertura do solo na zona de amortecimento de reserva biológica. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, 25 37-47.
- Fengler, F. H., Moraes, J. F. L., Ribeiro, A. I., Peche Filho, A., Storino, M., & Medeiros, G. A. (2015) Qualidade ambiental dos fragmentos florestais na Bacia Hidrográfica do Rio Jundiá-Mirim entre 1972 e 2013. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 19(4) 402-408.
- França, L. C. J., Morandi, D. T., Menezes, E. S., Mucida, D. P., Silva, M. D., & Lisboa, G. S. (2019) Ecologia de paisagens aplicada ao ordenamento territorial e gestão florestal: procedimentos metodológicos. *Nativa*, 7(5) 613-620. <http://dx.doi.org/10.31413/nativa.v7i5.7363>
- Fundação Florestal (2021). Arquivos vetoriais (*shapefile*) do zoneamento das Áreas de Proteção Ambiental de Cajamar, Cabreúva e Jundiá (comunicação pessoal).
- Guariz, H. R., & Guariz, F. R. (2020). Avaliação do tamanho e forma de fragmentos florestais por meio de métricas de paisagem para o município de São Roque do Canaã/ES. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 13(5) 2139-2153.
- Guidotti, V., Ferraz, S. F. B., Pinto, L. F. G., Sparovek, G., Taniwaki, R. H., Garcia, L. G., & Brancalion, P. H. S. (2020) Changes in Brazil's Forest Code can erode the potential of riparian buffers to supply watershed services, *Land Use Policy*, 94. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104511>.
- Hardt, E., Santos, R. F., & Pereira-Silva, E. F. L. (2012) Landscape changes in Serra do Japi: protection of scientific expectation? *Bosque*, 33(3) 339-344. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002012000300019>
- Herrera, L. P., Sabatino, M. C., Jaimes, F. R., & Saura, S. (2017) Landscape connectivity and the role of small habitat patches as stepping stones: an assessment of the grassland biome in South America. *Biodiversity Conservation*, 26, 3465–3479. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1416-7>
- Hersperger, A. M., Grădinaru, S. R., Pierri Daunt, A. B., Imhof, C. S., & Fan, P. (2021) Landscape ecological concepts in planning: review of recent developments. *Landscape Ecology*, 36, 2329–2345. <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01193-y>
- Instituto Florestal (2020) Inventário Florestal do Estado de São Paulo, 2020, resolução de 0,5 metros, escala 1:10000. [www.datageo.ambiente.sp.gov.br](http://www.datageo.ambiente.sp.gov.br)
- Jaeger, J. A. (2000) Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, 15, 115–130. <https://doi.org/10.1023/A:1008129329289>
- Joly, C. A., Metzger, J. P., & Tabarelli, M. (2014) Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. *New Phytologist*, 204, 459-473. [10.1111/nph.12989](https://doi.org/10.1111/nph.12989)
- Jundiá. (1991) Lei nº 3.672 de 10 de janeiro de 1991. Cria a Reserva Biológica Municipal da Serra do Japi. Diário Oficial do Município de Jundiá, Jundiá: 10 de janeiro 1991.
- Jundiá (2008) Plano de Manejo – Reserva Biológica Municipal da Serra do Japi – Jundiá/SP. 481p.
- Kienast, F., Walters, G., & Bürgi, M. (2021) Landscape ecology reaching out. *Landscape Ecology* 36, 2189–2198 <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01301-y>
- Lang, S., & Blaschke, T. (2009) Análise da Paisagem com SIG. São Paulo: Oficina de Textos, 423p.
- Lausch, A., Blaschke, T., Haase, D., Herzog, F., Syrbe, R., Tischendorf, L., & Walz, U (2014). Understanding and quantifying landscape structure – A review on relevant process characteristics, data models and landscape metrics. *Ecological Modelling*, 295, 31-41. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.08.018>
- Leal, M. S., Mingoti, R., Dias, H. C. T., Ferreira, M. P., & Tonello, K. C. (2019) Definição de áreas prioritárias à conservação de solo e água na bacia do Itaguá, Capão Bonito – SP, Brasil. *Ciência Florestal*, 29(2) 531-544. <https://doi.org/10.5902/1980509826749>
- Leitão-Filho, H. F. (1992) A flora arbórea da Serra do Japi. In: Morellato, L. P. C. (Org.). *História Natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil*. Unicamp/Fapesp. p.40-64.
- Lima, R. A. F., Oliveira, A. A., Pitta, G. R., Gasper, A. L., Vibrans, A. C., Chave, J., Steege, H., & Prado, P. I. (2020) The erosion of biodiversity and biomass in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. *Nature Communications*, 11, 6347. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-20217-w>
- Machado, F. H., Fengler, F. H., & Medeiros, G. A. (2019) Public policies and environmental protection: analysis of environmental legislation applicable to a river basin in southeast Brazil. *Veredas do Direito*, 16(35) 349-383. <http://dx.doi.org/10.18623/rvd.v16i35.1386>.
- Mapbiomas – Coleção 6.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. <<http://mapbiomas.org/>>.
- Martensen, A. C., Pimentel, R. G., & Metzger, J. P. (2008) Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation, *Biological Conservation*, 141(9), 2184-2192. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.008>.
- Meli, P., Calle, A., Calle, Z., Ortiz-Arrona, C. I., Sirombra, M., & Brancalion, P. H. S. (2019) Riparian-forest buffers: Bridging the gap between top-down and bottom-up restoration approaches in Latin America, *Land Use Policy*, 87. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104085>.

- Mello, K., Taniwaki, R. H., Paulo, F. R., Valente, R. A., Randhir, T. O., Macedo, D. R., Leal C. G., Rodrigues, C. B., & Hughes, R. M. (2020) Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. *Journal of Environmental Management*, 270, 1-16. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110879>
- Mello, K., Costam, D. R., Valente, R. A., & Vettorazzi, C. A. (2018) Multicriteria evaluation for protected area definition aiming at water quality improvement. *Floresta e Ambiente*, 25(3) <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.013416>.
- Metzger, J. P. (2001) O que é Ecologia de Paisagens? *Biota Neotropica*, 1(1), 1-19.
- Metzger, J. P., & Brancalion, P. H. S. (2013) Challenges and opportunities in applying a landscape ecology perspective in ecological restoration: a powerful approach to shape neolandscapes. *Natureza & Conservação*, 11(2), 103-107. <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2013.018>
- Molena, C., Gavioli, F. R., Molin, P. G., & Melillo, R. C. S. (2021) Análise das mudanças do uso e cobertura do solo entre 1985 e 2018 da bacia hidrográfica do Rio Jundiá-Mirim – Jundiá/São Paulo. *Geografia (UNESP Rio Claro)*, 46(1).
- Molin, P. G., Chazdon, R., Ferraz, S. F. B., & Brancalion, P. H. S. (2018) A landscape approach for cost-effective large-scale forest restoration. *Journal of Applied Ecology*, 55, 2767-2778. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13263>
- Molin, P. G., Gergel, S. E., Soares-Filho, B. S., & Ferraz, S. F. B. (2017) Spatial determinants of Atlantic Forest loss and recovery in Brazil. *Landscape Ecology*, 32, 857-970. <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0490-2>
- Moraes, M. C. P., Mello, K., & Toppa, R. H. (2017) Protected areas and agricultural expansion: biodiversity conservation versus economic growth in the Southeast Brazil. *Journal of Environmental Management*, 188, 73-84. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.075>
- Moreira, G. L., Araujo, E. C. G., Celestino, P. C. G., Silva, T. C., Silva, T. C. S. da, & Feliciano, A. L. P. (2018). Landscape Ecology and Geotechnologies as Tools for the Management of Biological Conservation. *Journal of Experimental Agriculture International*, 27(1), 1-12. <https://doi.org/10.9734/JEAI/2018/43641>
- Myers, N., Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(24) 853-858 <https://www.nature.com/articles/35002501.pdf>.
- Oliveira-Junior, N. D., Heringer, G., Bueno, M. L., Pontara, V., & Meira-Neto, J. A. V. (2020) Prioritizing landscape connectivity of a tropical forest biodiversity hotspot in global change scenario, *Forest Ecology and Management*, 472 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118247>.
- Pradella, D. L. P., & Bueno, L. M. M. (2017). Expansão Urbana em Unidade de Conservação de Uso Sustentável: conflitos entre a política local e o interesse regional. *Revista Nacional De Gerenciamento De Cidades*, 5(33). <https://doi.org/10.17271/2318847253320171603>
- Pinto, L. F. G., & Voivodic, M. (2021) Reverse the tipping point of the Atlantic Forest for mitigation. *Nature Climate Change*, 11, 364–365. <https://doi.org/10.1038/s41558-021-01035-4>
- Rauen, V. A. B. (2011) Uso de SIG na delimitação de áreas de preservação permanente e no mapeamento de uso e ocupação do solo da bacia do Ribeirão Pirai – SP. Florianópolis: UFSC (Monografia). 72p.
- Ribeiro, M., Mello, K., & Valente, R. (2020). Avaliação da estrutura da paisagem visando à conservação da biodiversidade em paisagem urbanizada. *Ciência Florestal*, 30(3), 819-834. <https://doi.org/10.5902/1980509837683>
- Ribeiro, M. C., Martensen, A. C., Metzger, J. P., Tabarelli, M., Scarano, F., & Fortin, M. J. (2011) The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot. In: Zachos FE, Habel. *Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas*. Heidelberg: Springer. [http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5\\_21](http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_21).
- Reed, J., Vianen, J. V., Foli, S., Clendenning, J., Yang, K., MacDonald, M., Petrokofsky, G., Padoch, C., & Sunderland, T. (2017) Trees for life: the ecosystem service contribution of trees to food production and livelihoods in the tropics. *Forest Policy and Economics*, 84, 62-71. <http://dx.doi.org/10.1016/j.forpol.2017.01.012>
- Rezende, C. L., Scarano, F. R., Assad, E. D., Joly, C. A., Metzger, J. P., Strassburg, B. B. N., Tabarelli, M., Fonseca, G. A., & Mittermeier, R. A. (2018) From hotspot do hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16(4), 208-214. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>
- Rodrigues, R. R., & Shepherd, G. J. (1992) Análise da variação estrutural e fisionômica da vegetação e características edáficas, num gradiente altitudinal na Serra do Japi. In: Morellato, L. P. C. (Org.). *História Natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil*. Unicamp/Fapesp. p.64-98.
- Santana, L. D., Prado-Junior, J. A., Ribeiro, J. H. C., Ribeiro, M. A. S., Pereira, K. M. G., Antunes, K., Carvalho, F. A., & Van Den Berg, E. (2021) Edge effects in forest patches surrounded by native grassland are also dependent on patch size and shape, *Forest Ecology and Management*, 482. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118842>.
- Santos, J. F. C., Mendonça, B. A. F., Araújo, E. J. G., & Andrade, C. F. (2017) Fragmentação florestal na Mata Atlântica: o caso do município de Paraíba do Sul, RJ, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências*, 15(3), 151-158. <http://www.ufrgs.br/seerbio/ojs/index.php/rbb/article/view/3758>
- São Paulo (1998). Decreto Estadual nº 43.284 de 03 de julho de 1998. Regulamenta as Leis nºs 4023 de 22/05/1984 e 4095 de 12/06/1984, que declaram áreas de proteção ambiental as regiões urbanas e rurais dos municípios de Cabreúva e Jundiá, respectivamente, e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo: 04 de julho 1998.
- São Paulo (2006a). Lei n. 12.290, de 2 de março de 2006. Altera os limites da Área de Proteção Ambiental – APA de Jundiá, na forma que especifica. São Paulo: Diário Oficial do Estado de São Paulo.

São Paulo (2006b). Lei n. 12.289, de 2 de março de 2006. Altera os limites da Área de Proteção Ambiental – APA de Cabreúva, na forma que especifica. São Paulo: Diário Oficial do Estado de São Paulo.

São Paulo (2019) Fundação Florestal: Mapa detalhado das unidades de conservação. <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/fundacaoflorestal/unidades-de-conservacao/>.

Scarano, F. R., & Ceotto, P. (2015) Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. *Biodiversity and Conservation*, 24(9), 2319–2331. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0972-y>.

Schmidt, K., Martín-López, B., Phillips, P. M., Julius, E., Maman, N., & Walz, A. (2019) Key landscape features in the provision of ecosystem services: insights for management. *Land Use Policy*, 82, 353-366. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.12.02>.

Silva, J. M. C, Pinto, L. P., & Scarano, F. R. (2021) Toward integrating private conservation lands into national protected area systems: Lessons from a megadiversity country. *Conservation Science and Practice*. 2021; 3:e433. <https://doi.org/10.1111/csp2.433>

Silva, A. L., Ribeiro, A. I., & Longo, R. M. (2021) Qualidade ambiental de remanescentes florestais na sub-bacia do Rio Capivari (Campinas/SP). *Sociedade & Natureza*, 33. <https://doi.org/10.14393/SN-v33-2021-59129>

Silva, A. L., & Longo, R. M. (2020) Ecologia da paisagem e qualidade ambiental de remanescentes florestais na sub-bacia hidrográfica do Rio Atibaia dentro do município de Campinas-SP. *Ciência Florestal*, 30(4). <https://doi.org/10.5902/1980509842640>

Silva, A. L., Longo, R. M., Bressane, A., & Carvalho, M. F. H. (2019) Classificação de fragmentos florestais urbanos com base em métricas da paisagem. *Ciência Florestal*, 29(3), 1254-1269. <https://doi.org/10.5902/1980509830201>

Silva, C. O. F., & Medeiros, G. A. (2017) Avaliação ambiental e morfométrica da bacia do rio Jundiá-Mirim: diagnósticos e subsídios para gestão ambiental. *Boletim Campineiro de Geografia* 7(2), 441-454. <https://doi.org/10.54446/bcg.v7i2.343>

Soares, D. R., Nahssen, M. H. C., Soares, F. da S., Morales, M. V., Rigonato, M. B., Germano, A. D., & Valente, R. A. (2022). Structural connectivity of native vegetation for forest conservation planning. *Research, Society and Development*, 11(4), e39811427492. <https://doi.org/10.33448/rsd-v11i4.27492>

Tabarelli, M., Pinto, L. P., Silva, J. M. C., Hirota, M., & Bedê, L. (2005) Challenges and Opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology*, 19(3), 695-700. [10.1111/j.1523-1739.2005.00694.x](https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00694.x)

Taniwaki, R. H., Forte, Y. A., Silva, G. O., Brancalion, P. H. S., Cogueto, C. V., Filoso, S., & Ferraz, S. F. B. (2018) The Native Vegetation Protection Law of Brazil and the challenge for first-order stream conservation. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16(1), 49-53. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.08.007>

Tischendorf, L., & Fahrig, L. (2000), On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, 90, 7-19. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.900102.x>

Tonello, K. C., & Dias, H. C. T. (2018) Does Exists Some Relationship between Restoration and Hydrology of Forests Ecosystems? *Agricultural Research & Technology*, 13(4): 555894. [10.19080/ARTOAJ.2018.13.555894](https://doi.org/10.19080/ARTOAJ.2018.13.555894)

Tromboni, F., & Dodds, W. K. (2017) Relationships between land use and stream nutrient concentrations in a highly urbanized tropical region of Brazil: thresholds and riparian zones. *Environmental Management*. 60, 30–40. <https://doi.org/10.1007/s00267-017-0858-8>.

Uroy, L., Alignier, A., Mony, C., Foltete, J., & Ernoult, A. (2021) How to assess the temporal dynamics of landscape connectivity in ever-changing landscapes: a literature review. *Landscape Ecology*, 36, 2487–2504. <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01277-9>

Valente, R. A., Petean, F. C. S., & Vettorazzi, C. A. (2017) Multicriteria decision analysis for prioritizing areas for forest restoration. *Cerne*, 23(1), 53-60. [10.1590/01047760201723012258](https://doi.org/10.1590/01047760201723012258).

Volotão, C. F. S. (1998) Trabalho de análise espacial métricas do Fragstats. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 48p. 1998.

Westphal, M. I., Field, S., & Tyre, A. (2003) Effects of landscape pattern on bird species distribution in the Mt. Lofty Ranges, South Australia. *Landscape Ecology*, 18, 413–426. <https://doi.org/10.1023/A:1026115807529>

Zhang, M., & Wei, X. (2021) Deforestation, forestation and water supply. *Science*, 371(6533), 990-991. [10.1126/science.abe7821](https://doi.org/10.1126/science.abe7821)