

Conectividade estrutural da vegetação nativa para o planejamento da conservação florestal

Structural connectivity of native vegetation for forest conservation planning

Conectividad estructural de la vegetación nativa para la planificación de la conservación forestal

Recebido: 28/02/2022 | Revisado: 10/03/2022 | Aceito: 14/03/2022 | Publicado: 21/03/2022

Diego Ruiz Soares

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0435-8785>
Universidade Federal de São Carlos, Brasil
E-mail: diego.soares@alumni.usp.br

Maria Helena Cury Nahssen

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8886-3569>
Universidade Federal de São Carlos, Brasil
E-mail: marianahssen@gmail.com

Fabiana da Silva Soares

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9617-9177>
Universidade Federal de São Carlos, Brasil
E-mail: fabianasoares@estudante.ufscar.br

Milton Vinícius Morales

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9270-0682>
Universidade Federal de São Carlos, Brasil
E-mail: milton.morales@estudante.ufscar.br

Mariana Beraldi Rigonato

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2905-717X>
Universidade Federal de São Carlos, Brasil
E-mail: maryberaldi@hotmail.com

Aline Delfino Germano

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0728-1517>
Universidade Federal de São Carlos, Brasil
E-mail: adgermano@estudante.ufscar.br

Roberta Averka Valente

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

Resumo

Uma das principais consequências das atividades antrópicas é a redução de áreas florestais e sua fragmentação, interferindo no fluxo gênico entre populações, prejudicando a conservação da biodiversidade e a provisão de funções ecossistêmicas. O objetivo deste estudo é compreender a dinâmica da cobertura vegetal de uma paisagem com remanescentes de Mata Atlântica, a partir da avaliação de sua estrutura florestal. Foram produzidos mapas de uso e cobertura do solo, métricas de paisagem e as Áreas de Preservação Permanente (APPs). A paisagem estudada é altamente fragmentada, com remanescentes alongados, expondo-os a influências dos usos vizinhos, predominantemente agropecuários. Muitas APPs são desprovidas de vegetação nativa, comprometendo a qualidade hídrica e a biodiversidade, além de descumprir a legislação. É fundamental um planejamento ambiental que priorize a conservação dos remanescentes florestais e o cumprimento da legislação vigente, objetivando o aumento da conectividade florestal e da proteção dos recursos hídricos perante uma matriz predominantemente agrícola.

Palavras-chave: Fragmentação florestal; Áreas de preservação permanente; Conflitos de uso e ocupação do solo; Conservação da biodiversidade; Serviços ecossistêmicos hídricos.

Abstract

One of the main consequences of anthropogenic activities is the reduction of forest areas and their fragmentation, interfering with gene flow between populations, harming biodiversity conservation and the provision of ecosystem functions. In a landscape composed of remains of Atlantic Forest, this article aims to comprehend its natural vegetation dynamic, supported by the evaluation of its forest structure. Maps of land use and land cover, landscape metrics, and Areas of Permanent Preservation (APPs) were produced. The landscape studied is several fragmented, having forest patches elongates, exposing them to influences from their neighborhood, predominantly agricultural. Several protected areas do not have native vegetation, compromising the water quality and biodiversity, in addition to not follow the legislation. An environmental planning that prioritizes the forest conservation and the compliance with

the current legislation is fundamental, aiming to increase forest connectivity and the protection of water resources in front of a predominantly agricultural matrix.

Keywords: Forest fragmentation; Permanent preservation areas; Land use and land cover conflicts; Biodiversity conservation; Water ecosystem services.

Resumen

Una de las principales consecuencias de las actividades humanas es la reducción de las áreas forestales y su fragmentación, interfiriendo en el flujo de genes entre poblaciones, perjudicando la conservación de la biodiversidad y la provisión de funciones ecosistémicas. El objetivo de este estudio es comprender la dinámica de la cobertura vegetal de un paisaje con remanentes de Mata Atlántica, a partir de la evaluación de su estructura forestal. Se produjeron mapas de uso y cobertura del suelo, métricas de paisaje y Áreas de Preservación Permanente (APPs). El paisaje estudiado se encuentra muy fragmentado, con remanentes alargados, exponiéndolos a influencias de usos vecinos, predominantemente agrícolas. Muchas APPs están desprovistas de vegetación nativa, comprometiendo la calidad del agua y la biodiversidad, además de incumplir la legislación. Es fundamental una planificación ambiental que priorice la conservación de los remanentes forestales y el cumplimiento de la legislación vigente, con el objetivo de incrementar la conectividad forestal y proteger los recursos hídricos en una matriz predominantemente agrícola.

Palabras clave: Fragmentación forestal; Áreas de preservación permanente; Conflictos de uso y ocupación del suelo; Conservación de la biodiversidad; Servicios ecosistémicos relacionados con el agua.

1. Introdução

As modificações no uso e cobertura do solo têm comprometido a conservação da biodiversidade e a produção de serviços ecossistêmicos em proporções globais (Costanza et al., 2014). A expansão das atividades socioeconômicas e a ampliação das áreas urbanas têm sido responsáveis pela modificação e destruição dos habitats naturais com consequente fragmentação das paisagens (Haddad et al., 2015).

A transformação das áreas contínuas de vegetação nativa em fragmentos, em geral pequenos e isolados uns dos outros, podem ter diversas consequências, como a redução do potencial de dispersão e, assim, do fluxo gênico entre as populações (Santos et al., 2013; Tannier et al., 2016), a intensificação do efeito de borda, que acarreta em alterações das condições de umidade, temperatura e radiação solar (Campos et al., 2018; Pirovani et al., 2014), o empobrecimento dos teores de nutrientes disponíveis no solo e a acentuação de processos erosivos nas áreas marginais de cursos d'água.

Estes efeitos abióticos, em geral, afetam os efeitos bióticos, como mudança na composição florística da comunidade, aumento da mortalidade de algumas espécies e a interferência no processo de regeneração florestal (Banks-Leite et al., 2014; Campos et al., 2018; Silva et al., 2019). As consequências da fragmentação podem ser exacerbadas ou amenizadas por diversos fatores relacionados à paisagem, como o grau de isolamento, o tamanho e a forma do fragmento, além do tipo de matriz que o circunda (Rambaldi & Oliveira, 2003).

A fim de assegurar a conservação florestal e aumentar a conectividade dos remanescentes, o Brasil possui instrumentos legais que instituem que áreas em propriedades rurais devem ser destinadas à conservação, preservação ou à recomposição da vegetação nativa (Brasil, 2012), como a Reserva Legal e as Áreas de Preservação Permanente (APPs).

As APPs que margeiam os cursos d'água têm como objetivo principal a proteção dos recursos hídricos, possuindo grande potencial de criação de redes de corredores ecológicos ripários, contribuindo para a conectividade da paisagem e facilitando os fluxos biológicos e a manutenção da diversidade da fauna e flora (Cullen et al. 2005; Hawes et al. 2008; Keuroghlian & Eaton, 2008; Maltchik et al. 2008; Michalski et al. 2010).

A compreensão dos efeitos da fragmentação e das modificações que a paisagem sofreu ao longo do tempo é fundamental para o embasamento de políticas públicas, a fim de se realizar um planejamento ambiental voltado ao aumento da conectividade da paisagem e, assim, à conservação da biodiversidade (Oliveira-Junior et al., 2020; Ribeiro et al., 2020).

As métricas de paisagem têm sido apontadas como indicadores de fundamental importância para a determinação do grau de fragilidade ambiental dos remanescentes florestais frente aos efeitos de borda (Longo et al., 2019; Müller & Oliveira,

2020; Silva et al. 2019) e seu cálculo é especialmente importante em áreas com intensa pressão antrópica (Dantas et al., 2017) como a Mata Atlântica, bioma altamente impactado pelas atividades antrópicas e em constante processo de fragmentação florestal (Taubert et al., 2018), com somente 28% de remanescentes de sua cobertura original (Rezende et al., 2018).

Diante deste contexto, o objetivo principal deste trabalho é compreender a dinâmica da cobertura vegetal de uma paisagem com remanescentes de Mata Atlântica, a partir da avaliação de sua estrutura florestal.

2. Metodologia

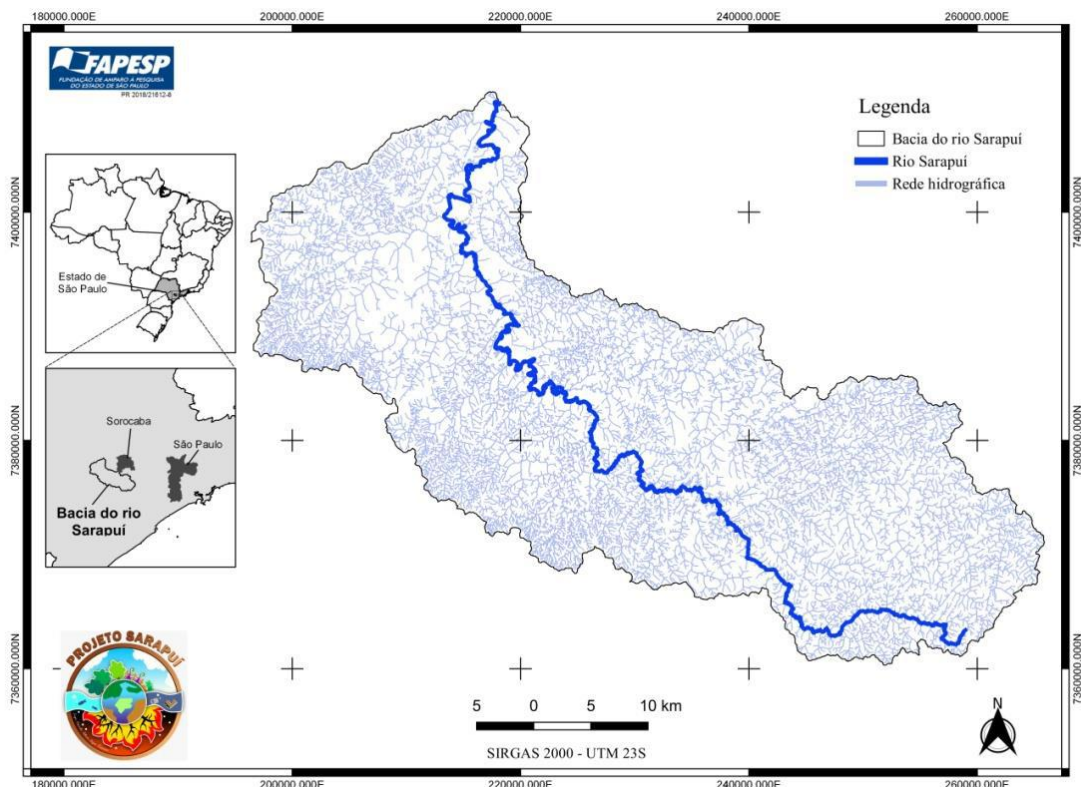
2.1. Área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Sarapuí possui área total de 154.974 ha, compreendendo parte dos municípios de Piedade, Pilar do Sul, Salto de Pirapora, Votorantim, Alambari, Araçoiaba da Serra, Capela do Alto, Itapetininga, Tatuí e Sarapuí, no sudeste do Estado de São Paulo (Figura 1).

Com uma extensão aproximada de 159,7 km, o rio Sarapuí é um afluente do rio Tietê, abastecendo quatro cidades e fornecendo água para fins domésticos, agrícolas e outros. O clima na região é do tipo temperado úmido, segundo classificação de Köppen-Geiger (Peel et al., 2007), com precipitação anual entre 1354,7 mm e 1807,7 mm.

Sua bacia foi originalmente coberta por Mata Atlântica, na qual a Floresta Ombrófila Densa é a fitofisionomia predominante (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística [IBGE], 2012). Os fragmentos florestais nativos remanescentes estão dentro de uma matriz complexa composta por agricultura, pastagem, floresta plantada (*Eucalyptus* spp. e *Pinus* spp.) e áreas urbanas. A agricultura é a principal atividade econômica, especialmente para a produção de grãos, frutas e vegetais (Silva et al., 2017).

Figura 1: Localização da bacia do rio Sarapuí, SP, Brasil.

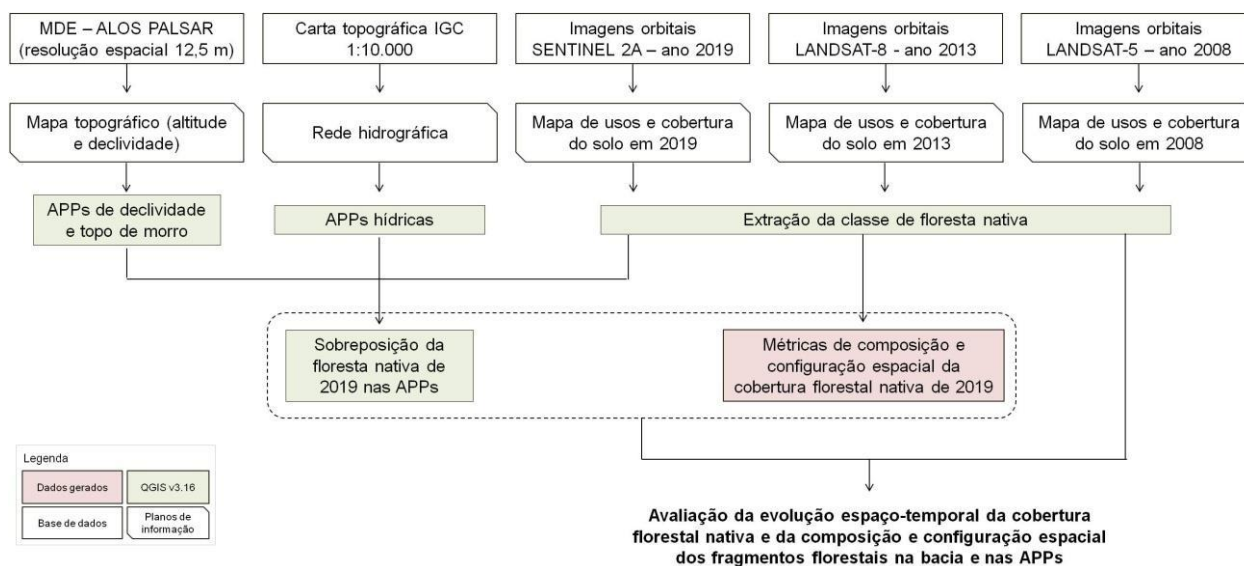


Fonte: Autores.

2.2. Modelo conceitual do estudo

O desenvolvimento deste estudo seguiu as etapas metodológicas indicadas no modelo da Figura 2, tendo como base a produção dos mapas de usos e cobertura do solo na bacia, em diferentes anos, para avaliação de sua estrutura florestal.

Figura 2: Modelo conceitual para diagnóstico da estrutura florestal da bacia do rio Sarapuí, SP, Brasil.



Fonte: Autores.

2.3. Caracterização da área de estudo

2.3.1 Mapeamento do uso e cobertura do solo

Para o mapeamento do uso e cobertura do solo do ano de 2019 foram utilizadas imagens orbitais obtidas pelo sensor MSI (Multispectral Imager) do satélite Sentinel-2A, com resolução espacial de 10 m. Para elaboração dos mapas de usos de 2008 e 2013, foram utilizadas imagens orbitais obtidas dos sensores TM (Thematic Mapper), do satélite Landsat-5, e do sensor OLI (Operational Land Imager), do satélite Landsat-8, respectivamente, com resoluções espaciais de 30 m. Nos três mapas elaborados, as classes de uso adotadas foram: floresta nativa, reflorestamento, agriculturas, agricultura perene, estradas, água, mineração, pastagem e urbano.

As avaliações dos mapas temáticos foram realizadas a partir de uma malha amostral de 456 pontos aleatorizados proporcionalmente às áreas de cada classe de uso na bacia, com verificações em campo e por meio de imagens orbitais com resolução superior às adotadas. Por meio de matrizes de confusão e do índice Kappa, sugerido por Cohen (1960) e Congalton (1991), foram determinadas as acurácias dos três mapas. Foram determinadas as diferenças entre a cobertura (em termos de área) de cada classe de uso para o período considerado, tanto na bacia como um todo quanto para as APPs especificamente.

2.3.2 Delimitações das Áreas de Preservação Permanente

Foram delimitadas as APPs de declividade, de topo de morro e hídricas de acordo com as exigências estabelecidas pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN) - Lei 13.651/2012 (Brasil, 2012).

As APPs de declividade e de topo de morro foram definidas a partir do Modelo Digital de Elevação (MDE) ALOS (Advanced Land Observing Satellite), sensor PALSAR, cuja resolução espacial é de 12,5 m, por meio da aplicação da metodologia de Oliveira e Fernandes Filho (2013) e de Silva et al. (2017) para as áreas de topo de morro.

As APPs hídricas (referentes às nascentes e aos cursos d'água) foram delimitadas pela geração de buffers a partir da

rede hidrográfica da bacia, de acordo com as distâncias determinadas na LPVN.

2.3.3 Quantificação da estrutura florestal

Extraíu-se a classe de floresta nativa dos mapas de uso e cobertura e, com o intuito de reduzir o efeito do grande número de pequenas manchas florestais presentes na bacia em algumas métricas e suas respectivas estatísticas descritivas, foi criado um cenário de exclusão dos fragmentos menores que 1 ha para análise. Posteriormente, para compreender melhor a variação do comportamento dos fragmentos em função de suas áreas, as manchas maiores que 1 ha foram reclassificadas em: 1 ha < fragmentos < 50 ha; 50 ha < fragmentos < 100 ha, e; fragmentos > 100 ha.

Foram produzidas as seguintes métricas e índices (além de valores médio, desvio-padrão, coeficiente de variação, mínimo, mediano e máximo) aos níveis de mancha e classe, conforme Forman (1995) e Lang e Blaschke (2009):

- i) Métricas de área: área de cada mancha e da classe de cobertura florestal;
- ii) Métricas de forma: índice de forma (shape);
- iii) Métrica de isolamento: distância ao vizinho mais próximo.

As métricas foram analisadas de maneira conjunta, de modo a melhor expressar os seus significados ecológicos no contexto espacial e ambiental da bacia em estudo.

3. Resultados e Discussão

3.1 Dinâmica da paisagem

Os mapas de 2008, 2013 e 2019 (Figuras 3A, 3B e 3C, respectivamente) apresentaram acurácias globais de 82,67%, 91,09% e 85,30%, respectivamente, e índices Kappa de 78,61%, 88,97% e 81,94%, respectivamente. Segundo classificação de Landis e Koch (1977), valores entre 0,71 e 0,80 possuem qualidade de classificação considerada muito boa e acima de 0,80, considerada quase perfeita.

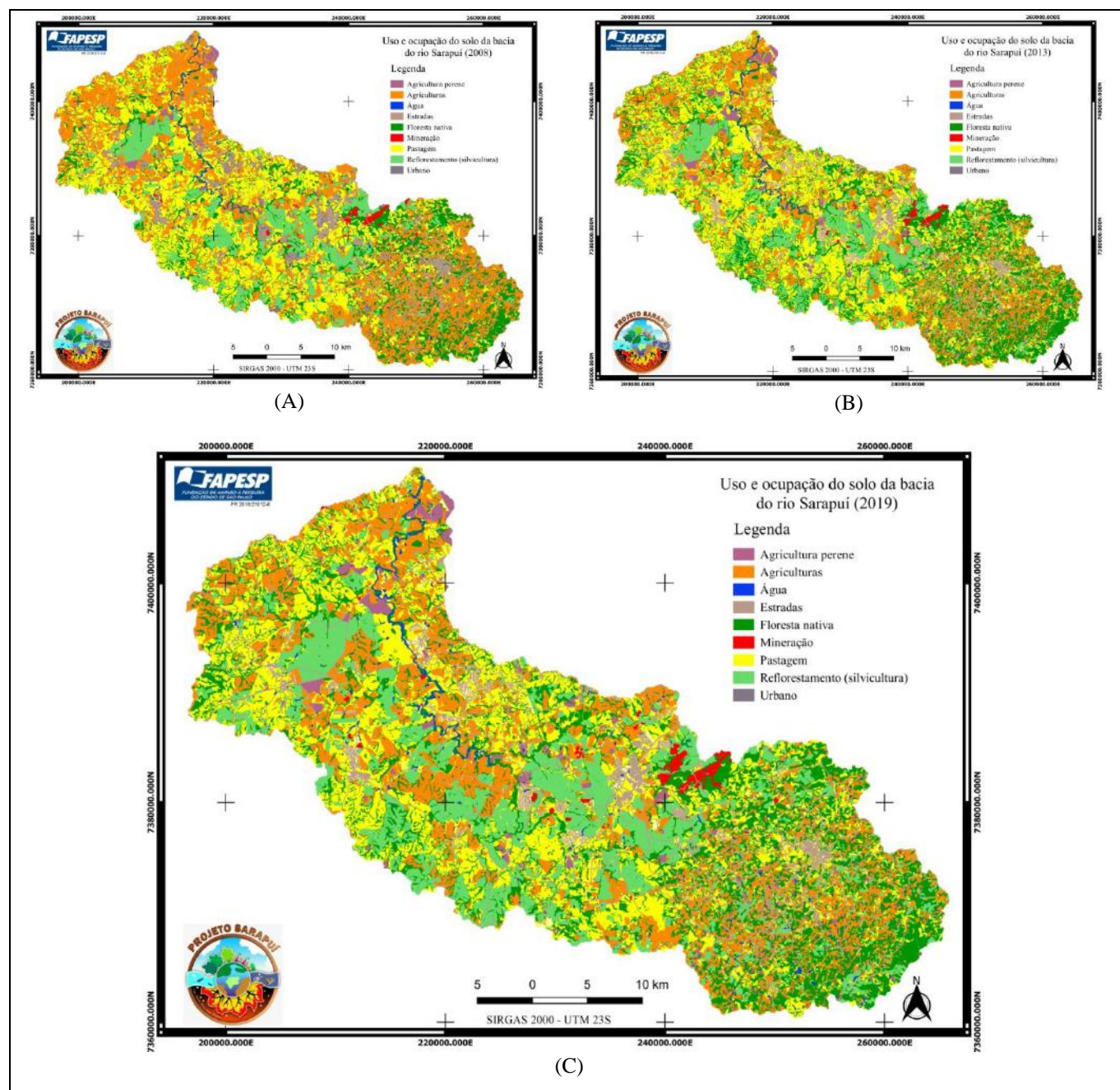
Em relação à vegetação nativa, houve aumento entre os anos avaliados (Tabela 1), o que vai ao encontro do Inventário Florestal divulgado pela Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente (SIMA) que aponta aumento de 5% na cobertura de áreas de vegetação nativa no estado de São Paulo (Fundação SOS Mata Atlântica, 2021). Entender os fatores que interferem no aumento da área coberta por floresta nativa é fundamental.

Tabela 1: Área total (ha) dos diferentes tipos de uso de solo da bacia do rio Sarapuí (SP, Brasil) no período estudado.

Classe	Ano		
	2008	2013	2019
Pastagem	47915	54370	48088
Floresta nativa	39757	41718	41997
Reflorestamento	13988	20336	20947
Agriculturas	44774	27782	32897
Mineração	612,8	611,8	802,1
Urbano	5615	6054,3	6278,8
Agricultura perene	1018,9	2605,8	2463,1
Água	329,2	532,3	537,5
Estrada	830,7	830,7	830,7
Rio	134,5	134,5	134,5
TOTAL	154975	154975	154975

Fonte: Autores.

Figura 3: Mapas de uso e cobertura do solo na bacia do rio Sarapuí (SP, Brasil) para os anos de 2008(A), 2013(B) e 2019(C).



Fonte: Autores.

Apesar dos números animadores obtidos, esta não é a realidade de todo Domínio Mata Atlântica que, entre os anos de 2019 e 2020, perdeu mais de 13.053 ha, 1322 ha a menos do que o ano anterior (Fundação SOS Mata Atlântica, 2021). Outros estudos em escala estadual também demonstraram incremento da vegetação nativa ao longo dos anos (Farinaci & Batistella, 2012; Instituto Florestal, 2020; Victor et al., 2005). Em escala regional, como o presente trabalho, também houve estudos que encontraram aumento da cobertura florestal, especialmente de florestas secundárias (Molin et al., 2017; Silva et al., 2008). Contudo, as regiões estudadas apresentavam baixa aptidão agrícola e outros fatores abióticos desfavoráveis à atividades agropecuárias, como a alta declividade.

Segundo Calaboni et al. (2018), a redução da conversão de áreas de floresta nativa para o uso agropecuário no estado de São Paulo desde a década de 1990, pode estar relacionada à modernização agrícola, a políticas de proteção ambiental e à

disseminação de ideias conservacionistas, como a exigência de certificação ambiental para importação de produtos. Os autores também observaram que, historicamente, o aumento de cobertura florestal foi maior em municípios com maiores porcentagens de floresta nativa, maior declividade, maior número de trabalhadores permanentes nas propriedades e com intenso uso de fertilizantes e, por outro lado, houve maior redução de floresta em municípios com solos mais úmidos e maior uso agropecuário.

Considerando que não há Unidades de Conservação dentro da bacia hidrográfica alvo do estudo, as áreas de floresta presentes são, em sua totalidade, representadas por remanescentes e fragmentos florestais situados em paisagens fragmentadas e em uma matriz pouco permeável. Em paisagens intensamente perturbadas, estas áreas representam os únicos habitats florestais, tendo grande importância para a conservação da biodiversidade e manutenção dos serviços ecossistêmicos (Beca et al., 2017; Liboni, 2018).

Contudo, estas florestas estão constantemente sujeitas a pressões antrópicas por fatores de degradação, como entrada de gado, fogo, exploração madeireira, e o futuro das mesmas depende, principalmente, do cumprimento da legislação que exige proteção ou recomposição da vegetação situada em Área de Preservação Permanente (APP) em margens de rios, nascentes, topos de morro, áreas declivosas, reservas legais (Brasil, 2012) e ainda da legislação que restringe a utilização de biomas, como a Lei da Mata Atlântica (Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006), que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, com todas as suas formações florestais nativas e ecossistemas associados.

Neste trabalho, o total de áreas de preservação permanente em relação à área total da bacia é de 20,37%. Cerca de 39,5% de toda a vegetação nativa presente na bacia estão localizadas em APPs, sendo 97,7% deste número situadas nas margens de cursos d'água e nascentes. Mas, ainda assim, 47,5% das APPs estão descobertas por vegetação nativa e a pastagem ocupou 28,94% das APPs em 2019, 31,63% em 2013 e 26,35% em 2008 (Tabela 2 e Figura 4).

Tabela 2: Área total (ha) de APPs na bacia do rio Sarapuí (SP, Brasil), conforme usos da terra.

Classe	Tipo de APP								
	Hídrica			Topo de morro			Declividade		
	Ano								
	2008	2013	2019	2008	2013	2019	2008	2013	2019
Pastagem	8269,4	9903,0	9054,7	52,7	87,2	84,2	0	0	0
Floresta nativa	14810,3	15952,2	16212,9	371,5	344,0	343,5	1,1	2,0	2,1
Reflorestamento	1366,6	2010,6	2069,0	12,5	25,4	25,8	0	0	0
Agriculturas	5732,2	2012,5	2493,3	59,9	42,6	45,7	0	0	0
Mineração	65,3	62,5	84,1	2,5	3,7	3,6	2,3	1,4	1,3
Urbano	406,4	432,1	454,9	4,0	0	0	0	0	0
Agricultura perene	32,3	127,8	122,5	0	0	0,2	0	0	0
Água	188,7	370,4	379,9	0	0	0	0	0	0
Estrada	67,3	67,3	67,3	0,6	0,6	0,6	0	0	0
Rio	134,5	134,5	134,5	0	0	0	0	0	0

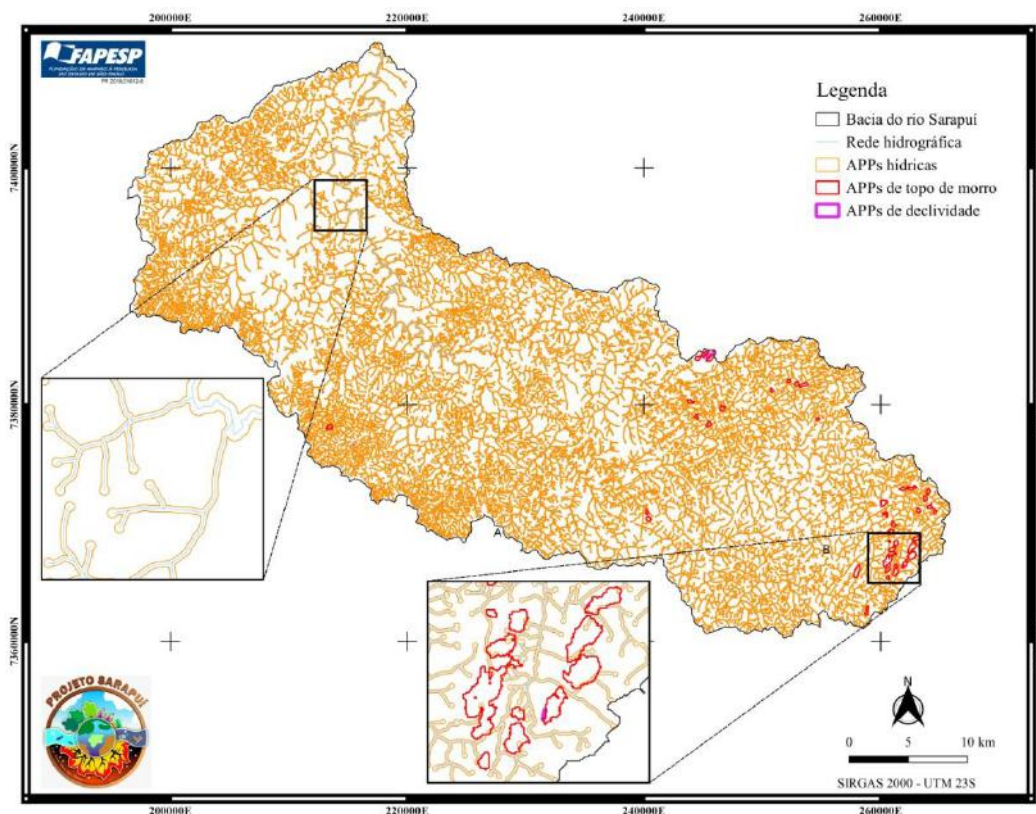
Fonte: Autores.

A substituição da vegetação florestal ciliar por outros tipos de cobertura da terra acarreta na diminuição na qualidade da água devido ao aumento do potencial de erosão e, conseqüentemente, ao incremento da carga de nutrientes e sedimentos para o corpo hídrico (Ou et al., 2016; Yang et al., 2016). É fundamental que a gestão da bacia hidrográfica priorize a restauração e manutenção de zonas ribeirinhas (Mello et al., 2018a).

As APPs associadas aos cursos d'água e nascentes apresentam maior déficit percentual de vegetação nativa em

relação as demais APPs da bacia (Tabela 2 e Figura 4), mas nota-se um pequeno aumento de cobertura florestal nestas áreas, apesar de terem sido promovidos, durante os anos de análise deste estudo, retrocessos na legislação ambiental brasileira (Brasil, 2012), como a retirada da proteção de áreas ambientalmente sensíveis; a concessão de anistia a multas aplicadas por violações à lei anterior e permitiu a manutenção de atividades agropecuárias e infraestrutura em áreas protegidas.

Figura 4: Áreas de preservação permanente da bacia do rio Sarapuí, SP, Brasil.



Fonte: Autores.

As APPs de declividade disputam a preservação com a mineração, sendo observada uma redução das áreas de mineração e incremento das áreas nativas ao longo dos anos. Com exceção da APP de topo de morro, que teve sua cobertura florestal reduzida ao longo dos anos, as APPs tiveram incremento florestal, com ênfase para a APP de declividade que teve um aumento de quase 30% em vegetação nativa, provavelmente devido à sua baixa aptidão para a agricultura (Molin et al., 2017).

Tão importante quanto avaliar as alterações da cobertura florestal ao longo dos anos, é entender a qualidade dessas áreas florestais que estão se regenerando ou passaram por processo de restauração ecológica, uma vez que estas florestas podem permanecer estagnadas ou retrocederem em suas trajetórias sucessionais, não conseguindo se perpetuar ao longo dos anos. Desta forma, apesar dos resultados serem promissores quanto ao incremento de vegetação na bacia hidrográfica e, especialmente nas áreas ambientalmente sensíveis, acredita-se que os resultados ainda são imaturos para considerar como uma transição florestal (Calaboni et al., 2018).

3.2 Avaliação da estrutura florestal

Na totalidade, incluindo manchas florestais menores que 1 ha, foram identificados 6.840 fragmentos, sendo 2.426 maiores que 1 ha. A área total dos fragmentos menores que 1 ha foi de 1.215,1 ha, cerca de 3% em relação a área total de

vegetação nativa, porém compondo 35% do total de manchas na bacia.

Já os fragmentos maiores que 1 ha apresentaram área média de 16,81 ha (Tabela 3), porém com valores elevados do desvio padrão (63,70) e do coeficiente de variação (378,94), o que aponta grande variabilidade no tamanho dos mesmos, variando de 1 ha a 1.611,37 ha. Foram identificados 2.276 fragmentos com área entre 1 ha e 50 ha, 72 com área entre 50 ha e 100 ha e 78 fragmentos com área superior a 100 ha.

Tabela 3: Métricas de área, forma e isolamento para a classe de floresta nativa (> 1 ha) da bacia do rio Sarapuí, SP, Brasil.

Classe de área	Métricas					
	Média	Desvio padrão	Coeficiente de variação	Valor mínimo	Mediana	Valor máximo
Área (ha)						
1 ha < fragmentos < 50 ha	6,87	8,95	143,16	1,00	3,17	49,15
50 ha < fragmentos < 100 ha	70,75	14,31	22,24	51,01	68,41	99,91
Fragmentos > 100 ha	256,95	247,37	105,90	100,41	170,01	1611,37
Total (> 1 ha)	16,81	63,70	378,94	1,00	3,47	1611,37
Shape (índice de forma)						
1 ha < fragmentos < 50 ha	2,26	0,90	43,92	1,07	2,03	7,36
50 ha < fragmentos < 100 ha	4,96	1,55	34,26	1,48	4,83	8,45
Fragmentos > 100 ha	7,01	2,18	34,28	3,48	6,99	15,03
Total (> 1 ha)	2,49	1,37	54,86	1,07	2,09	15,03
Distância ao vizinho mais próximo (m) ¹						
1 ha < fragmentos < 50 ha	60,92	73,27	132,31	0 ²	37,83	641,02
50 ha < fragmentos < 100 ha	15,13	31,09	226,06	0 ²	4,00	157,76
Fragmentos > 100 ha	6,80	11,14	180,22	0 ²	3,60	76,61
Total (> 1 ha)	57,82	72,21	124,91	0 ²	34,72	641,02

Legenda: ¹ Distância ao vizinho mais próximo independentemente de sua área; ² Distâncias reduzidas, próximas à zero.

Fonte: Autores.

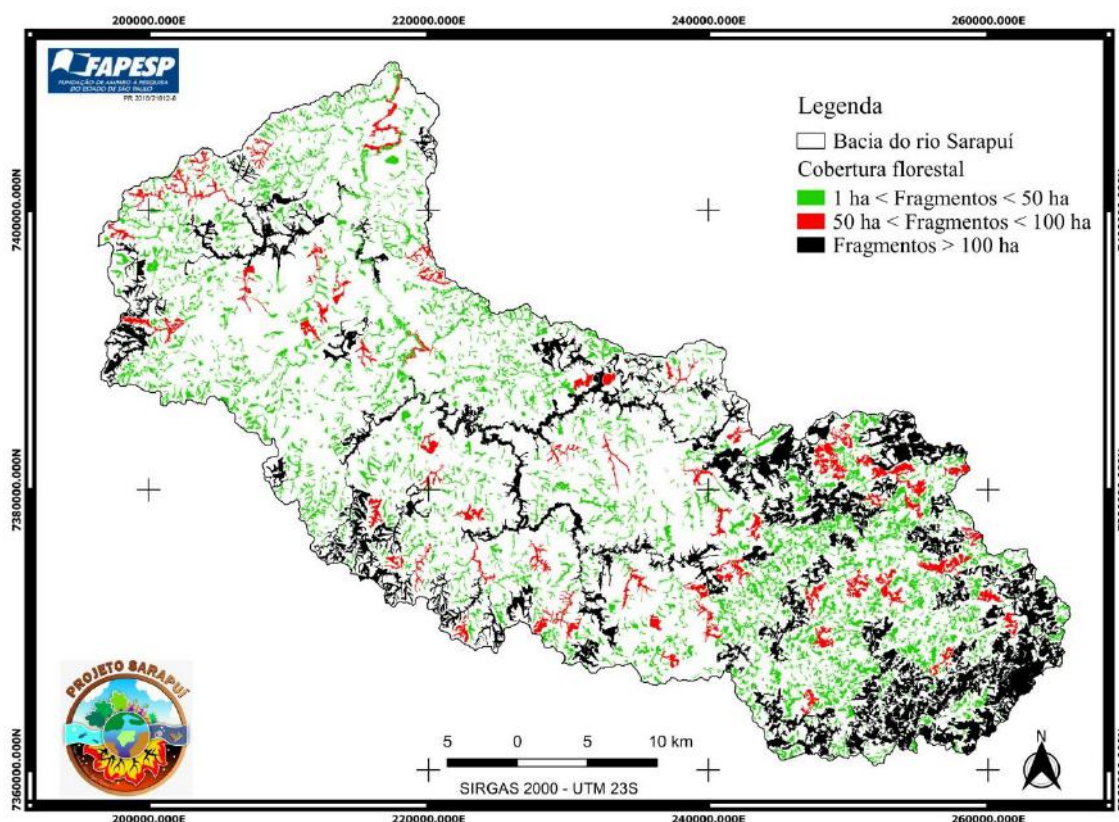
O índice de forma médio total foi de 2,49 e também apresentou elevado valor de coeficiente de variação, sendo observado que os valores do índice tendem a aumentar conforme o tamanho do fragmento, sugerindo que, na bacia, quanto maior o fragmento mais irregular ele é, o que também foi observado por Fernandes e Fernandes (2017) e Ribeiro et al. (2020). Esse comportamento se deve a muitos recortes e reentrâncias existentes nos maiores fragmentos, situados nos limites a sudeste da bacia, resultando em aumento nos seus perímetros, e também à disposição dos fragmentos maiores e contínuos associados aos cursos d'água, como resultado das APPs, onde, por acompanhar a sinuosidade dos rios na bacia e por possuírem larguras mínimas de proteção legal os fragmentos acabam apresentando formas complexas e estreitas.

Fragmentos com formatos regulares (como circulares e com poucas curvas e reentrâncias) possuem índice de forma próximos ou iguais a 1 (McGarigal, 2015), com sua área central situando-se mais distante possível dos limites do fragmento do que outros com a mesma área e formatos mais alongados e irregulares (os quais apresentam valores maior que 1), reduzindo a interação da parte central com a matriz e, portanto, os impactos do efeito de borda nos componentes bióticos e abióticos (Murcia, 1995; Pirovani et al., 2014). Contudo, mesmo que apresentem formas mais regulares, fragmentos pequenos são

altamente sujeitos ao efeito de borda em sua totalidade, com seus impactos atravessando-os de um lado a outro devido às reduzidas distâncias entre seus limites e a área central. (Thiago et al., 2020).

A distância média do vizinho mais próximo pode ser utilizada para expressar o nível de isolamento dos fragmentos florestais na paisagem e quanto maior seu valor de maior será o isolamento. Na bacia do Sarapuí, verificou-se uma relação inversamente proporcional entre tamanho dos fragmentos e distâncias ao vizinho, com os menores fragmentos apresentando maiores distâncias. A maior parte dos fragmentos superiores a 100 ha situam-se na porção sudeste da bacia, região que apresentam relevo mais acidentado, com reduzidas distancias entre eles, sobretudo associadas a aberturas de pequenas estradas de terras e vias de acesso locais. Além disso, existem fragmentos de menores dimensões dispostos entre os maiores, contribuindo ainda mais para que o distanciamento seja reduzido, como pode ser observado no mapa da Figura 5.

Figura 5: Fragmentos florestais maiores que 1 ha da bacia do rio Sarapuí (SP, Brasil) separados por classes de área.



Fonte: Autores.

Por outro lado, fragmentos menores que 100 ha encontram-se espalhados pela bacia, com proximidades variadas, o que decorre, proporcionalmente, em maiores distâncias média. Esse aumento na distância entre fragmentos menores é resultado do processo histórico de conversão da vegetação nativa na bacia para outros usos da terra, onde áreas mais propícias às atividades agropecuárias tiveram maior conversão e, conseqüentemente, maior redução dos remanescentes em termos de área, além de sua fragmentação e isolamento, como é verificado nas porções centrais e a noroeste da bacia, regiões com relevo pouco acidentado (Figura 5).

Assim como em grande parte do Bioma Mata Atlântica no qual está inserida, a bacia é altamente fragmentada, com as manchas florestais menores estando dispersas umas das outras. No entanto, são fundamentais para conectar a paisagem, uma vez que, no caso de manchas entre 1 ha e 50 ha, mesmo recobrimdo 37,3% da área total de vegetação nativa da bacia, estes

fragmentos contabilizam aproximadamente 93,8% das manchas florestais maiores que 1 ha. Se somadas às manchas menores que 1 ha, esse percentual sobe para 97,8%, estando situadas seja ao longo dos cursos d'água, possibilitando a proteção, mesmo que de maneira reduzida, dos recursos hídricos, bem como possibilitando a interligação com fragmentos maiores e a formação de corredores ecológicos.

Conforme apontam Forman e Godron (1986), enquanto os fragmentos florestais de maiores dimensões contribuem para a manutenção da biodiversidade e de processos ecológicos em larga escala, os fragmentos menores, apesar de possuírem menor variedade de habitats e serem mais afetados pelo efeito de borda e pela pressão da matriz no seu entorno (Laurance; Vasconcelos, 2009; Poorter et al., 2016; Rambaldi; Oliveira, 2003), podem apresentar-se como habitats temporários, corredores e trampolins ecológicos (stepping stones), conferindo maior permeabilidade à matriz (Forman, 1995; Metzger, 2006) e contribuindo para a redução da perda da biodiversidade e aumento da conectividade estrutural e funcional da paisagem (Barbosa et al., 2017; Matos et al., 2020; Zhang et al., 2019).

Para além do cumprimento de outras funções ecossistêmicas, a manutenção dos recursos hídricos pela vegetação nativa destaca-se como elemento de grande relevância e preocupação, tendo em vista situações de escassez hídrica como as observadas nos últimos anos, sobretudo do sudeste brasileiro (Empinotti et al., 2019). Não estando relacionados apenas às condições meteorológicas, estes eventos de escassez também são diretamente impactados pelas mudanças do uso e cobertura do solo e no manejo de bacias hidrográficas, estando entre elas à redução da proteção dos corpos d'água (Empinotti et al., 2019; Mello et al., 2018b).

De maneira geral, a vegetação nativa desempenha uma série de funções eco-hidrológicas associadas à qualidade e quantidade de água na bacia, com a posição que ela ocupa no relevo sendo fundamental para a infiltração e recarga subterrânea nas áreas de topo de morro, redução do escoamento e de processos erosivos nas encostas, e, nas áreas ripárias, a geração de um microclima adequado para o ambiente aquático, a proteção e estabilização dos canais e a redução da entrada de materiais que possam assorear e contaminar os cursos d'água (Lima et al., 2013; Tambosi et al., 2015).

Assim, a restauração e, sobretudo, a conservação florestal das áreas já existentes, tanto em tamanho quanto em qualidade dos fragmentos, são ações fundamentais para garantir a melhoria e a manutenção de diversas funções ecossistêmicas, devendo estar presente nos planejamentos estratégicos ambientais dos municípios direta e indiretamente impactados pelo manejo da bacia do rio Sarapuí, seja pelo atendimento à legislação vigente ou pelo incentivo à sua proteção por meio de outros instrumentos, como econômicos e de conscientização e educação ambiental.

4. Conclusão

A bacia do rio Sarapuí tem predominância de áreas de pastagem e de usos agrícolas, sendo bastante pressionada pelas atividades antrópicas. A maioria das APPs não é ocupada por vegetação nativa, o que, além de descumprir a legislação ambiental brasileira, pode interferir na qualidade da água, do solo e na biodiversidade. Esse diagnóstico foi suportado por avaliações realizadas a partir dos mapas de uso e cobertura do solo, bem como das análises propostas.

As métricas de paisagem demonstram que os remanescentes florestais são, em sua maioria, pequenos, no entanto, podem ser fundamentais para aumentar a conectividade estrutural florestal por meio da criação de corredores ecológicos.

Espera-se que esse estudo possa contribuir para a gestão da bacia do rio Sarapuí. Ainda, que ele possa auxiliar no planejamento ambiental, o qual exija o cumprimento da legislação ambiental, especialmente no que envolve as APPs. E, que proponha a priorização de áreas estratégicas para aumentar a conectividade florestal, para proporcionar aos habitantes da região os serviços ecossistêmicos hídricos e de biodiversidade.

Agradecimentos

Agradecemos à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (processos nº 18/21612-8, 20/04759-5 e 19/18360-0) pelo apoio e bolsas concedidas. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Referências

- Banks-Leite, C., Pardini, R., Tambosi, L. R., Pearse, W. D., Bueno, A. A., Bruscatin, 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. <https://doi.org/10.1126/science.1255768>.
- Barbosa, K. V. C., Knogge, C., Develey, P. F., Jenkins, C. N., & Uezu, A. (2017). Use of small Atlantic Forest fragments by birds in Southeast Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15(1), 42-46. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2016.11.001>.
- Beca, G., Vancine, M. H., Carvalho, C. S., Pedrosa, F., Alves, R. S. C., Buscariol, D., Peres, C. A., Ribeiro, M. C., & Galetti, M. (2017). High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. *Biological Conservation*, 210, 352-359. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.02.033>.
- Brasil (2012). Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Lei de Proteção da Vegetação Nativa. DOU de 28/05/2012.
- Calaboni, A., Tambosi, L. R., Igari, A. T., Farinaci, J. S., Metzger, J. P., & Uriarte, M. (2018). The forest transition in São Paulo, Brazil. *Ecology and Society*, 23(4). <https://doi.org/10.5751/ES-10270-230407>
- Campos, J. O., Santos, J. S., Salvador, M. D. S. S., & Lima, V. R. P. (2018). Análise e propagação dos efeitos de borda no Parque Estadual Mata do Pau-Ferro, Areia-PB. *Revista Geográfica Acadêmica*, 12(2), 21-36. Disponível em: <https://revista.ufrn.br/rga/article/view/5103/2543>. Acesso em: jul. de 2021.
- Cohen, J. (1960). A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and psychological measurement*, 20(1), 37-46. <https://doi.org/10.1177/001316446002000104>.
- Congalton, R. G. (1991). A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote sensing of environment*, 37(1), 35-46. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(91\)90048-B](https://doi.org/10.1016/0034-4257(91)90048-B).
- Costanza, R., Groot, R., Sutton, P., Van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., Farber, S., & Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global environmental change*, 26, 152-158. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>
- Cullen, L., Jr., Abreu, K. C., Sana, D., & Nava, A. F. D. (2005). Jaguars as landscape detectives for the upper Paraná River corridor, Brazil. *Natureza e Conservação*, 3(1), 124-146. <https://rufford.org.s3.amazonaws.com/media/projectreports/Natureza%20and%20Conservacao%2C%20Vol.%203%2C%20No.%201%2C%20April%202005%2C%2043-58.pdf>.
- Dantas, M. S., Almeida, N. V., Medeiros, I. S., & Silva, M. D. (2017). Diagnóstico da vegetação remanescente de Mata Atlântica e ecossistemas associados em espaços urbanos. *Journal of Environmental Analysis and Progress*, 87-97. <https://doi.org/10.24221/jeap.2.1.2017.1128.87-97>.
- Empinotti, V. L., Budds, J., & Aversa, M. (2019). Governance and water security: The role of the water institutional framework in the 2013–15 water crisis in São Paulo, Brazil. *Geoforum*, 98, 46-54.
- Farinaci, J.S., & Batistella, M. (2012). Variação na cobertura vegetal nativa em São Paulo: um panorama do conhecimento atual. *Revista Árvore*, 36(4), 695-705. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622012000400011>.
- Fernandes, M. M., & Fernandes, M. R. M. (2017). Análise espacial da fragmentação florestal da bacia do Rio Ubá-RJ. *Ciência Florestal*, 27, 1429-1439. <https://doi.org/10.5902/1980509830330>.
- Forman, R. T. T. (1995). *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Fundação SOS Mata Atlântica (2021). Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2019/2020, relatório técnico. Fundação SOS Mata Atlântica / Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica. https://cms.sosma.org.br/wp-content/uploads/2021/05/SOSMA_Atlas-da-Mata-Atlantica_2019-2020.pdf.
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., Lovejoy, T. E., Sexton, J. O., Austin, M. P., Collins, C. D., Cook, W. M., Damschen, E. I., Ewers, R. M., Foster, B. L., Jenkins, C. N., King, A. J., Laurance, W. F., Levey, D. J., Margules, C. R., Melbourne, B. A., Nicholls, A. O., Orrock, J. L., Song, D., & Townshend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science advances*, 1(2), e1500052. <https://doi:10.1126/sciadv.1500052>.
- Hawes, J., Barlow, J., Gardner, T. A., & Peres, C. A. (2008). The value of forest strips for understorey birds in an Amazonian plantation landscape. *Biological Conservation*, 141(9), 2262-2278. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.017>
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (2012). *Manuais Técnicos em Geociências: Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

- Instituto Florestal (2020). Inventário florestal do Estado de São Paulo. Mapeamento da cobertura vegetal nativa. São Paulo: Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo, Instituto Florestal. Disponível em: <https://smastr16.blob.core.windows.net/home/2020/07/inventarioflorestal2020.pdf>. Acesso em: jul. de 2021.
- Keuroghlian, A., & Eaton, D. P. (2008). Importance of rare habitats and riparian zones in a tropical forest fragment: preferential use by Tayassu pecari, a wide-ranging frugivore. *Journal of Zoology*, 275(3), 283-293. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2008.00440.x>.
- Landis, J. R., & Koch, G. G. (1977). The measurement of observer agreement for categorical data. *biometrics*, 159-174. <https://doi.org/10.2307/2529310>.
- Lang, S., & Blaschke, T. (2009) *Análise da Paisagem com SIG*. 1 ed. Tradução Hermann Kux. São Paulo: Oficina de Textos.
- Liboni, A. P. (2018). Florestas secundárias em paisagens agrícolas com matriz de cana-de-açúcar: diversidade florística e implicações para estratégias de conservação da biodiversidade. Tese de doutorado (Biologia Vegetal), Universidade de Campinas, Campinas, SP, Brasil.
- Lima, W. D. P., Ferraz, S. D. B., & Ferraz, K. M. P. M. (2013). Interações bióticas e abióticas na paisagem: uma perspectiva eco-hidrológica. *Engenharia ambiental conceitos tecnologia e gestão*. Rio de Janeiro: Elsevier, 215-44.
- Longo, R. M., Da Silva, A. L., Bettine, S. D. C., Demanboro, A. C., Bressane, A., Fengler, F. H., & Riberio, A. I. (2019). Environmental quality in urban forests in Campinas–São Paulo State/Brazil. *International Journal of Environmental Impacts*, 2(2), 117-130. <https://doi.org/10.2495/EI-V2-N2-117-130>.
- Maltchik, L., Peixoto, C. D., Stenert, C., Moreira, L. F. B., & Machado, I. F. (2008). Dynamics of the terrestrial amphibian assemblage in a flooded riparian forest fragment in a Neotropical region in the south of Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 68, 763-769. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000400010>.
- Matos, F. A., Magnago, L. F., Aquila Chan Miranda, C., de Menezes, L. F., Gastauer, M., Safar, N. V., Carlos E. G. R. Schaefer, Mônica P. da Silva, Marcelo Simonelli, Felicity A. Edwards, Sebastião V. Martins, João A. A. Meira-Neto & Edwards, D. P. (2020). Secondary forest fragments offer important carbon and biodiversity cobenefits. *Global change biology*, 26(2), 509-522. <https://doi.org/10.1111/gcb.14824>.
- McGarigal, K. (2015). FRAGSTATS help. University of Massachusetts: Amherst, MA, USA, 182.
- Mello, K. D., Costa, D. R. D., Valente, R. A., & Vettorazzi, C. A. (2018a). Multicriteria evaluation for protected area definition aiming at water quality improvement. *Floresta e Ambiente*, 25. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.013416>.
- Mello, K. D., Valente, R. A., Randhir, T. O., dos Santos, A. C. A., & Vettorazzi, C. A. (2018b). Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. *Catena*, 167, 130-138.
- Michalski, F., Norris, D., & Metzger, J. (2010). Do ocelots use riparian corridors to move across a fragmented landscape. *Catnews*, 53, 4-7. https://www.researchgate.net/publication/233625470_Do_ocelots_use_riparian_corridors_to_move_across_a_fragmented_landscape.
- Molin, P. G., Gergel, S. E., Soares-Filho, B. S., & Ferraz, S. F. (2017). Spatial determinants of Atlantic Forest loss and recovery in Brazil. *Landscape Ecology*, 32(4), 857-870. <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0490-2>.
- Müller, G. O., & Oliveira, L. M. T. de (2020). Métricas de paisagem na avaliação da efetividade de proteção do Parque Estadual da Costa do Sol, uma unidade de conservação fragmentada no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Neotropical Biology and Conservation*, 15, 1. <https://doi.org/10.3897/neotropical.15.e49490>
- Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in ecology & evolution*, 10(2), 58-62. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88977-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88977-6)
- Oliveira, G. D. C., & Fernandes Filho, E. I. (2013). Metodologia para delimitação de APPs em topos de morros segundo o novo Código Florestal brasileiro utilizando sistemas de informação geográfica. *Simpósio Brasileiro De Sensoriamento Remoto*, 16, 4443-4450. <http://marte2.sid.inpe.br/col/dpi.inpe.br/marte2/2013/05.29.00.11.13/doc/p0938.pdf>.
- Oliveira-Junior, N. D. de, Heringer, G., Bueno, M. L., Pontara, V., & Meira-Neto, J. A. A. (2020). Prioritizing landscape connectivity of a tropical forest biodiversity hotspot in global change scenario. *Forest Ecology and Management*, 472, 118247. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118247>.
- Ou, Y., Wang, X., Wang, L., & Rousseau, A. N. (2016). Landscape influences on water quality in riparian buffer zone of drinking water source area, Northern China. *Environmental Earth Sciences*, 75(2), 1-13. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4884-7>
- Peel, M. C., Finlayson, B. L., & McMahon, T. A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and earth system sciences*, 11(5), 1633-1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>.
- Pirovani, D. B., Silva, A. G. D., Santos, A. R. D., Cecílio, R. A., Gleriani, J. M., & Martins, S. V. (2014). Análise espacial de fragmentos florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. *Revista Árvore*, 38(2), 271-281. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622014000200007>.
- Poorter, L., Bongers, F., Aide, T. M., Almeyda Zambrano, A. M., Balvanera, P., Becknell, J. M., Boukili, V., Brancalion, P. H. S., Broadbent, E., Chazdon, R. L., Craven, D., Almeida-Cortez, J. S. de, Cabral, G. A. L., Jong, B. H. J. de, Denslow, J. S., Dent, D. H., DeWalt, S. J., Dupuy, J. M., Duran, S. M., Espirito-Santo, M. M., Fandino, M. C., Cesar, R. G., Hall, J. S., Hernandez-Stefanoni, J. L., Jakovac, C. C., Junqueira, A. B. (Junqueira, Andre B.), Kennard, D., Letcher, S., Licona, J. C., Lohbeck, M., Marin-Spiotta, E., Martinez-Ramos, M., Massoca, P., Meave, J. A., Mesquita, R., Mora, F., Munoz, R., Muscarella, R., Nunes, Y. R. F., Ochoa-Gaona, S., Oliveira, A. A. de, Orihuela-Belmonte, E., Pena-Claros, M., Perez-Garcia, E. A., Piotta, D., Powers, J., Rodriguez-Velazquez, J., Romero-Perez, I. E., Ruiz, J., Saldarriaga, J., Sanchez-Azofeifa, A., Schwartz, N., Steininger, M. K., Swenson, N. G., Toledo, M., Uriarte, M., Breugel, M. van, Wal, H. van der, Veloso, M. D. M., Vester, H. F. M., Vicentini, A., Vieira, I. C. G., Bentos, T. V., Williamson, G. B., & Rozendaal, D. (2016). Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature*, 530(7589), 211-214. <https://doi.org/10.1038/nature16512>.
- Rambaldi, D. M., & Oliveira, D. A. S. (Orgs.) (2003). *Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

- Rezende, C. L., Scarano, F. R., Assad, E. D., Joly, C. A., Metzger, J. P., Strassburg, B. B. N., Fonseca, G. A., & Mittermeier, R. A. (2018). From hotspot to 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>.
- Ribeiro, M. P., Mello, K. D., & Valente, R. A. (2020). Avaliação da estrutura da paisagem visando à conservação da biodiversidade em paisagem urbanizada. *Ciência Florestal*, 30, 819-834.
- Ribeiro, S. M. C., Rajão, R., Nunes, F., Assis, D., Neto, J. A., Marcolino, C., Lima, L., Rickard, T., Salomão, C., & Soares Filho, B. (2020). A spatially explicit index for mapping Forest Restoration Vocation (FRV) at the landscape scale: Application in the Rio Doce basin, Brazil. *Science of The Total Environment*, 744, 140647. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140647>.
- Santos, A. L. C., Carvalho, C. M. de, & de Carvalho, T. M. (2013). Importância de remanescentes florestais para conservação da biodiversidade: Estudo de caso na Mata Atlântica em Sergipe através de sensoriamento remoto. *Revista Geográfica Acadêmica*, 7(2), 58-84. Disponível em: <https://revista.ufr.br/rga/article/view/2992/1729>. Acesso em: jul. de 2021.
- Silva, W. G. D., Metzger, J. P., Bernacci, L. C., Catharino, E. L. M., Durigan, G., & Simões, S. (2008). Relief influence on tree species richness in secondary forest fragments of Atlantic Forest, SE, Brazil. *Acta Botanica Brasilica*, 22, 589-598. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062008000200026>.
- Silva, J. L. G., Wegner, N., Osman, Y., & Alves, A. R. (2017). Delimitação de áreas de preservação permanente em topo de morro utilizando o QGIS. In XVII Simposio Internacional en Percepción Remota y Sistemas de Información Geográfica. Puerto Iguazú. Anais... Luján: Editorial Universidad Nacional de Lujan (Vol. 1, pp. 2161-2172).
- Silva, V. A., Mello, K. D., Vettorazzi, C. A., Costa, D. R. D., & Valente, R. A. (2017). Priority areas for forest conservation, aiming at the maintenance of water resources, through the multicriteria evaluation. *Revista Árvore*, 41. <https://doi.org/10.1590/1806-90882017000100019>.
- Silva, A. L. D., Longo, R. M., Bressane, A., & Carvalho, M. F. H. D. (2019). Classificação de fragmentos florestais urbanos com base em métricas da paisagem. *Ciência Florestal*, 29, 1254-1269. <https://doi.org/10.5902/1980509830201>.
- Tambosi, L. R., Vidal, M. M., Ferraz, S. F. D. B., & Metzger, J. P. (2015). Funções eco-hidrológicas das florestas nativas e o Código Florestal. *Estudos avançados*, 29, 151-162.
- Tannier, C., Bourgeois, M., Houot, H., & Foltête, J. C. (2016). Impact of urban developments on the functional connectivity of forested habitats: a joint contribution of advanced urban models and landscape graphs. *Land Use Policy*, 52, 76-91. <https://doi.org/10.5902/1980509830201>
- Taubert, F., Fischer, R., Groeneveld, J., Lehmann, S., Müller, M. S., Rödig, E., Wiegand, T., & Huth, A. (2018). Global patterns of tropical forest fragmentation. *Nature*, 554(7693), 519-522. <https://doi.org/10.1038/Nature25508>.
- Thiago, C. R. L., Magalhães, I. A. L., & Santos, A. R. (2020). Identificação de Fragmentos Florestais Potenciais para a delimitação de Corredores Ecológicos na bacia hidrográfica do Rio Itapemirim, ES por meio técnicas de Sensoriamento Remoto. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 13(2), 595-612. <https://doi.org/10.26848/rbfg.v13.2.p595-612>.
- Victor, M. D. M., Cavalli, A. C., Guillaumon, J. R., & Serra Filho, R. (2005). Cem anos de devastação: revisitada 30 anos depois. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- Zhang, Z., Meerow, S., Newell, J. P., & Lindquist, M. (2019). Enhancing landscape connectivity through multifunctional green infrastructure corridor modeling and design. *Urban forestry & urban greening*, 38, 305-317. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.10.014>.
- Yang, H., Wang, G., Wang, L., & Zheng, B. (2016). Impact of land use changes on water quality in headwaters of the Three Gorges Reservoir. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(12), 11448-11460. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5922-4>.