

Gestão ambiental em bacias hidrográficas: avaliação da fragmentação florestal na sub-bacia do Córrego Meladeiro, Sorocaba-SP, utilizando análise da paisagem

Environmental management in hydrographic basins: forest evaluation of fragmentation in the Meladeiro stream sub-basin, Sorocaba-SP, using landscape analysis

Gestión ambiental en cuencas hidrográficas: evaluación de la fragmentación forestal en la sub-cuenca del Arroyo Meladeiro, Sorocaba-SP, mediante análisis de paisaje

Alessandra Leite da Silva

Doutoranda em Ciências Ambientais pela Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – UNESP/Sorocaba. Mestra em Sistemas de Infraestrutura Urbana pela Pontifícia Universidade Católica de Campinas – PUC-Campinas.
alessandra.leite@unesp.br / <http://orcid.org/0000-0001-6534-2122>

Darllan Collins da Cunha e Silva

Doutor em Ciências Ambientais pela Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – UNESP/Sorocaba. Professor no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – UNESP/Sorocaba.
darllan.collins@unesp.br / <http://orcid.org/0000-0003-3280-0478>

Roberto Wagner Lourenço

Doutor em Geociências e Meio Ambiente pela Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – UNESP/Sorocaba. Professor e Diretor do Instituto de Ciências e Tecnologia da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – UNESP/Sorocaba.
direção.icts@unesp.br / <http://orcid.org/0000-0002-5234-8944>

Regina Márcia Longo

Doutora em Engenharia Agrícola pela Universidade Estadual de Campinas – FEAGRI/UNICAMP. Professora no Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Infraestrutura Urbana da Pontifícia Universidade Católica de Campinas.
regina.longo@puc-campinas.edu.br / <http://orcid.org/0000-0002-2374-4649>

Admilson Írio Ribeiro

Doutor em Engenharia Agrícola pela Universidade Estadual de Campinas – FEAGRI/UNICAMP. Professor do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – UNESP/Sorocaba.
admilson.irioe@unesp.br / <http://orcid.org/0000-0003-0655-6838>

Recebido: 10/05/2021; Aceito: 03/10/2021; Publicado: 24/03/2025.

Resumo

A infraestrutura verde desempenha um papel muito importante para qualidade ambiental das cidades, especialmente relacionados ao combate da fragmentação de habitats naturais. Diante disso, o presente estudo buscou avaliar a condição da fragmentação florestal na sub-bacia do Córrego Meladeiro, em Sorocaba-SP, a partir de índices espaciais de paisagem. Para tanto, a partir de imagens do satélite Landsat 8, realizou-se: o mapeamento do uso do solo na sub-bacia, o cálculo do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) e das métricas: área, distância do vizinho mais próximo, índice de circularidade e área central para os fragmentos de florestas. Verificou-se que florestas e pastagem ocupam a maior parte da sub-bacia e encontra-se sob fragmentação florestal e fortemente sujeita ao efeito de borda. Isto é evidenciado pelo alto número de fragmentos florestais muito pequenos, com formato moderadamente alongado e baixo índice de área central. Diante disso, ressalta-se a necessidade de planos de gestão para manejo e preservação destas áreas remanescentes, dada sua importância, principalmente em termos de serviços ecossistêmicos.

Palavras-chave: NDVI; Fragmentação Florestal; Serviços Ecossistêmicos.

Abstract

Green infrastructure plays a very important role in the environmental quality of cities, especially in combating the fragmentation of natural habitats. In view of this, the present study assessed the conditions of forest fragmentation in the sub-basin of the Córrego Meladeiro, in Sorocaba-SP, from spatial landscape indexes. For this purpose, the land use in the sub-basin was mapped using Landsat 8 satellite images, the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and the following metrics were calculated: area, distance from the nearest neighbor, circularity index and central area for forest fragments. It was found that forests and pasture occupy most of the sub-basin and is under forest fragmentation and is strongly subject to the edge effect. This is evidenced by the high number of very small forest fragments, with a moderately elongated shape and low index of central area. Therefore, the need for management plans for the management and preservation of these remaining areas is emphasized, by given their importance, mainly in terms of ecosystem services.

Keywords: NDVI; Forest Fragmentation; Ecosystem Services.

Resumen

La infraestructura verde juega un papel muy importante en la calidad ambiental de las ciudades, especialmente en lo que respecta a minimizar la fragmentación de los hábitats naturales. Por lo tanto, el presente estudio buscó evaluar la condición de fragmentación forestal en la subcuenca del Córrego Meladeiro, en Sorocaba-SP, con base en índices de paisaje espacial. Para ello, utilizando imágenes satelitales Landsat 8, se mapeó el uso del suelo en la subcuenca, el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) y las métricas: área, distancia al vecino más cercano, índice de circularidad y área central para fragmentos de bosque. Se encontró que los bosques y pastizales ocupan la mayor parte de la subcuenca y están bajo fragmentación forestal y están fuertemente sujetos al efecto de borde. Esto se evidencia por el alto número de fragmentos de bosque muy pequeños, con una forma moderadamente alargada y bajo índice de área central. Por lo tanto, se enfatiza la necesidad de planes de manejo para el manejo y preservación de estas áreas remanentes, dada su importancia, principalmente en términos de servicios ecossistémicos.

Palabras clave: NDVI; Fragmentación forestal; Servicios de Ecosistema.

Introdução

As áreas florestais remanescentes nas bacias hidrográficas são fundamentais para mitigar a fragmentação da paisagem no ambiente urbano e rural e, podem ser utilizadas para diversos fins, dependendo da sua forma de planejamento, de seus objetivos, da gestão, e do manejo, e de suas características ambientais, além das necessidades comunitárias

(Pippi; Trindada, 2013). Tanto a caracterização da fragmentação de paisagens naturais quanto a avaliação dos efeitos que este fenômeno exerce são pontos essenciais e preliminares para um planejamento adequado para a restauração de áreas fragmentadas (Jesus et al., 2015).

Segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2021), cerca de 84% da população brasileira vive em áreas urbanas. Essa dinâmica populacional e consequente ocupação do território tem gerado inúmeros problemas que afetam diretamente a qualidade de vida das populações que vivem nas cidades, especialmente as de baixa renda. Esses problemas são encontrados nas esferas econômica, social e ambiental, sendo que aos ambientais, somam-se as mudanças climáticas previstas pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 2013) tendendo a agravar os desequilíbrios, especialmente no meio urbano.

Nesse contexto, a degradação e/ou a fragmentação de áreas verdes existentes nas áreas urbanas e periurbanas é um fator agravante para as condições climáticas, pois a alta taxa de impermeabilização no meio urbano intensifica a formação de ilhas de calor (Lombardo, 1985), contribui em modificações na qualidade do ar (Sartor et al., 1995) e aumenta a intensidade e ocorrência de inundações e enchentes (Bezerra; Fernandes, 2000). Entre as diversas funções ambientais da vegetação no ambiente urbano e peirubano, destacam-se a melhora na qualidade do ar e do microclima local, onde os locais com áreas mais urbanizadas demonstram maiores alterações no clima local em relação a áreas mais naturais, apresentando um clima mais ameno (Nowak; Dwyer, 2007; Leal; Biondi; Batista, 2014; Lucon, Longo, 2020); a diminuição da temperatura (Monteiro, 2002; Lucon et al., 2018) e a diminuição do escoamento superficial de águas pluviais em áreas impermeabilizadas (Bolund; Hunhammar, 1999).

As áreas verdes podem ser incluídas dentro do conceito de infraestrutura verde urbana. A discussão a respeito da infraestrutura verde teve origem no final do século XIX e início do século XX, quando o arquiteto norte-americano Frederick Law Olmsted estabeleceu em Boston, EUA, um sistema interconectado de parques e corredores verdes denominado como Emerald Necklace (Colar de Esmeraldas), sendo o objetivo a estruturação de um sistema que fornecesse serviços ecossistêmicos, paisagísticos, sociais e culturais à cidade, garantindo prevenção às enchentes, purificação das águas e depuração de efluentes, áreas para recreação etc. (Benedict; McMahon, 2006; Herzog, 2016; Chica; Tavares, 2017).

Assim sendo, a infraestrutura verde surgiu baseada em dois princípios básicos: promover a interligação entre parques e outras áreas verdes, visando o benefício das

peças e a preservação da biodiversidade, e combater a fragmentação de habitats (BENEDICT; McMahon, 2006). Estudos mais atuais definem ainda infraestrutura verde como sendo as áreas de vegetação presentes nos ambientes urbanos e/ou em entorno que são responsáveis pelo fornecimento de serviços ecossistêmicos urbanos, denominados UES (Urban Ecosystem Services) (Calderón-Contreras; Quiroz-Rosas, 2017).

Desta forma, o papel do planejamento urbano é essencial para determinar quais são os serviços ecossistêmicos demandados prioritários, qual a disponibilidade atual de espaços verdes remanescentes e como e em que distribuição espacial os mesmos podem contribuir para o fornecimento de tais serviços, de forma eficaz e acessível (Holt et al., 2015). Isto porque a geração dos serviços ecossistêmicos está condicionada às complexas interações que existem entre: os processos ecológicos naturais; as atividades humanas que demandam tais serviços; e, por fim, a organização, que atua gerenciando os dois fatores supracitados, por meio do planejamento e gestão locais (Andersson et al., 2014).

Os primeiros métodos para monitoramento da vegetação, nas dimensões quantitativa e qualitativa, foram os métodos de verificação em campo, que continuam a ser aplicados até hoje. No entanto, com o advento da tecnologia, os métodos de sensoriamento remoto estão sendo cada vez mais empregados para avaliar as propriedades da vegetação (Lawley et al., 2016). Neste sentido, as técnicas de sensoriamento remoto têm se mostrado cada vez mais eficazes, isto porque não apenas auxiliam no planejamento e monitoramento da dinâmica florestal, mas também no mapeamento, identificação e quantificação das áreas degradadas e, conseqüentemente, como subsídio para projetos de restauração ecológica (Mallmann; Prado; Pereira Filho, 2015).

Diante disso, o presente estudo busca avaliar as condições de fragmentação florestal na sub-bacia do Córrego Meladeiro, em Sorocaba-SP, a partir de análise espacial e índices de qualidade de vegetação a fim de contribuir em estudos de gestão ambiental associado as mudanças climáticas locais.

Material e métodos

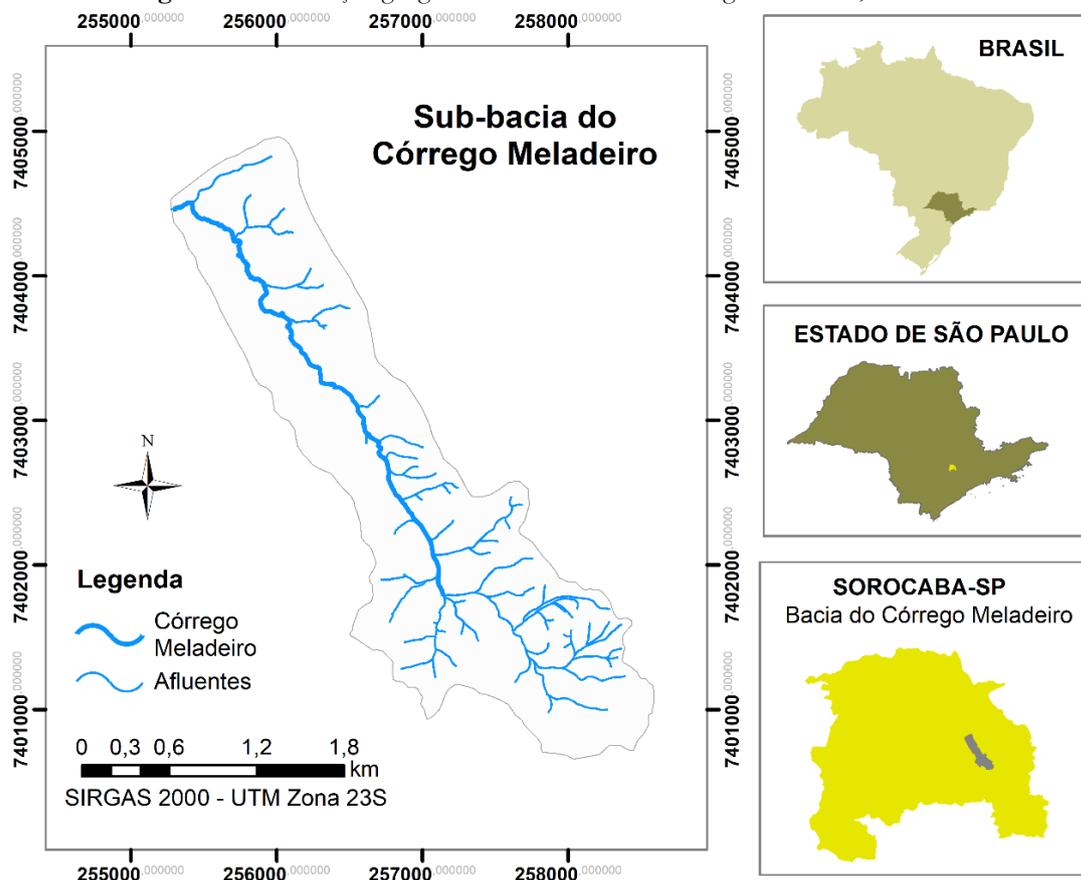
Área de Estudo

A sub-bacia do Córrego Meladeiro está localizada no município de Sorocaba, interior do Estado de SP (Figura 1). Segundo estimativa do IBGE, Sorocaba tinha, em 2020, uma população estimada de aproximadamente 687 mil habitantes e uma densidade demográfica de 1.304,18 hab/km² (IBGE, 2021). A sub-bacia do Córrego Meladeiro faz parte da sub-bacia Médio Sorocaba, que drena uma área de 1.309 km². Esta, por sua vez,

integra a UGRHI 10, cujo um dos rios principais é o Rio Sorocaba, com área de drenagem de 5.269 km² (SIGRH, 2020).

Dentro da região administrativa da UGRHI 10, Sorocaba é o município que possui a maior concentração demográfica, reflexo do povoamento mais antigo (séc. XVII) e forte desenvolvimento da indústria têxtil na região, no século XIX. Atualmente, apresenta também taxa de urbanização superior a 85% (SIGRH, 2020). Já com relação à vegetação natural, na bacia do Sorocaba predominam as Florestas Estacionais Semidecíduais que, por vezes, assumem fitofisionomias de transição entre Floresta Atlântica, Decidual e Cerrado (SIGRH, 2020).

Figura 1 – Localização geográfica da sub-bacia do Córrego Meladeiro, Sorocaba-SP



Fonte: Autores (2020).

Uso do solo

A análise do uso do solo foi realizada a partir de mapeamento elaborado com imagem do Landsat 8, de 04/04/2020 a 10/04/2020, órbita 220 e ponto 076, disponibilizadas pelo USGS (2020). O método utilizado para a elaboração do mapa de uso do solo foi o de Máxima Verossimilância (MAXVER). Para a classificação da imagem foram consideradas as seguintes classes: Área urbana, Pastagens, Florestas e Corpos Hídricos.

NDVI

No software ArcGIS foi calculado o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada, ou NDVI (Normalized Difference Vegetation Index); este índice é significativamente importante para a caracterização de vegetação a partir de imagens de satélite. Com valores normalizados entre -1 e +1, os valores de NDVI correspondem aos valores de refletância gerados a partir da razão simples entre os canais 4 (vermelho - V) e 5 (infravermelho próximo - IP), sendo calculado da seguinte forma: $NDVI = \frac{IP - V}{IP + V}$, onde quanto mais próximo de +1 o valor de NDVI, maior a probabilidade de presença de vegetação e melhor sua qualidade (Aboud Neta et al., 2018; Mallmann; Prado; Pereira Filho, 2015).

Métricas de Paisagem

As métricas de paisagem são instrumentos eficazes tanto para a avaliação de paisagens urbanas quanto naturais, entretanto, para que sejam otimizadas as análises possíveis por meio dos resultados destas métricas, em estudos espaciais devem ser priorizadas métricas que sejam, preferencialmente, independentes e que consigam quantificar coerentemente a paisagem analisada (Cabral; Santos; Augusto, 2011). Desta forma, para este estudo foram selecionadas e calculadas, para a classe florestal, as métricas a seguir:

a) Tamanho do remanescente (AREA): Consiste no tamanho individual de cada fragmento florestal. Esta é uma métrica muito importante, visto que a riqueza de espécies e a abundância de certas espécies dependem diretamente da dimensão dos fragmentos, de forma que fragmentos maiores apresentam maior diversidade (Calegari et al., 2010; Lima; Francisco; Bohrer, 2017).

b) Distância do Vizinho mais Próximo (ENN): Métrica que indica a distância euclidiana (em metros) de um remanescente florestal ao seu vizinho mais próximo. Essa métrica está relacionada a conectividade da paisagem, visto que a partir de um determinado grau de isolamento passam a ocorrer perdas em termos de fluxo biológico (Massoli; Statella; Santos, 2016; Lima; Francisco; Bohrer, 2017).

c) Índice de Circularidade (IC): Classifica o grau de proximidade do formato do remanescente com o de uma circunferência, o que indica minimização da área de borda e, portanto, dos efeitos de borda. Este índice foi calculado para cada fragmento, considerando área e perímetro, segundo equação (1), onde A= área (m²) e P = perímetro (m) (Fengler et al., 2015).

$$IC = 2 \frac{\sqrt{\pi \cdot A}}{P} \quad (\text{Equação 1})$$

Desta forma, segundo o IC, a forma dos remanescentes pôde ser classificada em: alongada ($IC < 0,65$), moderadamente alongada ($0,65 \geq IC > 0,85$) ou arredondada ($IC \geq 0,85$), como realizado por Silva et al. (2019).

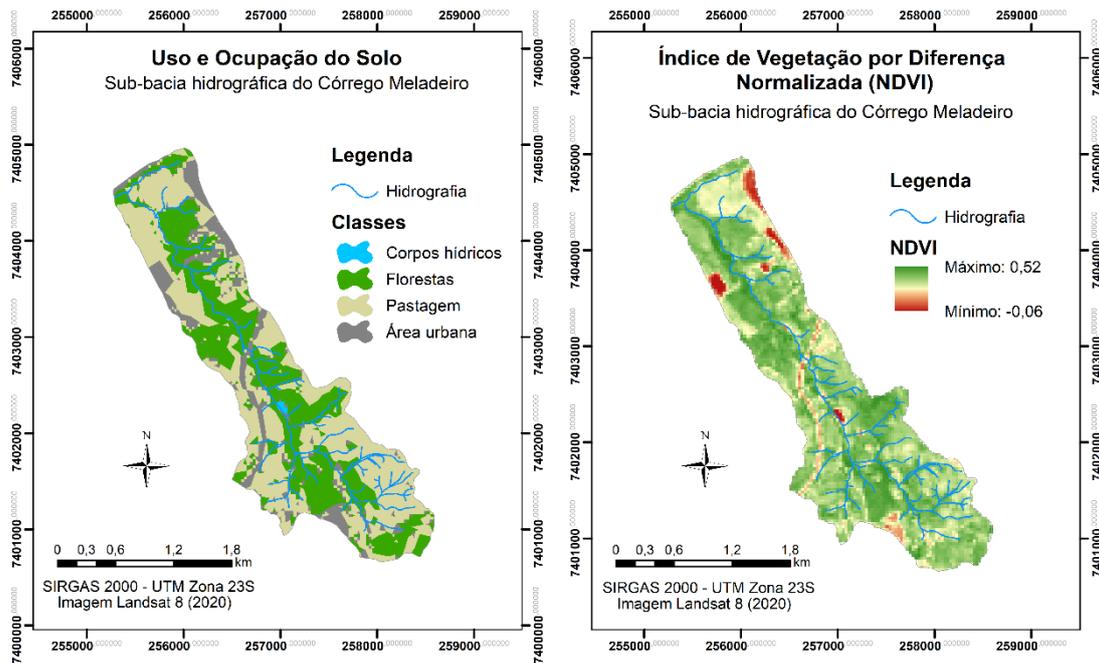
d) Área central (AC) e Índice de Área Central (CAI): Refere-se a área core de um remanescente florestal, ou seja, desconsiderando-se a faixa marginal, mais exposta às pressões externa e, logo, aos efeitos de borda (Massoli; Statella; Santos, 2016). De acordo com a literatura, a extensão da faixa de borda varia entre 20 m e 100 m (Herrmann; Rodrigues; Lima, 2005; Valente, 2005); para efeito deste estudo foram considerados três cenários distintos, considerando margens de borda de 20, 40 e 60 metros. A partir do valor de área central calculou-se o percentual de área dos remanescentes que corresponde à área central, em cada um dos cenários. Maiores índices indicam que melhor é a qualidade da paisagem; em contrapartida, menores valores apontam maior efeito de borda (Calegari et al., 2010; Lima; Francisco; Bohrer, 2017).

Resultados e discussão

Por meio da classificação da imagem de satélite e elaboração do mapa de uso do solo constatou-se que a sub-bacia do Córrego Meladeiro, em Sorocaba-SP, é predominantemente rural, onde predominam as classes: Pastagem (48,02%), Florestas (38,38%), Área Urbana (12,90%) e, por fim, Corpos Hídricos (0,26%) (Figura 2).

A estrutura da paisagem expressa pelas classes de cobertura que predominam na sub-bacia auxiliam de forma direta na discussão da fragmentação das paisagens. Segundo Longo, Silva e Ribeiro (2020) as métricas de paisagem se mostram como instrumentos eficazes para análise espacial de paisagens, especialmente quando aliadas a conceitos de planejamento de paisagem sustentável (Cabral; Santos; Augusto, 2011); visto que, a estrutura de uma paisagem contribui não apenas para definir as características espaciais da mesma como também influencia suas funções ecológicas como é o caso dos estudos realizados em fragmentos florestais.

Figura 2 – Uso e ocupação do solo e NDVI na sub-bacia do Córrego Meladeiro



Fonte: Autores (2020).

Com relação ao NDVI, os valores do índice variam de -0,06 a 0,52, ou seja, os valores foram majoritariamente acima de zero, indicando predominância de valores mais próximos a +1, que implicam em condições de superfície mais próximas à vegetação. Este resultado corrobora o mapeamento de uso do solo, pelo qual observou-se que as classes de florestas e pastagens ocupam a maior parte da sub-bacia (Tabela 1).

Tabela 1 – Dados de uso e ocupação do solo e NDVI na sub-bacia do Córrego Meladeiro

Classe de uso do solo	Área		NDVI			
	Ha	%	Mínimo	Máximo	Média	Desvio-padrão
Corpos hídricos	1,18	0,26	-0,06	0,19	0,07	0,10
Florestas	176,00	38,38	0,10	0,51	0,42	0,04
Pastagem	220,20	48,02	0,13	0,52	0,38	0,04
Área urbana	59,16	12,90	0,04	0,46	0,28	0,09
Total	458,54	100,00	-0,06	0,52	0,38	0,07

Fonte: Autores (2020).

Os menores valores obtidos de NDVI foram identificados nas classes corpos hídricos e área urbana, que representam o menor percentual de área da sub-bacia; enquanto as classes florestas e pastagem tiveram NDVI médio de 0,42 e 0,38, respectivamente. O NDVI da classe pastagem, predominante na sub-bacia do Córrego Meladeiro, variou de 0,13 a 0,53, resultado bastante semelhante àqueles obtidos por Zanzarini et al. (2013) para a

classe cultura (classe de cana-de-açúcar), onde o NDVI variou de 0,21 a 0,49, com média de 0,40 e desvio-padrão de 0,05 (Tabela 1).

Como o NDVI está associado à reflexão e/ou absorção de energia pela vegetação, este tem influência tanto do tipo espécies quanto da própria espécie, a depender de seu estágio de desenvolvimento (Mallmann; Prado; Pereira Filho, 2015). Vale lembrar que, segundo Zanzarini et al. (2013), o NDVI tem uma característica interessante, que é sua saturação e estabilização a partir de certo estágio de desenvolvimento da vegetação, ou seja, a partir de determinado nível de aumento da biomassa e do dossel.

Para a classe florestal, os resultados das métricas AREA, IC e ENN calculadas estão apresentados na Tabela 2. Constata-se pelos resultados de AREA e ENN verifica-se o predomínio de remanescentes muito pequenos, de tamanho inferior a 1 ha, contudo, que se encontram muito próximos uns aos outros (Figura 3). Como apontado também por Massoli, Statella e Santos (2016), esta é uma característica típica do processo de fragmentação florestal, que pode vir a transformar um fragmento de grande em fragmentos menores, porém, próximos entre si, visto terem origem de um mesmo remanescente.

Tabela 2 – Métricas área (AREA), índice de circularidade (IC) e distância do fragmento mais próximo (ENN) nos fragmentos florestais da sub-bacia do Córrego Meladeiro

Parâmetros Estatísticos	AREA (ha)	IC	ENN (m)
Mínimo	0,06	0,28	0,00
Máximo	65,49	0,89	180,57
Mediana	0,12	0,76	0,00
Média	2,71	0,74	21,74
Desvio-padrão	9,95	0,14	38,07

Onde IC = Índice de circularidade e ENN = Distância do vizinho mais próximo

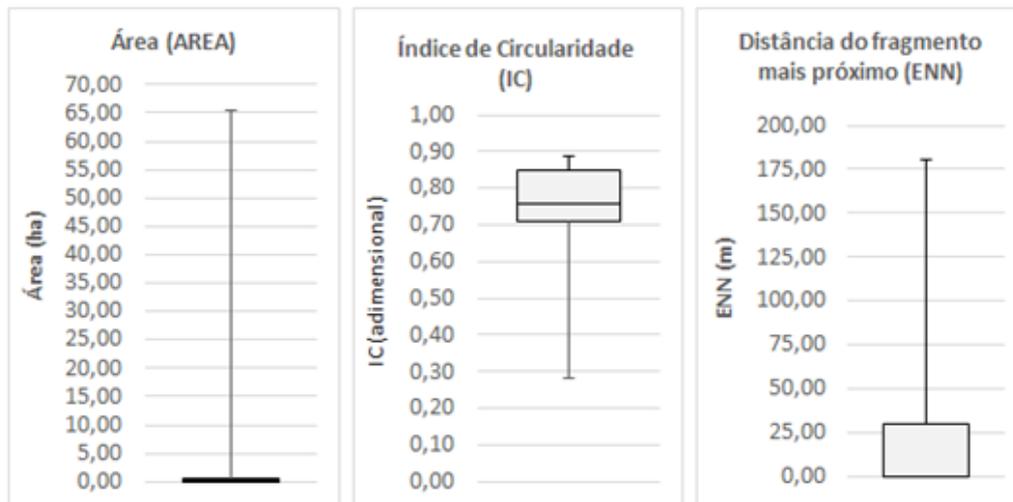
Fonte: Autores (2020).

A predominância de um alto número de remanescentes de tamanho pequeno pode demonstrar que remanescentes grandes têm sido subdivididos em um número maior de fragmentos, porém, de menor tamanho, como verificado por Massoli, Statella e Santos (2016). Indicando inclusive uma redução na área total da vegetação florestal em uma bacia hidrográfica. Estas condições, como alto número de fragmentos com tamanho pequeno, refletem o alto grau de fragmentação nestas bacias.

Demamboro, Laurentis e Bettine (2013) e Silva et al. (2019) apontaram ainda que uma das principais características dos remanescentes florestais na bacia do rio Atibaia e do Ribeirão Anhumas, respectivamente, no município de Campinas/SP que corroboram o fenômeno de fragmentação é sua distribuição espacial não homogênea. Esta falta de homogeneidade da paisagem é um dos fatores que influencia diretamente o fluxo biológico

entre as espécies que habitam a região, afetando, portanto, a qualidade do ambiente natural (Moro; Milan, 2016).

Figura 3 - Distribuição dos valores das métricas área (AREA), índice de circularidade (IC) e distância do fragmento mais próximo (ENN)



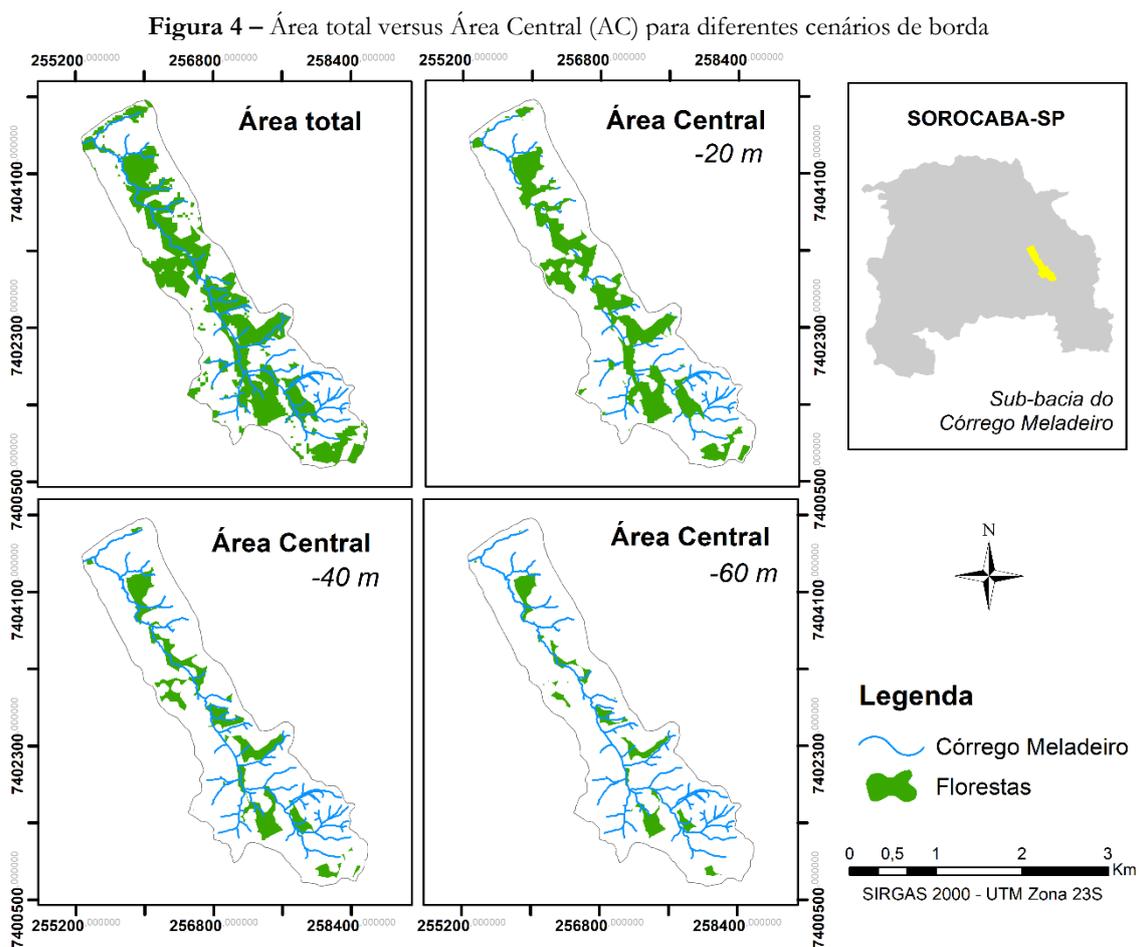
Fonte: Autores (2020).

De modo geral, pode-se dizer que a forma de um fragmento florestal pode ser avaliada por meio do índice de circularidade (IC). este correlaciona os valores de área e perímetro objetivando avaliar se a tendência da forma do fragmento sendo que os mais circulares (IC se aproxima de 1) ou tendência mais alongada conforme o valor do índice diminui e se aproxima de zero. Destacando que estes últimos se encontram mais vulneráveis ao efeito de borda e às atividades antrópicas (Oliveira et al., 2015).

Com base no índice de circularidade (IC), dos 65 fragmentos florestais mapeados, apenas 18,46% são alongados, 24,64% arredondados e 56,92% têm forma moderadamente alongada. A condição de formato alongado indica alta relação perímetro-borda, ou seja, alta proporção de bordas, de forma que existe grande interação entre o ecossistema remanescente e a matriz que o circunda. Esta condição torna os fragmentos mais vulneráveis aos efeitos de borda e às atividades antrópicas e, portanto, mais susceptíveis a novas fragmentações (Massoli; Statella; Santos, 2016; Oliveira et al., 2015).

Fragmentos irregulares indicam formas mais complexas e, portanto, ou mais recortadas, nas quais é reduzida a área central ocorrendo uma maior propensão à existência de área de borda (Massoli; Statella; Santos, 2016; Oliveira et al., 2015). Neste sentido, a estimativa da área central dos fragmentos florestais, para as três extensões de borda foi significativamente pequena, como mostra a Figura 3, sendo que: no primeiro cenário são 104,83 ha de área central (CAI = 59,56%); no segundo 62,46 ha (CAI = 35,49%); e no terceiro 30,73 ha (CAI = 17,46%) (Figura 4).

De maneira geral pode-se dizer que, o grande número de fragmentos associado a alta densidade de bordas e baixo valor médio de área total e área central indicam que grande número de fragmentos estão fortemente sujeitos ao efeito de borda, especialmente fragmentos pequenos, nos quais a área central é muito próxima a zero (Fernandes et al., 2017). Crouzeilles et al. (2014) ressaltaram que mesmo em paisagens com vegetação nativa entre 30 e 50% já é notória a influência negativa do número de fragmentos, indicando um alerta para efeitos de fragmentação potencialmente perigosos.



Fonte: Autores (2020).

Os baixos índices de área central (CAI) constatados nos três cenários analisados foram comparáveis àqueles obtidos para os fragmentos florestais das bacias hidrográficas periurbanas/rurais do Capivari-Mirim, Atibaia e Jaguari, que compõem o município de Campinas, obtidos por Silva (2020). No estudo de Silva (2020) foi considerada uma borda de 60 m e o CAI nessas bacias foi, respectivamente de 15,41%, 20,16% e 23,29% .

Esta condição de baixo CAI indica que estes fragmentos florestais se encontram fragilizadas e não em uma condição de equilíbrio ecológico, o que afeta diretamente

inúmeras espécies sensíveis que possuem requisitos ecológicos específicos, como área preservadas e ausência do efeito de borda (Massoli; Statella; Santos, 2016).

Os fenômenos de fragmentação e degradação de habitats consistem nas principais ameaças às espécies com distribuição restrita ou endêmica. Se por um lado a degradação causa redução da qualidade do habitat, resultando no desaparecimento das espécies sensíveis, já a fragmentação conduz ao isolamento das comunidades, o que também pode resultar em seu desaparecimento (Costa; Santos, 2009).

Oliveira et al. (2015) identificaram que os remanescentes florestais mais sensíveis consistem naqueles que apresentam uma área inferior a 99 ha, sendo aqueles que sofrem pressão constante das atividades antrópicas provenientes do seu entorno, reduzindo a sua área vegetada, tornando-os ainda mais isolados. Cabe destacar que as pressões antrópicas podem ser oriundas de várias fontes.

Jesus et al. (2015) destacaram as pressões sob a paisagem provenientes da agricultura, da pecuária e da introdução de pastagem, como também provenientes da considerável diminuição de matas ciliares e pressão antrópica sobre áreas de nascentes, sendo estas resultado de conflitos de uso do solo.

Conclusão

A partir dos resultados obtidos no presente estudo foi possível concluir que:

- A sub-bacia do Córrego Meladeiro é uma região predominante rural, com maior parte da área ocupada por pastagens e florestas. Apesar disto, as florestas remanescentes encontram-se sob pressão antrópica e em um processo de fragmentação, o que conduz a presença de muitos fragmentos dispersos pela paisagem. Atualmente, a maioria destes fragmentos são muito pequenos e com formato moderadamente alongado, aumentando a fragilidade destas áreas e favorecendo o efeito de borda e as demais condições de degradação associadas. O baixo índice de área central (CAI) demonstra ainda que muitas espécies sensíveis podem estar ameaçadas, assim como podem estar havendo significativas perdas de fluxo gênico.
- Para melhor compreender a evolução temporal da fragmentação florestal na sub-bacia do Córrego Meladeiro sugere-se que mais estudos sejam realizados na área, especialmente voltados a replicar esta mesma análise para outros cenários temporais, visto que o presente estudo reportou apenas a situação atual, baseada nas imagens de 2020.

- Do ponto de vista da gestão ambiental, pela análise realizada com as ferramentas adotadas pode-se observar que é evidente a necessidade de ações para manejo destas áreas florestais remanescentes, a fim de elaborar e executar planos de gestão que garantam sua integração e estruturação como infraestrutura verde do município, potencializando os serviços ecossistêmicos associados a estas áreas.

Referências

- ABOUD NETA, S. R. A. et al. Aplicação de um Modelo de NDVI para Detecção Multitemporal de Mudanças no Uso e Cobertura do Solo. **Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ**, Rio de Janeiro, v. 41, n. 3, p. 592-604, 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.11137/2018_3_592_604>. Acesso em: 15 maio 2018.
- ANDERSSON, E. et al. Reconnecting Cities to the Biosphere: Stewardship of Green Infrastructure and Urban Ecosystem Services. **AMBIO**, v. 43, n. 4, p. 445-453, 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s13280-014-0506-y>>. Acesso em 10 abr. 2021.
- BENEDICT, M. A.; McMAHON, E. T. **Green Infrastructure: Smart Conservation for the 21st Century**. Washington, DC: Sprawl Watch Clearinghouse Monograph, 2006. 36 p.
- BEZERRA, M. C. L.; FERNANDES, M. A. (Coord.). **Cidades sustentáveis: subsídios a elaboração da Agenda 21 brasileira**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis; Consórcio Parceria 21 IBAM-ISER-REDEH, 2000. 155 p.
- BOLUND, P.; HUNHAMMAR, S. Ecosystem services in urban areas. **Ecological Economics**, v. 29, p. 293-301, 1999. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00013-0](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00013-0)>. Acesso em 10 abr. 2021.
- CABRAL, P.; SANTOS, J. A.; AUGUSTO, G. Monitoring Urban Sprawl and the National Ecological Reserve in Sintra-Cascais, Portugal: Multiple OLS Linear Regression Model Evaluation. **Journal of Urban Planning and Development**, v. 137, p. 346-353, set. 2011. Disponível em: <[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)UP.1943-5444.0000059](https://doi.org/10.1061/(ASCE)UP.1943-5444.0000059)>. Acesso em 10 abr. 2021.
- CALDERÓN-CONTRERAS, R.; QUIROZ-ROSAS, L. E. Analysing scale, quality and diversity of green infrastructure and the provision of Urban Ecosystem Services: A case from Mexico City. **Ecosystem Services**, v. 23, p. 127–137, fev. 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.12.004>>. Acesso em 10 abr. 2021.
- CALEGARI, L. Et al. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 5, p. 871-880, out. 2010. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0100-67622010000500012>>. Acesso em 10 abr. 2021.
- CHICA, C. P.; TAVARES, J. C. Sustentabilidade Urbana e Infraestrutura Verde: Diálogo entre Conceitos e Práticas. **InSitu – Revista Científica do Programa de Mestrado Profissional em Projeto, Produção e Gestão do Espaço Urbano**, São Paulo, v. 3, p. 165-180, jun. 2017.

COSTA, D. P.; SANTOS, N. D. Conservação de hepáticas na Mata Atlântica do sudeste do Brasil: uma análise regional no Estado do Rio de Janeiro. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 23, n. 4, dez. 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0102-33062009000400001>>. Acesso em 10 abr. 2021.

CROUZEILLES, R. et al. The effects of the number, size and isolation of patches along a gradient of native vegetation cover: how can we increment habitat availability? **Landscape Ecology**, v. 29, p. 479-489, 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10980-013-9978-6>>. Acesso em 10 abr. 2021.

DEMANBORO, A. C.; LAURENTIS, G. L.; BETTINE, S. C. Cenários ambientais na bacia do rio Atibaia. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio Claro, v. 18, n. 1, p. 27-37, jan./mar. 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S1413-41522013000100004>>. Acesso em 10 abr. 2021.

FENGLER, F. H. et al. Environmental quality of forest fragments in Jundiá-Mirim river basin between 1972 and 2013. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 19, n. 4, p. 402-408, abr. 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v19n4p402-408>>. Acesso em 10 abr. 2021.

FERNANDES, M. et al. Ecologia da Paisagem de uma Bacia Hidrográfica dos Tabuleiros Costeiros do Brasil. **Floresta e Ambiente**, Viçosa, v. 24, e00025015, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/2179-8087.025015>>. Acesso em 10 abr. 2021.

HERRMANN, B. C.; RODRIGUES, E.; LIMA, A. A paisagem como condicionadora de bordas de fragmentos florestais. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 35, n. 1, p. 13–22, 2005. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.5380/rf.v35i1.2427>>. Acesso em 10 abr. 2021.

HERZOG, C. P. A multifunctional green infrastructure design to protect and improve native biodiversity in Rio de Janeiro. **Landscape Ecology Engineering Journal**, Tempe, n. 12, p. 141-150, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11355-013-0233-8>>. Acesso em 10 abr. 2021.

HOLT, A. R. et al. Understanding spatial patterns in the production of multiple urban ecosystem services. **Ecosystem Services**, v. 16, p. 33-46, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.08.007>>. Acesso em 10 abr. 2021.

IBGE, INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. - IBGE. **Censo Demográfico do Brasil Cidades@**. Rio de Janeiro, IBGE, 2000-2010. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/sorocaba/panorama>>. Acesso em: 05 jan. 2021.

IPCC. International Panel on Climate Change. **Climate Change 2013: The Physical Science Basis**. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Genebra, outubro de 2013.

JESUS, E. N. et al. Estrutura dos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica do Rio Poxim-SE, como subsídio à restauração ecológica. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 39, n. 3, p. 467-474, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/0100-67622015000300007>>. Acesso em: 05 jan. 2021.

LAWLEY, V. et al. Site-based and remote sensing methods for monitoring indicators of vegetation condition: An Australian review. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 1273-1283,

2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.03.021>>. Acesso em: 05 jan. 2021.

LEAL, L.; BIONDI, D.; BATISTA, A. C. Influência das florestas urbanas na variação termo-higrométrica da área intraurbana de Curitiba – PR. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 4, p.807-820, dez. 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/1980-509820142404002>>. Acesso em: 15 maio 2018.

LIMA, B. C.; FRANCISCO, C. N.; BOHRER, C. B. DE A. Deslizamentos e fragmentação florestal na região serrana do Estado do Rio de Janeiro. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 27, n. 4, p. 1283–1295, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.5902/1980509830321>>. Acesso em: 15 maio 2018.

LOMBARDO, M. A. **Ilha de calor nas metrópoles**. São Paulo: Hucitec, 1985.

LONGO, R. M.; SILVA, A. L., RIBEIRO A. I. Planejamento ambiental urbano e a fragmentação de ecossistemas naturais. FERREIRA, M. L (orgs). In: **Ferramentas ambientais aplicadas ao planejamento de cidades sustentáveis: da geoconservação às adaptações às mudanças climáticas**. 1 ed. Tupã: ANAP, 2020.

LUCON F. P.; LONGO, R. M. Alterações na temperatura da superfície do solo em função de diferentes formas de cobertura superficial do solo. **Rev. Gest. Sust. Ambient.**, Florianópolis, v. 8, n. 4, p. 523-538, out/dez. 2019.

MALLMANN, C.; PRADO, D. A.; PEREIRA FILHO, W. Índice de vegetação por diferença normalizada para caracterização da dinâmica florestal no parque estadual Quarta Colônia, estado do Rio Grande do Sul – Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v. 8, n. 5, p. 1454-1469, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.26848/rbgf.v8.5.p1454-1469>>. Acesso em: 15 maio 2018.

MASSOLI, J. V.; STATELLA, T.; SANTOS, V. S. Estimativa da fragmentação florestal na microbacia Sepotubinha, Nova Marilândia - MT, entre os anos de 1990 a 2014. **Caminhos de Geografia**, v. 17, n. 60, p. 48–60, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.14393/RCG176004>>. Acesso em: 15 maio 2018.

MONTEIRO, A. **Importância dos espaços verdes para a promoção do Conforto Bioclimático e da Qualidade do Ar na cidade do Porto**. 2002. Disponível em: <<https://repositorio-aberto.up.pt/bitstream/10216/21313/2/importanciadosespacos000088232.pdf>>. Acesso em: 04 nov. 2019.

MORO, R. S.; MILAN, E. Natural Forest Fragmentation Evaluation in the Campos Gerais Region, Southern Brazil. **Environment and Ecology Research**, v. 4, n. 2, p. 74–78, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.13189/eer.2016.040204>>. Acesso em: 15 maio 2018.

NASCIMENTO, M. C. et al. Mapeamento dos fragmentos de vegetação florestal nativa da Bacia hidrográfica do rio Alegre, Espírito Santo, a partir de imagens do Satélite IKONOS II. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 30, n. 3, p. 389-398, 2006. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0100-67622006000300009>>. Acesso em: 15 maio 2018.

NOWAK, D. J.; DWYER, J. F. Understanding the benefits and costs of urban forest ecosystems. In: KUSER, J. E. **Urban and community forestry in the Northeast**.

Dordrecht: Springer Netherlands, 2007. p. 25-46. Disponível em:
<https://doi.org/10.1007/978-1-4020-4289-8_2>. Acesso em: 15 maio 2018.

OLIVEIRA, A. P. G. et al. Uso de geotecnologias para o estabelecimento de áreas para corredores de biodiversidade. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 39, n. 4, p. 595-602, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/0100-67622015000400001>>. Acesso em: 15 maio 2018.

PIPPI, L. G. A.; TRINDADA, L. C. O Papel da Vegetação Arbórea e das Florestas nas Áreas Urbanas. **Paisagem e Ambiente: Ensaios**, São Paulo, n. 31, p. 81-96, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.11606/issn.2359-5361.v0i31p81-96>>. Acesso em: 15 maio 2018.

SARTOR, F. et al. Temperature, ambient ozone levels and mortality during summer, 1994, in Belgium. **Environ Res.** n. 70, p. 105-113, 1995. Disponível em:
<<https://doi.org/10.1006/enrs.1995.1054>>. Acesso em: 15 maio 2018.

SGRHI. SISTEMA INTEGRADO DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Capítulo I: Conteúdo, Tratamento e Apresentação dos Dados**. Disponível em:
<<http://www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents/6525/relsmstseg.pdf>> Acesso em 24 jun. 2020.

SILVA, A. L. **Análise da qualidade ambiental de remanescentes florestais por meio de métricas de paisagem: um estudo no município de Campinas/SP**. 2020. 162 f. Dissertação (Mestrado em Sistemas de Infraestrutura Urbana) – Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Infraestrutura Urbana, Pontifícia Universidade Católica de Campinas, Campinas, 2020.

SILVA, A. L. et al. Classificação de fragmentos florestais urbanos com base em métricas da paisagem. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 29, n. 3, p. 1254-1269, 2019. Disponível em:
<<https://doi.org/10.5902/1980509830201>>. Acesso em 10 jun. 2020.

USGS. UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY. **Earth Explorer**. Disponível em:
<<https://earthexplorer.usgs.gov>>. Acesso em 10 jun. 2020.

VALENTE, R. O. A. **Definição de áreas prioritárias para conservação e preservação florestal por meio da abordagem multicriterial em ambiente SIG**. 2005. 121 f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

ZANZARINI, F. V. et al. Correlação espacial do índice de vegetação (NDVI) de imagem Landsat/ETM+ com atributos do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 17, n. 6, p. 608-614, 2013. Disponível em:
<<https://doi.org/10.1590/S1415-43662013000600006>>. Acesso em 10 jun. 2020.

Como citar:

ABNT

| Alessandra Leite da Silva [et al.] |

SILVA, A. L. da. [et al.]. Gestão ambiental em bacias hidrográficas: avaliação da fragmentação florestal na sub-bacia do Córrego Meladeiro, Sorocaba-SP, utilizando análise da paisagem. **InterEspaço: Revista de Geografia e Interdisciplinaridade**, v. 10, n. 01, e16911, 2024. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.18764/2446-6549.e16911>>. Acesso em: 24 mar. 2025.

APA

Silva, A. L. da. [et al.]. Gestão ambiental em bacias hidrográficas: avaliação da fragmentação florestal na sub-bacia do Córrego Meladeiro, Sorocaba-SP, utilizando análise da paisagem. *InterEspaço: Revista de Geografia e Interdisciplinaridade*, v. 10, n. 01, e16911, 2024. Recuperado em 24 março, 2025, de <http://dx.doi.org/10.18764/2446-6549.e16911>



This is an open access article under the CC BY Creative Commons 4.0 license.
Copyright © 2025, Universidade Federal do Maranhão.

