

# Relação entre urbanização e integridade biótica de remanescentes de Florestas Urbanas

Vanessa Peixoto Giacon<sup>I</sup>  
Roberta Aversa Valente<sup>II</sup>  
Eliana Cardoso-Leite<sup>III</sup>

**Resumo:** A perturbação dos fragmentos de florestas tem reduzido a qualidade ambiental, serviços ecossistêmicos e atenuações climáticas nas cidades. O objetivo deste artigo foi analisar a qualidade dos fragmentos de floresta nativa próximos às áreas urbanas. Foram selecionados sete fragmentos, no Sudeste do Brasil, para análise em duas escalas espaciais: paisagem e fragmento. Estruturaram-se as análises combinando o diagnóstico da paisagem e a avaliação dos fragmentos analisados a partir da aplicação de um Índice de Integridade Biótica. Na escala da paisagem, os dados demonstraram existir relação entre o tamanho do fragmento de floresta urbana e sua integridade biótica e relação inversamente proporcional entre integridade e razão perímetro/área. Na escala do fragmento, corroborou-se a hipótese deste artigo, demonstrando haver relação entre a qualidade dos fragmentos florestais urbanos com a proximidade da urbanização. O método mostrou-se um instrumento importante para elaboração de políticas públicas ambientais de planejamento e conservação de florestas urbanas.

<sup>I</sup> Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, SP, Brasil.

<sup>II</sup> Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, SP, Brasil.

<sup>III</sup> Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, SP, Brasil.

**Palavras-chave:** Paisagem Urbana; Índice de Integridade; Conservação Fragmentos Urbanos; Qualidade Ambiental; Políticas Públicas.

São Paulo. Vol. 25, 2022

*Artigo Original*

DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4422asoc20200053r4AO>

## 1 Introdução

A população mundial cresceu exponencialmente nos últimos setenta anos. Estima-se que até 2050, aproximadamente 70% das populações humanas vivam em áreas urbanas (UNITED NATIONS, 2018). No Brasil essa porcentagem é ainda maior, pois aproximadamente 85% da população já reside em áreas urbanas (FARIAS et al., 2017; MACEDO; JACOBI, 2019).

Esse aumento da demanda humana por bens e serviços dos ecossistemas, levanta questões sobre limites e sustentabilidade (DOBBS; NITSCHKE; KENDAL, 2017; MCGARIGAL et al., 2018; FAO, 2018). Embora cubram apenas 3% da superfície da Terra, as áreas urbanas produzem mais de 78% das emissões globais de dióxido de carbono e quantidades significativas de outros gases de efeito estufa, que contribuem para as mudanças climáticas (FAO, 2018). Portanto, é no ambiente urbano que surge parte significativa da crise ambiental do planeta (FERNÁNDEZ; WU; SIMONETTI, 2018; LIU et al., 2019).

Entre os eventos que acarretam a degradação das áreas urbanas e periurbanas estão atividades realizadas sem nenhum tipo de ordenamento e fiscalização, como ocupações em áreas de preservação permanente e de manancial, que resultam em uso do solo incompatível com sua capacidade potencial (WWF, 2018) e causam fragmentação dos habitats (HADDAD et al., 2015; MCGARIGAL et al., 2018; LIU et al., 2018). Tais impactos, oriundos da expansão agrícola ou urbana sem planejamento, modificam o tamanho, a forma e o nível de isolamento dos remanescentes de floresta nativa (MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016; WILSON et al., 2020).

Neste cenário, surge o conceito de Florestas Urbanas, considerados como remanescentes de florestas modificadas devido à expansão das cidades, podendo estar tanto no perímetro urbano, quanto na transição urbano/rural (FORMAN; GODRON, 1986). O conceito de floresta urbana deve incluir também, a infraestrutura (paisagem construída), as pessoas e instituições responsáveis pela sua gestão (STEENBERG; DUINKER; NITOSLAWSKI, 2019).

A presença das áreas florestadas no ambiente urbano promove a oferta de serviços ecossistêmicos, tais como sequestro de carbono, redução das ilhas de calor e poluição do ar, bem como absorção das águas pluviais. Não obstante, oferecem serviços ecossistêmicos culturais, como oportunidades de recreação, educação e contemplação ao ar livre e em meio à natureza, provendo melhorias na saúde e bem-estar humano (STEENBERG et al., 2015; STEENBERG; DUINKER; NITOSLAWSKI, 2019; DOBBS; NITSCHKE; KENDAL, 2017; FERNÁNDEZ; WU; SIMONETTI, 2018). Além disso, essas áreas constituem elementos da infraestrutura verde, de vital importância na atenuação das mudanças climáticas (STEENBERG; DUINKER; NITOSLAWSKI, 2019; MACEDO; JACOBI, 2019) e na prevenção ao surgimento de doenças epidêmicas (AZEVEDO et al., 2020).

Considerando este contexto, a ONU estabeleceu em 2015 a Agenda 2030 (UNITED NATIONS, 2015), contemplando 17 Objetivos para o Desenvolvimento Sustentável (ODS), com o intuito de balizar o desenvolvimento de políticas públicas em países de todo o mundo (FAO, 2018), buscando estabelecer diálogos entre as perspectivas globais com

as realidades nacionais, regionais e locais (JACOBI; GIATTI, 2015). Dentre os objetivos, o ODS 11 é relacionado a “tornar as cidades e os assentamentos humanos inclusivos, seguros, resilientes e sustentáveis” (UNITED NATIONS, 2015).

Nesse sentido, o desenvolvimento sustentável depende da correta gestão das áreas urbanas e periurbanas, bem como de seu crescimento (USTSTEENBERG et al., 2015; STEENBERG; DUINKER; NITOSLAWSKI, 2019; DOBBS; NITSCHKE; KENDAL, 2017; BARONA et al., 2020), devendo o papel da governança ser policêntrica e multinível (MACEDO; JACOBI, 2019). A eficiência da gestão precisa ser ainda maior em países subdesenvolvidos, onde a urbanização é alimentada pela especulação imobiliária (KUDO et al, 2016) e por migrações rurais-urbanas em que muitas vezes o crescimento urbano desordenado antecede os próprios loteamentos urbanos planejados (BENEVOLO, 2017; BARRERA et al., 2018).

Para alcançar a eficiência desejada, é necessária a aplicação de uma avaliação integrada dos remanescentes florestais (MEDEIROS et al., 2015; LIU et al., 2018) oriunda de análises em escalas de paisagem (e.g. região, município ou bacia hidrográfica) e em escala local (e.g. análise detalhada de cada fragmento) (GRACIANO-SILVA, 2016; GALVANI, 2018). Esta análise integrada pode subsidiar o estabelecimento de estratégias para preservação das florestas urbanas.

Uma floresta considerada íntegra, possui capacidade de manter suas características ecológicas, elementos de composição, estrutura, função e processos ecológicos, dentro de seus intervalos naturais de variação, podendo suportar e recuperar-se da maioria das perturbações infligidas pela dinâmica ambiental natural ou oriunda de perturbações humanas (ORDÓÑEZ; DUINKER, 2012; GRACIANO-SILVA, 2016; MCGARIGAL et al., 2018).

Entre os métodos de avaliação de qualidade ambiental está o Índice de Integridade Biótica (IIB) (MEDEIROS; TOREZAN, 2013), que utiliza variáveis ambientais como: presença de espécies indicadoras, estrutura da floresta, presença de clareiras/árvores mortas, presença de gramíneas ou espécies lenhosas exóticas. Sendo assim, pressupõe-se que, quanto maior a integridade biótica do fragmento, maior será sua resiliência (GRACIANO-SILVA; MELLO; CARDOSO-LEITE, 2018). Porém, há poucos estudos dessa natureza realizados no ambiente urbano, em especial no Brasil (GREGORINI, 2015; GRACIANO-SILVA, MELLO E CARDOSO-LEITE, 2018; GALVANI, 2018).

Neste contexto, a hipótese deste trabalho foi que as áreas urbanas afetam negativamente a qualidade dos remanescentes florestais urbanos, sendo seu efeito maior quanto mais próxima a área urbana estiver de um fragmento florestal, já que as mudanças no uso da terra, acarretam a perda e degradação dos fragmentos no mundo todo (GUREVITCH et al., 2009). O principal objetivo deste estudo foi avaliar a integridade biótica de fragmentos florestais urbanos, considerando a existência e proximidade das áreas urbanas.

## 2 Método

Para avaliação da qualidade dos fragmentos florestais, avaliou-se a estrutura florestal da paisagem. Em seguida aplicou-se o Índice de Integridade Biótica (IIB) em sete

de seus remanescentes inseridos em área urbana e periurbana, com diferentes categorias de uso e cobertura do solo.

## 2.1 Área de Estudo

Para aplicação do método, delineou-se a pesquisa em uma área de 3.707 hectares, situada no município de Boituva, sudeste do Brasil, pertencente a Região metropolitana de Sorocaba (RMS). A área apresenta fragmentação florestal impulsionada pelo avanço das atividades do agronegócio e da expansão urbana, e encontra-se junto ao município de Iperó, que apresenta cenário com perspectiva de conurbação.

Há apenas um levantamento fitossociológico executado em dois fragmentos florestais da cidade (GREGORINI, 2015) inseridos na área de estudo, apontando que ambos possuem características que justificam a implementação de medidas que culminem na sua conservação, devido à presença de espécies ameaçadas e à alta riqueza de espécies encontradas, o que também foi registrado para fragmentos florestais de Sorocaba (MELLO, 2012; MOTA et al., 2016; GRACIANO-SILVA, 2016).

A vegetação remanescente nessa região está em zona de tensão ecológica entre os biomas Mata Atlântica e Cerrado e é composta principalmente pelas fitofisionomias de Floresta Estacional Semidecidual (FES) e Savana (IBGE, 2012).

## 2.2 Diagnóstico de uso do solo e da Paisagem

Produziu-se o mapeamento do uso e cobertura do solo por meio de digitalização em tela (ANDERSON et al., 1976), no ambiente dos Sistemas de Informações Geográficas (SIG), utilizando o software ArcGIS 10.6 (EASTMAN, 2006), sendo a padronização para o Datum Sirgas 2000 e sistemas de coordenadas UTM23S.

Uma imagem do CBERS4 (passagem 19/09/2017; Órbita 156, ponto 126), obtida gratuitamente no site do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), foi a base do mapeamento. Sua resolução espacial foi de 5 metros, resultado da fusão de suas bandas multiespectrais (10 m) e pancromática (5 m). Para sua correção geométrica utilizou-se o Princípio da Reflectância Zero (DUGGINS; ROBINOVE, 1990), o modelo de transformação polinomial de primeiro grau e o método de interpolação pelo vizinho mais próximo (JENSEN, 1996).

Em seguida gerou-se uma composição colorida (3R, 4G, 2B), em tela, obtendo-se com as verificações de campo, mapeamento com exatidão global de 95%.

Para os sete fragmentos selecionados, calculou-se quatro métricas de ecologia da paisagem: Área (AREA), razão perímetro-área (PARA-Ratio), forma (SHAPE) e distância do vizinho mais próximo (ENN). Elas foram calculadas no software de ecologia da paisagem V-Late, no próprio ambiente SIG e tendo por base os fragmentos no formato vetorial. A métrica AREA expressa a área em hectare (ha) de cada fragmento, sendo que quanto mais reduzida a área de um fragmento, maior a chance de este ter sua biodiversidade reduzida, visto que espécies de flora e fauna necessitam de uma área mínima para

sua manutenção (ORDÓÑEZ; DUINKER, 2012; MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016). As métricas PARA-Ratio e SHAPE referem-se a forma dos fragmentos, com a primeira indicando o quanto seu perímetro é alongado e, a segunda sua complexidade em comparação com uma forma padrão (círculo perfeito, com valor igual a 1). Considera-se que quanto mais distante de 1, mais irregular é a forma (MCGARIGAL, 2015), sendo que os fragmentos com índice SHAPE maiores que 6 são considerados demasiadamente irregulares (MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016). O ENN expressa a distância euclidiana borda-a-borda entre o fragmento e foi utilizado com o propósito de investigar a conectividade da paisagem (MCGARIGAL, 2015).

Por fim, no próprio SIG, calculou-se as menores distância da área urbana consolidada (NEAR AUC), da área urbana não consolidada (NEAR AUNC) da rodovia (NEAR RODO), tendo como referências as respectivas feições.

### 2.3 Seleção e coleta de dados nos fragmentos

Considerando que a relação entre a biodiversidade e as funções do ecossistema dependem do tamanho do fragmento (LIU et al., 2018; GRACIANO-SILVA; MELLO; CARDOSO-LEITE, 2018; GALVANI, 2018; WILSON et al., 2020), foram amostrados fragmentos florestais, com tamanhos entre 5,82 ha e 97,69 ha. Adotou-se tamanho mínimo de 5 ha para análise, uma vez que fragmentos menores analisados em trabalhos anteriores (GRACIANO-SILVA; MELLO; CARDOSO-LEITE, 2018; GALVANI, 2018), registraram baixa integridade biótica para fragmentos menores que 5 ha.

Para avaliação, em cada fragmento florestal, foram demarcadas três parcelas amostrais de 20 m x 20 m, uma próxima ao centro do fragmento, uma próxima à borda e uma em uma região intermediária. Em cada parcela, foi realizado o levantamento de variáveis ambientais por equipes de três a cinco avaliadores previamente treinados conforme executado por Medeiros e Torezan (2013) na aplicação do método original.

Onze variáveis ambientais (Tabela 1) foram selecionadas a partir da revisão de estudos anteriores em que o mesmo método foi aplicado (MEDEIROS; TOREZAN, 2013; GREGORINI, 2015; GRACIANO-SILVA; MELLO; CARDOSO-LEITE, 2018; GALVANI, 2018). Estas variáveis foram incluídas em uma matriz preenchida com os dados coletados nas parcelas nos sete fragmentos analisados, entre junho de 2018 e junho de 2019. A cada variável foi atribuída um valor (Tabela 1) de integridade que variou entre 1 (baixa integridade) e 5 (alta integridade).

**Tabela 1 – Variáveis coletadas em campo em cada um dos sete fragmentos analisados. Onde o valor de integridade varia entre 1 (baixa integridade) a 5 (alta integridade). Município de Boituva na região Metropolitana de Sorocaba (RMS), estado de São Paulo, Brasil**

VARIÁVEL	VALOR DE INTEGRIDADE				
	1 (baixa)	2	3	4	5 (alta)

1 Cobertura de Serapilheira	0 a 10%	10 - 25%	26 a 50%	51 a 75%	76 a 100%
2 Clareiras	Mais de 50%	26 a 50%	11 a 25%	Presente até 10%	Ausente
3 Cobertura de Gramíneas Exóticas	Mais de 50%	26 a 50%	11 a 25%	Presente até 10%	Ausente
4 Epífitas (superiores)	Ausente	1 – 2 (1 sp)	3-6 (1 ou 2sp)	6-9 (2 a 3 sp)	10 ou + (4 ou +sp)
5 Árvores Mortas em Pé	5 ou +	4	3	2	0 ou 1
6 Cipós	Somente finas, 4 ou + emaranhados	Somente finas, 2 ou 3 emaranhados	Somente finas, 1 emaranhado	Grossas e poucas finas	Somente lenhosas grossas
7 Altura do dossel	0 a 8	8-12,5	12,5-17	17-21	21-25
8 Diâmetro dos ind. do dossel	Menos de 6 cm	6 a 14 cm	14 a 22	22 a 30	Mais de 30 cm
9 Outras Espécies Exóticas <sup>1</sup>	5 ou mais	3-4	2	1	Ausente
10 Indivíduos e Espécies tardias no dossel <sup>3</sup>	Ausente	1 (1sp)	2 (1 ou 2sp)	3 (2 a 3sp)	4 ou + (3, 4 ou +sp)
11 Indivíduos e Espécies tardias no sub-bosque <sup>2</sup>	Ausente	1-2 (1sp)	3-5 (1 ou 2 sp)	6-9 (2 a 3sp)	10 ou + (3,4 ou + sp)
<sup>1</sup> Indivíduos das sp <i>Eucalyptus</i> , <i>Pinus</i> , <i>Leucena</i> (frutíferas- <i>Citrus</i> , <i>Mangifera</i> , <i>Coffea</i> , outros)					
<sup>2</sup> Indivíduos das famílias Rubiaceae e Myrtaceae e Meliaceae ( <i>Trichillia</i> spp.) e Arecaceae ( <i>Euterpe edulis</i> )					
<sup>3</sup> <i>Cariniana</i> spp. (Jequitibá), <i>Cedrela fissilis</i> Vell. (Cedro), <i>Copaifera langsdorffii</i> Desf. (Copaíba), <i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg. (Peroba-rosa), Lauraceae (diversas spp.)					

Fonte: CARDOSO-LEITE, 2017.

## 2.4 Índice de Integridade Biótica (IIB)

A qualidade ambiental dos fragmentos de florestas urbanas e periurbanas foi avaliada por meio de um método denominado Índice de Integridade Biótica (IIB) desenvolvido por Medeiros e Torezan (2013) tendo como base métodos de Avaliação Ecológica Rápida (SAYER et al., 2000).

A somatória das notas conferidas às 11 variáveis (Tabela 1) selecionadas fornece o valor de integridade biótica das parcelas analisadas. Assim, o IIB de cada fragmento florestal é calculado considerando a média simples dos valores aferidos em cada parcela,

com variação de 11 a 55 pontos. A partir do resultado deste cálculo são obtidos valores que indicam áreas com integridade excelente (50 a 55), boa (40 a 49,9), regular (30 a 39,9), ruim (20 a 29,9) ou muito ruim (11 a 19,9) (CARDOSO-LEITE, 2017).

## 2.5 Análise de dados nas escalas da paisagem e dos fragmentos

Considerando a paisagem como unidade de informação complexa, constituída pela relação entre áreas florestadas e antropizadas (FERNÁNDEZ; WU; SIMONETTI, 2018; STEENBERG; DUINKER; NITOSLAWSKI, 2019; MACEDO; JACOBI, 2019), estruturaram-se as análises combinando o levantamento de uso e cobertura do solo, os índices (métricas e fatores) da paisagem e o índice de integridade biótica (IIB) dos fragmentos analisados. Para isso, adotou-se duas escalas de análise: (1) escala da paisagem e (2) escala do fragmento (ou escala local).

Para escala da paisagem, a fim de analisar o grau de associação entre as variáveis mensuradas, foi realizado um teste não-paramétrico (AYRES et al., 2007), buscando correlação entre os resultados obtidos para as métricas AREA, PARA-Ratio, SHAPE e ENN e fatores da paisagem (NEAR) com o IIB, a partir do cálculo do coeficiente de correlação linear de Spearman, utilizado devido a não normalidade do conjunto de dados (GOTELLI; ELLISON, 2011). Para esta análise, considerando a quantidade de amostras (dos fragmentos), admitiu-se a probabilidade de ocorrência de 15% de erro ( $p=0,15$ ). Os cálculos foram realizados com o auxílio do software BioEstat 5.3 (AYRES et al., 2007).

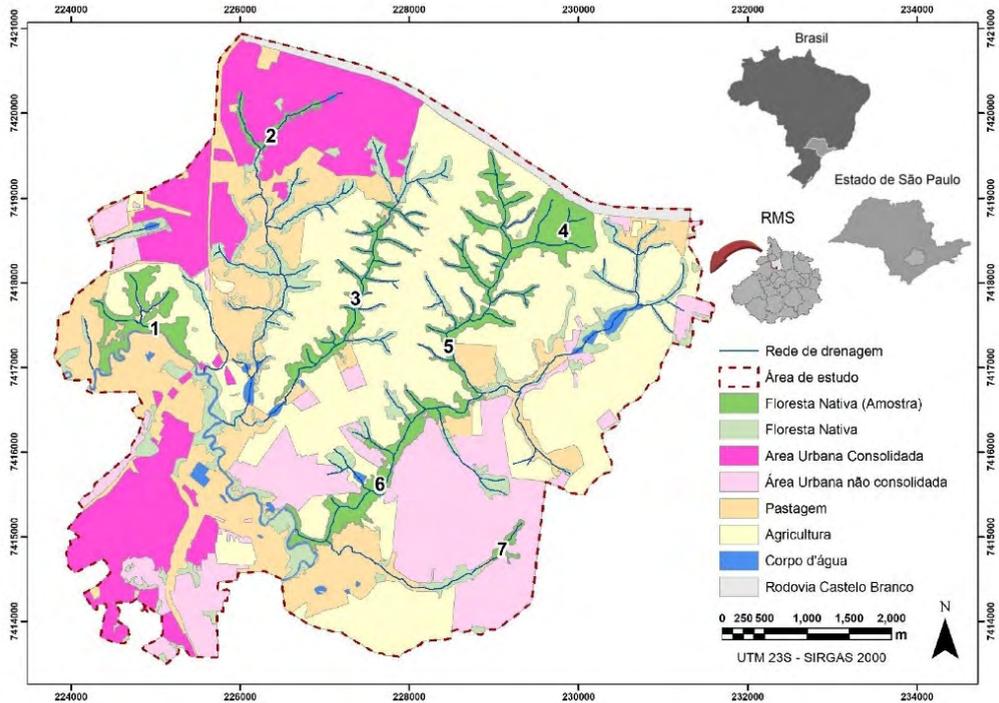
Para escala dos fragmentos, buscou-se analisar como é o desempenho de cada N amostral (parcela) e o respectivo resultado das variáveis do IIB e sua relação com a proximidade da borda do fragmento e da área urbanizada. Para tal, utilizou-se uma análise multivariada denominada Análise de Componentes Principais (em inglês Principal Component Analysis, PCA). Os cálculos foram realizados com o auxílio do software Fitopac2 (SHEPHERD, 2010).

## 3 Resultados e Discussão

### 3.1 Diagnóstico do uso do solo e da Paisagem

A área de estudo possui 16% de seu total coberto por floresta nativa e 2% por corpos d'água, sendo coberta em cerca de 34% por agricultura, 18% por pastagem, e 30% por área urbana, sendo 15% de área urbana consolidada e 15% não consolidada (Figura 1). De acordo com a análise empregada, a área de estudo apresenta uso do solo constituído por 82% da sua área coberta por usos antrópicos.

**Figura 1. Uso e cobertura do solo na área de estudo e sua localização no município de Boituva na região Metropolitana de Sorocaba (RMS), estado de São Paulo, Brasil. Os números 1 a 7 representam os fragmentos florestais estudados**



Fonte: Mapeamento de uso e cobertura de solo realizado pelos autores, julho de 2019.

Os efeitos dessa configuração sobre os fragmentos de floresta nativa ficam em destaque ao observar a forma dos mesmos, sendo predominantemente alongados, estreitos ou irregulares, demonstrando que sua preservação foi mantida quase que exclusivamente acompanhando as Áreas de Preservação Permanente (APP) instituídas pela Lei nº 12.651 (BRASIL, 2012), sendo neste contexto, exceção o fragmento 4 que é o único fragmento analisado de domínio parcialmente público (GREGORINI, 2015; CARDOSO-LEITE, 2017) e que possui forma mais arredondada, bem como o fragmento 1, que manteve sua forma tendo em vista à topografia acidentada da área, verificada em campo, dificultando o estabelecimento de ocupações ou de outros processos que degradassem o fragmento.

Existem efeitos negativos para fragmentos estreitos como os presentes nesta paisagem. Segundo SCHINDLER et al. (2013), considera-se que fragmentos naturais arredondados são os mais adequados à manutenção dos serviços ecossistêmicos na paisagem, em razão de sofrerem um menor efeito de borda (MCGARIGAL, 2015; HADDAD et al., 2015). Contrariamente, quando os fragmentos são alongados, há um aumento no efeito de borda, o que acarreta maior incidência de luz, altas temperaturas, baixa umidade relativa, favorecendo a incidência de espécies invasoras adaptadas à essas condições. Além de alterar a disponibilidade de nutrientes no solo, o escoamento de sedimentos e reduzir o tamanho dos remanescentes, razão pela qual, muitas vezes, torna-se inviável a manutenção de determinadas populações de fauna e flora, ocasionando por vezes seu

desaparecimento (MCGARIGAL, 2015; MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016; SILVA et al., 2017).

Em fragmentos florestais sob essas condições, o efeito de borda pode variar de 20 a 400 metros, por vezes quilômetros, para dentro do fragmento, inviabilizando o estabelecimento de um interior preservado e condicionando o fragmento ao cenário de degradação (MURCIA, 1995; RODRIGUES; NASCIMENTO, 2006), afetando os fluxos de energia e biomassa, aumentando o efeito dos ventos e predispondo a ocorrência de queimadas (SILVA et al., 2017; WILSON et al., 2020).

A partir da observação da paisagem existente na área de estudo (Figura 1), é possível reconhecer a existência de um gradiente de expansão urbana, sendo que a medida que a intervenção urbana passa de não consolidada para consolidada, os fragmentos apresentam-se menores e isolados, demonstrando que a urbanização nesta área não tem conservado a existência dos fragmentos de floresta nativa, afetando a manutenção dos serviços ecossistêmicos e a preservação da biodiversidade (FERNÁNDEZ; WU; SIMONETTI, 2018; STEENBERG; DUINKER; NITOSLAWSKI, 2019).

### 3.2. Análise da Paisagem & Índice de Integridade Biótica

A Tabela 2 apresenta os resultados para os sete fragmentos, onde o tamanho variou de 5,81 a 97,69 ha, enquanto o valor do IIB variou de 31 (integridade regular) a 41 (integridade boa).

**Tabela 2 – Resultados das métricas, fatores de proximidade da paisagem e IIB, em Boituva/SP, Brasil. Onde ID=número identificador do fragmento, ÁREA (ha)=área, PARA=relação/razão perímetro-área, SHAPE=índice de forma, ENN(m)=distância do vizinho mais próximo, NEAR AUNC(m)=menor distância da área urbana não consolidada, NEAR AUC(m)=menor distância da área urbana consolidada, NEAR RODO (m) = menor distância da rodovia, e IIB = índice de integridade biótica (IIB)**

ID	ÁREA (ha)	PARA	SHAPE	ENN (m)	NEAR AUNC (m)	NEAR AUC (m)	NEAR RODO (m)	IIB
1	50,61	0,022	4,50	10,5	68,08	10,5	2.834,1	38
2	10,80	0,05	4,63	35,50	1.449	0,00	423,29	35
3	50,82	0,03	6,13	8,39	109,25	300,7	1.084,7	32
4	97,69	0,017	4,67	50,86	151,13	772,1	0,00	41
5	24,20	0,03	4,14	16,89	0,00	1.469	1.552	34
6	61,41	0,02	4,41	15,01	0,00	822,9	2.606	35
7	5,81	0,037	2,50	145,72	0,00	3.227	3.724	31

Fonte: Autores, 2019.

O grau de correlação entre o IIB aplicado aos fragmentos de floresta nativa e as métricas/fatores da paisagem, a partir do cálculo do coeficiente de correlação linear de

Spearman, indicou relação do IIB com tamanho dos fragmentos analisados com correlação positiva de valor médio (Spearman=0,61;  $p=0,14$ ), ou seja, na escala da paisagem, quanto maior o tamanho do fragmento maior será o IIB.

Apesar da considerável variação de tamanho entre as amostras e a obtenção de integridade regular (média) em seis dos sete fragmentos, pode-se observar (Tabela 2) que o único fragmento que obteve integridade boa (alta), foi o maior deles, fragmento 4, com 97,69 ha. Já o menor fragmento dentre eles, com 5,81 ha, obteve a menor nota referente a integridade, beirando a uma integridade ruim (baixa).

Para a métrica PARA-Ratio, constatou-se haver uma correlação inversamente proporcional de valor médio (Spearman=-0,65;  $p=0,11$ ). Portanto, quanto maior a extensão de perímetro (ou seja, quanto maior a extensão de borda) menor será o IIB. Pode-se observar que os fragmentos 2 e 7 (Tabela 2), ambos entremeados na área urbana, obtiveram maior valor, indicando ser os fragmentos mais alongados. O fragmento 4 (único a registrar integridade boa) obteve o menor valor de PARA-Ratio, admitindo como sendo o menos alongado entre os analisados, evidenciando que, para manutenção da integridade biótica, é necessário que o fragmento tenha sua área nuclear conservada, distante do estresse antropogênico (MCGARIGAL, 2015; GALVANI, 2018). Para a métrica SHAPE, não foi registrada correlação positiva significativa (Spearman=0,39;  $p=0,37$ ) com o IIB, pois o limite de rejeição ( $p$ ) excedeu 0,15. No entanto, acredita-se que isso deve-se ao fato de a amostra não conter um número de fragmentos que comportasse uma grande variação de complexidade na forma.

As métricas que analisaram conectividade, não apresentaram correlação com a integridade biótica. Para ENN constatou-se correlação não significativa com o IIB (Spearman=-0,03;  $p=0,93$ ). Para os fatores de proximidade, NEAR AUNC (Spearman=0,46;  $p=0,26$ ), NEAR AUC (Spearman=-0,49;  $p=0,25$ ) e NEAR RODO (Spearman=-0,45;  $p=0,31$ ), apesar de ambas obterem coeficientes significativos, o limite de rejeição ( $p$ ) excedeu 0,15, invalidando a correlação entre as distâncias da área urbana não consolidada, urbana consolidada e da rodovia com o IIB, em parte pela característica da paisagem periurbana estudada, contemplando fragmentos próximos a outros habitats, mantendo regularidade na integridade do mesmo.

Pode-se dizer então que na escala da paisagem os resultados mostraram existir relação diretamente proporcional entre tamanho da floresta urbana e sua integridade biótica, confirmando estudos anteriores com métodos semelhantes (GRACIANO-SILVA; MELLO; CARDOSO-LEITE, 2018; GALVANI, 2018), relação inversamente proporcional entre integridade e razão perímetro de borda, e inexistência de relação entre forma do fragmento e distância do vizinho mais próximo com integridade biótica, confirmando os resultados obtidos por Graciano-Silva (2016) e Galvani (2018).

Nesta escala, não foi possível detectar a influência da distância da Área Urbana Não Consolidada, da Área Urbana Consolidada e da Rodovia, indicando a necessidade de aumento da escala da paisagem para a escala local do fragmento, ou seja, para uma análise com maior detalhe.

### 3.3 Análise do Fragmento & Índice de Integridade Biótica

Para a análise na escala do fragmento, utilizou-se a estatística multivariada (PCA = Análise de Componentes Principais), ordenando-se os resultados obtidos por amostra, para o IIB, para as variáveis da parcela, como mostra a Tabela 3.

**Tabela 3 – Discriminação dos resultados obtidos por amostra (parcela), para o Índice de Integridade Biótica (IIB), para as variáveis de menor distância (parcela) em relação à borda (Dist. Edge) e área urbana (Dist.Urb), e o resultado das variáveis individuais do IIB devidamente ajustadas para análise. Onde Lit.=Cobertura de serapilheira, Gap=Clareiras, Gra. =Cobertura de Gramíneas, Epi. =Epífitas, Dead=Árvores mortas em pé, Vin.=Cipós, Hig.=Altura do dossel, Diam. =Diâmetro dos indivíduos do dossel, Exo=Outras espécies exóticas, Can Lt. =Indivíduos e espécies tardias no dossel, Und Lt=Indivíduos e espécies tardias no sub-bosque, representam as 11 variáveis da Tabela 1. Município de Boituva, região Metropolitana de Sorocaba (RMS), estado de São Paulo, Brasil**

A PCA resultou na espacialização das unidades amostrais no componente principal intitulado Eixo 1 e Eixo 2 (eixos x e y). O Eixo 1 apresentou proporção de variância de 30,46% e o Eixo 2, 16,22%, apresentando maior porcentagem de variância (autovalor)

Par.	IBI	Dist. Edge (m)	Dist. Urb. (m)	Lit.	Gap	Gra	Epi.	Dead	Vin.	Hig.	Diam.	Exo	Can Lt	Und Lt
1A	40	54.4	457	5	2	1	4	4	2	2	4	1	2	3
1B	37	41.1	588	5	3	2	5	5	3	3	3	1	1	4
1C	37	29.7	398.2	5	4	2	2	5	3	3	3	1	2	5
2A	34	23.3	23.31	5	2	4	3	5	5	3	3	1	2	5
2B	29	9.88	9.98	5	2	5	1	5	5	2	3	1	1	5
2C	43	7.25	1.566	5	2	3	5	4	2	3	4	1	3	5
3A	35	58.4	289.1	5	4	2	2	2	3	2	2	1	1	5
3B	29	37.9	472.4	5	5	2	4	5	5	2	2	2	1	4
3C	33	32.6	631.8	5	4	2	4	5	4	3	3	3	2	4
4A	42	168	668.2	5	2	2	2	1	2	4	3	3	3	5
4B	48	115	326.3	5	2	2	5	1	2	4	4	1	3	5
4C	32	84.2	801.6	5	3	2	1	5	5	2	2	1	3	5
5A	39	38.8	879.5	5	2	3	5	2	3	3	3	5	3	5
5B	31	34.7	890.3	5	4	4	4	2	4	3	2	5	1	5
5C	31	32.9	871.8	5	4	4	3	1	4	2	2	4	1	5
6A	38	81.5	93.38	5	2	2	3	4	2	2	3	1	1	5
6B	38	50.3	166.3	5	2	2	3	1	5	2	3	1	1	5
6C	29	42.1	132.4	5	4	3	1	4	5	2	2	2	2	5
7A	34	36.9	37.11	5	4	4	3	1	5	3	3	1	2	3
7B	27	15.6	15.88	4	4	4	3	1	5	2	3	4	1	2
7C	31	6.90	6.64	5	4	4	2	2	4	2	3	2	1	4

Fonte: Autor, 2019.

acumulada, caracterizando 46,67% da variação do conjunto de dados, respectivamente, conforme Tabela 4 e Figura 2. As variáveis mais explicativas para cada componente principal são identificadas pelos valores de autovetor descritos na Tabela 4.

**Tabela 4. Autovetores das variáveis nas Componentes Principais (PCA) e o percentual explicativo de cada eixo. Onde Dist. Edge=menor distância (parcela) em relação à borda, Dist.Urb= menor distância da área urbana, Litter=Cobertura de serapilheira, Gap=Clareiras, Grass=Cobertura de Gramíneas, Epi. =Epífitas, Dead=Árvores mortas em pé, Vines=Cipós, Hight=Altura do dossel, Diam. =Diâmetro dos indivíduos do dossel, Tree\_exo=Outras espécies exóticas, Canopy- lt. =Indivíduos e espécies tardias no dossel, Und-Lt=Indivíduos e espécies tardias no sub-bosque. Município de Boituva na região Metropolitana de Sorocaba (RMS), Estado de São Paulo, Brasil**

Linhas	Eixo 01	Eixo 02	Eixo 03	Eixo 04	Eixo 05
Dist Edge	0.3015	-0.0775	0.1068	-0.5696	-0.2801
Dist URB	0.2514	0.1141	0.4068	0.4228	-0.0875
Litter	0.2143	-0.4472	0.2112	0.1619	0.0781
Gap	-0.3315	0.0597	0.2275	0.1099	-0.4323
Grass	-0.2768	0.1697	0.1390	0.0127	0.6844
Epi	0.2388	0.3827	-0.0341	0.4246	-0.1182
Dead	-0.0032	-0.4000	-0.1610	0.5036	-0.0566
Vines	-0.4038	-0.0828	0.0644	-0.0227	0.2047
Hight	0.3552	0.1999	0.1368	-0.1007	0.1706
Diam	0.3024	0.2139	-0.4900	0.0912	0.2459
Tree_exo	-0.0898	0.4317	0.4918	0.0010	-0.0131
Can-Lt	0.3650	0.0249	0.0983	-0.0695	0.1603
Und-Lt	0.1857	-0.4032	0.4072	-0.0255	0.2793
Proporção da variância	30.46%	16.22%	13.32%	10.75%	8.81%
Proporção acumulada	30.46%	46.67%	59.99%	70.74%	85.63%

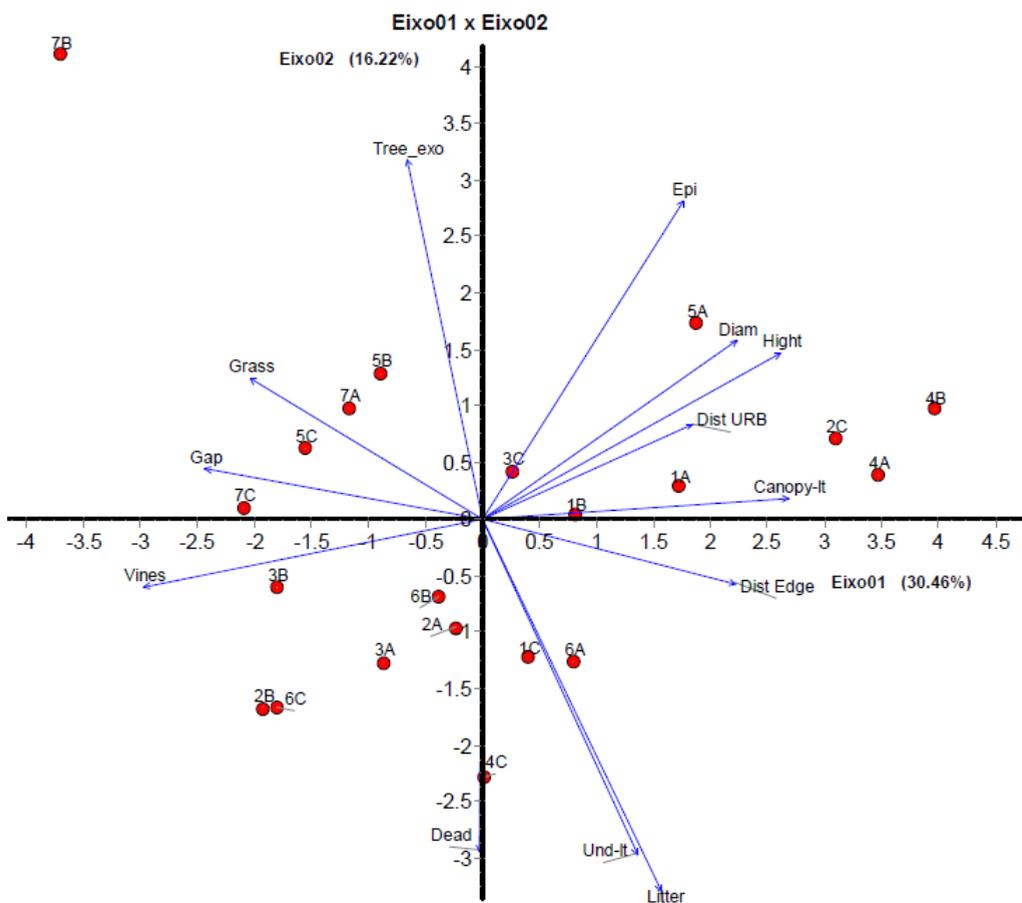
Fonte: Autores, 2019.

Figura 2. Análise de Componentes Principais (PCA) utilizando-se dados obtidos por amostra (parcela), para o Índice de Integridade Biótica (IIB), para as variáveis de menor distância (parcela) em relação à borda (Dist. Edge) e área urbana (Dist.Urb), e o resultado das variáveis individuais do IIB devidamente ajustadas para análise. Onde

Litter=Cobertura de serapilheira, Gap=Clareiras, Grass=Cobertura de Gramíneas, Epi. =Epífitas, Dead=Árvores mortas em pé, Vines=Cipós, Hight=Altura do dossel, Diam. =Diâmetro dos indivíduos do dossel, Tree\_exo=Outras espécies exóticas, Canopy-It. =Indivíduos e espécies tardias no dossel, Und-It=Indivíduos e espécies tardias no sub-bosque, representam as 11 variáveis da Tabela 1. Município de Boituva, região Metropolitana de Sorocaba (RMS), estado de São Paulo, Brasil

Fonte: Autores, 2019.

Analisando o Eixo 1, pode-se observar (Figura 2) que o grupo foi influenciado por



“Dist. Urb” e “Dist. Edge”, ou seja, pelos maiores valores da menor distância da borda do fragmento e da área urbanizada. Estas parcelas apresentaram os maiores valores para diâmetro, altura, espécies tardias do dossel e presença de epífitas (indicadores de área com melhor integridade).

Os resultados evidenciam um gradiente de integridade biótica de regular a alta,

sendo que as parcelas 4B, 2C, 4A, 1A, obtiveram integridade alta e as parcelas 5A, 6A, 1B, 1C, 3C, obtiveram integridade regular, estando todas distantes da área urbanizada (Figura 2), sendo exceção a parcela 2C que, em sua análise pontual, apesar da proximidade com a área urbana consolidada, obteve integridade alta. Esse resultado para parcela 2C, pode ter sido influenciado pelo histórico de perturbação do fragmento, bem como do seu entorno, uma vez que ao sul do mesmo, encontram-se fragmentos de domínio público em fase de regeneração (GREGORINI, 2015).

É importante ressaltar que o grupo (valores positivos para Eixo 1) englobou muitas parcelas A e C ou seja, parcelas do interior do fragmento e próximas à borda do mesmo, corroborando os resultados da métrica PARA-Ratio, que indicou serem fragmentos alongados, propensos ao efeito de borda, ou seja, independentemente da posição da parcela, os fragmentos estão integralmente sob efeito de borda (MCGARIGAL, 2015; HADDAD *et al.*, 2015; SILVA *et al.*, 2017), e apesar dessa condição, os fragmentos com formato menos alongado e que estão mais distantes de área urbanizada (Fragmento 1 e 4), estão com a totalidade de suas parcelas neste grupo (valores positivos para Eixo 1).

Comparando os resultados com os obtidos por Galvani (2018) e Graciano-Silva, Mello e Cardoso-Leite (2018), observa-se que os fragmentos que apresentaram boas pontuações nas variáveis relativas a indivíduos de espécies tardias de dossel, cobertura de serapilheira e cobertura de dossel apresentaram valores maiores de integridade biótica, demonstrando que a distância da urbanização pode preservar a integridade biótica e as variáveis foram sensíveis em demonstrar isso.

A presença de espécies tardias do dossel, como a estrutura (altura e diâmetro) preservada, pode resultar em baixa penetrabilidade de luz, garantindo menor incidência de raios solares diretos nos estratos inferiores, amortizando os efeitos do clima e preservando a umidade no interior da mata, garantindo assim a manutenção das epífitas e o desenvolvimento equilibrado das espécies (HECKMANN; MANLEY; SCHLESINGER, 2008; GRACIANO-SILVA; MELLO; CARDOSO-LEITE, 2018; GALVANI, 2018).

No outro extremo (valores negativos para eixo 1) estão as parcelas 7 (A,B,C) e 2 (A,B) (Figura 2), que são as parcelas mais próximas da área urbanizada, além de pertencerem aos fragmentos mais próximos à área urbanizada (Figuras 1) relacionadas com as variáveis “Gap”, “Vines” e “Grass”, ou seja, nas parcelas e fragmentos mais próximas da área urbanizada há um aumento dos indicadores de integridade baixa, como clareiras, lianas e gramíneas, refletindo na integridade biótica destes fragmentos, já que esse grupo apresentou gradiente de integridade biótica, de regular para ruim, com destaque para as parcelas 7B, 2B, 3B, 6C, bem como fragmentos considerados os mais alongados, como o 2 e 7, confirmando a relação da sua forma (PARA-Ratio) com a diminuição da integridade biótica, já que essa forma acarreta maior incidência de vento, luz e calor, favorecendo a incidência de espécies invasoras adaptadas a essas condições (HECKMANN; MANLEY; SCHLESINGER, 2008; LONDE, 2020)

Galvani (2018) obteve as mesmas variáveis associadas a integridade baixa, acrescida de árvores mortas em pé, sendo estas consideradas por diversos autores como perturbações decorrentes do efeito de borda e da ocupação urbana. Acredita-se que presença de

clareiras (Gap) aumente a presença de lianas e gramíneas, indicando degradação (HECKMANN; MANLEY; SCHLESINGER, 2008; MEDEIROS *et al.*, 2015; LONDE, 2020). Graciano-Silva (2016), também atribuiu a grande ocorrência de lianas a ambientes mais degradados, onde as espécies presentes não são capazes de fechar o dossel quando há presença de clareiras, abrindo espaço para que se dê a formação de emaranhados de lianas.

Analisando o Eixo 2 (Figura 2), obteve-se alto valor de explicação para as variáveis Litter (serapilheira), Dead (árvores mortas), Tree-exo (exóticas lenhosas), Und-It (Sub-bosque) e Epi (epífitas). Pode-se observar (Figura 2) que as espécies exóticas (tree\_exo) estão mais relacionadas com as parcelas 7 (A, B, C) e 5 (B, C) evidenciando que parcelas sob efeito de borda e próximas da urbanização apresentam mais espécies exóticas, podendo alterar as funções do ecossistema, como condições hidrológicas e ciclagem dos nutrientes (HECKMANN; MANLEY; SCHLESINGER, 2008), relacionadas, portanto, a baixa integridade biótica. Seu ingresso pode se dar pelo seu plantio próximo a borda destes fragmentos ou pela dispersão de espécies usadas na arborização e ornamentação paisagística de ruas e casas próximas ao fragmento (GRACIANO-SILVA, 2016).

Por outro lado, a variável “Dead” (árvores mortas) não parece estar relacionada com a urbanização, ou seja, a ocorrência de árvores mortas na área parece ser da dinâmica natural da floresta, o que pode ter influenciado no aumento de “Litter” (serapilheira) (MEDEIROS; TOREZAN, 2013), corroborando a análise do componente principal 1, já que manteve os fragmentos com integridade baixa, 2B, 3B, 6C, indicando relação com a presença de Vines (Lianas), Dead (árvores mortas) e Und-It (espécies tardias no sub-bosque).

## 4 Conclusões

### 4.1 Teórico-acadêmicas

Na escala da paisagem, os dados apresentados neste estudo mostraram relação positiva entre o tamanho do fragmento florestal e sua integridade biótica, bem como a relação inversamente proporcional entre integridade e razão perímetro/área. A inexistência de relação entre forma do fragmento e distância do vizinho mais próximo com integridade biótica pode ser atribuída à configuração da paisagem estudada, composta por fragmentos sem uma variação considerável na forma e distância entre eles.

Na escala do fragmento, corroborou-se a hipótese deste estudo, demonstrando haver relação entre a qualidade (integridade biótica) dos fragmentos florestais com a área urbanizada, pois os resultados mostraram que a distância da área urbanizada influenciou no aumento de epífitas, diâmetro e altura das árvores, bem como na ocorrência de espécies tardias no dossel, variáveis estas que indicam boa integridade biótica. Em contrapartida, os fragmentos próximos à área urbana e da borda, obtiveram aumento na presença de clareiras, lianas, gramíneas e espécies exóticas, variáveis que são indicativos de baixa integridade biótica, prejudicando a preservação da biodiversidade local e a manutenção dos serviços ecossistêmicos.

## 4.2 Implicações para as políticas públicas

Os resultados obtidos podem ser utilizados na elaboração de políticas públicas de planejamento ambiental e urbano locais, porém relacionadas ao cumprimento de metas e acordos regionais, nacionais e internacionais.

Em âmbito local os dados podem ser utilizados na revisão do Plano Diretor Municipal. O Plano Diretor de Boituva em vigor foi publicado em 2006 (BOITUVA, 2006) e atualmente encontra-se em revisão. No Projeto de Lei que altera o atual Plano Diretor (BOITUVA, 2020), foram propostas somente duas macrozonas de interesse ambiental, uma no setor norte do município e outra no setor sul, às margens do Rio Sorocaba. Foi proposta também a expansão urbana (zona de chácaras) numa faixa paralela à Rodovia Castelo Branco, e se aprovado, poderá acarretar na destruição do fragmento florestal 4, um dos maiores e mais bem preservados de Boituva. Ressalta-se assim, a necessidade de se estabelecer diálogo entre Poder Público e Sociedade Civil no sentido de observar estudos acadêmicos previamente realizados, e incorporá-los na formulação de Políticas Públicas, como o Plano Diretor em revisão.

Os resultados do presente estudo poderiam ser utilizados na elaboração de uma Política Municipal de Meio Ambiente onde deveriam estar previstas diretrizes para criação e manutenção de unidades de conservação (BRASIL, 2000; BRASIL, 2019) e de áreas verdes a exemplo de outros municípios da região (SOROCABA, 2012). O município poderia também desapropriar áreas para conservação ou estimular proprietários rurais na criação de Reservas Privadas. Destaca-se o Fragmento 4 como área prioritária para criação de uma Unidade de Conservação (BRASIL, 2000, BRASIL, 2019) devido a seu tamanho e alta integridade biótica.

No âmbito estadual, considerando a existência do Programa Município VerdeAzul do Estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2021), os resultados deste estudo poderiam ser utilizados para melhorar a pontuação de Boituva nas próximas avaliações, especialmente na Diretiva 4 – Biodiversidade, e na Diretiva 7- Uso do Solo, pois o município ficou em 134ª posição no ranking estadual na última avaliação (SÃO PAULO, 2021), muito aquém de outros municípios da região como Sorocaba e Itu que alcançaram respectivamente 11ª e 6ª posição neste mesmo ranking.

Considerando as metas e acordos internacionais, o Brasil é signatário da Convenção da Diversidade Biológica (CDB, 2014) e na 10ª Conferência das Partes da CDB, foi produzido o documento denominado “Metas de Aichi” (CBD, 2020) onde ficou acordado que os países participantes deveriam: reduzir pela metade ou levar a zero a taxa de perda de habitat, inclusive de florestas (meta 5), apresentar no mínimo 17% do território continental em áreas protegidas por lei (meta 11), além de preservar e restaurar os ecossistemas provedores de serviços ecossistêmicos (meta 14). Desta forma, a conservação dos fragmentos florestais e a criação de áreas protegidas nos mesmos, contribuiria para alcançar o cumprimento deste acordo, colocando o município em local de destaque no cenário nacional.

De acordo com os “Objetivos da ONU para o desenvolvimento sustentável” (UNITED NATIONS, 2015) o objetivo 11 (Cidades e comunidades sustentáveis) e

o objetivo 15 (Vida terrestre), tratam respectivamente da questão das cidades e das florestas. A utilização dos dados do presente estudo, na proteção e uso sustentável dos remanescentes florestais (meta 15) contribuiria também para o cumprimento da meta 11, ou seja, poderia transformar a cidade de Boituva em um município mais resiliente e sustentável, servindo de exemplo a outros municípios.

### Agradecimentos

Nós agradecemos ao Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade na Gestão Ambiental – PPGSGA/Universidade Federal de São Carlos, Núcleo de Estudos de Áreas Protegidas para Sustentabilidade – NEAPS e Prefeitura Municipal de Boituva, pelo auxílio logístico e financeiro.

### Referências

- ANDERSON, J. R. et al. **A land use and land cover classification system for use with remote sensor data**. 2. ed. Washington: USGS, 1976. 28 p. Disponível em: <https://pubs.usgs.gov/pp/0964/report.pdf>. Acesso em: 6 jun. 2019.
- AYRES, M. et al. **BioEstat: Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biomédicas**. Belém: Instituto Mamirauá, 2007. 364 p.
- AZEVEDO, J.C. et al. The ethics of isolation, the spread of pandemics, and landscape ecology. *Landscape Ecol*, v. 35, p. 2133–2140, ago. 2020.
- BARONA, C. O. et al. Trends in Urban Forestry Research in Latin America & The Caribbean: A Systematic Literature Review and Synthesis. *Urban Forestry & Urban Greening*, v. 47, 2020.
- BARRERA, F. et al. Periurbanization and conservation pressures over remnants of native vegetation: impact on ecosystem services for a Latin-American capital city. *Change Adaptation Socioecol*, v. 4, p. 21-32, dez. 2018.
- BENEVOLO, L. **História da cidade**. 6. ed. São Paulo: Perspectiva, 2017. 728 p.
- BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Brasília: DF.
- BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: < [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/19985.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm)>. Acesso em: 20 jun. 2020.

BRASIL. Lei nº 13.800, de 04 de janeiro de 2019. Autoriza a administração pública a firmar instrumentos de parceria e termos de execução de programas, projetos e demais finalidades de interesse público com organizações gestoras de fundos patrimoniais. Disponível em: <[https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2019-2022/2019/lei/113800.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2019/lei/113800.htm)>. Acesso em: 20 jun. 2020.

BOITUVA (Município). Lei Complementar nº1.730, de 04 de outubro de 2006. Institui o Plano Diretor de Boituva. Boituva, 2006

BOITUVA (Município). Projeto de Lei nº 013, de 16 de setembro de 2020. Dispõe sobre o Plano Diretor de Boituva e dá outras providências. Boituva, 2020.

CARDOSO-LEITE, E. (Coord). **Planejamento Ambiental e Priorização de Áreas para Conservação**. Projeto Pesquisa e Extensão. UFSCAR- FAI-PROEX. N. 10452. 2017.

CONSERVATION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (CDB). **Aichi Biodiversity Targets**. 2019. Disponível em: <https://www.cbd.int/sp/targets/>. Acesso em: 20 jun. 2020.

CONSERVATION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (CDB). **Recursos para alcançar as Metas de Aichi**. Montreal, Canadá: Secretaria da Convenção Para A Diversidade Biológica, 2014.

DOBBS, C.; NITSCHKE, C.; KENDAL, D. Assessing the drivers shaping global patterns of urban vegetation landscape structure. **Science of the Total Environment**, v. 592, p. 171–177, 2017.

DUGGIN, M. J.; ROBINOVE, C. J. Assumptions implicit in remote sensing data acquisition and analysis. **International Journal of Remote Sensing**. p. 1669-1694. out. 1990.

EASTMAN, J. **IDRISI Andes: Guide to GIS and Image Processing**. Massachusetts: ClarkLabs. p. 157-158, 2006. Disponível em: [www.clarklabs.org](http://www.clarklabs.org). Acesso em 20 jul. 2019.

FAO. Guidelines on urban and peri-urban forestry, by Salbitano, F, Borelli, S., Conigliaro M. and Chen Y. **FAO Forestry Paper**, n. 178. Rome, 2016.

FAO. **The State of the World's Forests: Forest pathways to sustainable development**. Rome, 2018. Disponível em: Acesso em: 5 dez, 2019.

FARIAS, A. R. et al. **Identificação, mapeamento e quantificação das áreas urbanas do Brasil**. Gestão Territorial: Campinas, 2017. 5 p. Comunicado Técnico.

FERNÁNDEZ, I. C.; WU, J.; SIMONETTI, J. A. The urban matrix matters: Quantifying the effects of surrounding urban vegetation on natural habitat remnants in Santiago de Chile. **Landscape and Urban Planning**, v. 187, p. 181-190, 2018.

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

GALVANI, F. M. **Integridade biótica de fragmentos florestais em matriz urbana**. 2018. 77 p. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba.

GOTELLI, N. J.; ELLISON, A. M. **Princípios da estatística em ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2011. Tradução de Fabrício Beggiato Baccaro, *et al.*

GRACIANO-SILVA, T. **Análise e estabelecimento do índice de integridade biótica para florestas urbanas**. 2016. 86 p. Dissertação (Mestrado em Sustentabilidade na Gestão Ambiental) - Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2016.

GRACIANO-SILVA, T.; MELLO, K.; CARDOSO-LEITE, E. Adaptação e eficiência de um índice de integridade biótica para análise da sustentabilidade em florestas urbanas. **Gaia Scientia**, v. 12, n. 2, p. 60-75, 2018.

GREGORINI, R. A. **Análise de áreas para criação de unidades de conservação no município de Boituva (SP)**. 2015. 95 p. (Mestrado em Sustentabilidade na Gestão Ambiental) - Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2015.

GUREVITCH, J. *et al.* **Ecologia Vegetal**. 2. ed. Porto Alegre: Artmed, 2009.

HADDAD, N. M. *et al.* Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2. p. 1-9, 2015.

HECKMANN, K.E.; MANLEY, P. N.; SCHLESINGER, M. D. Ecological integrity of remnant montane forests along an urban gradient in the Sierra Nevada. **Forest Ecology and Management**, v. 255, p. 2453-2466, 2008.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2012. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Manuais Técnicos em Geociências, 2012. 271 p

JACOBI, P. R.; GIATTI, L. L. A ambivalência do desenvolvimento e a busca de novas vias para a sustentabilidade. **Ambient. soc.**, São Paulo, v. 18, n. 3, 2015

JENSEN, J.R. **Introductory digital image processing: a remote sensing perspective**. 2. ed. New Jersey: Prentice Hall, 1996.

KUDO, S. A. *et al.* A proteção jurídica dos fragmentos florestais urbanos: um estudo da paisagem e da legislação ambiental e urbanística da cidade de Manaus. **Desenvolv. Meio Ambiente**, Curitiba, v. 38, p. 521-540, maio 2016.

LIU, J. *et al.* How does habitat fragmentation affect the biodiversity and ecosystem functioning relationship? **Landscape Ecol**, v. 33, p.341–352, 2018.

LIU, X. *et al.* Global urban expansion offsets climate-driven increases in terrestrial net primary productivity. **Nat Commun**. v. 10, n. 5558, 2019.

LONDE, V. *et al.* Reference and comparison values for ecological indicators in assessing restoration areas in the Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v. 110, 2020.

MACEDO, L. S. V.; JACOBI, P. R. Subnational politics of the urban age: evidence from Brazil on integrating global climate goals in the municipal agenda. **Palgrave Commun**, v. 5, n. 18, 2019.

MCGARIGAL, K. **Fragstat Help**. Massachusetts, 2015. Disponível em: <http://umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats.help.4.2.pdf>. Acessado em: 20 Jun 2019.

MCGARIGAL, K. et al. A landscape index of ecological integrity to inform landscape conservation. **Landscape Ecol**, v. 33, n. 7, pp 1029–1048, jul. 2018.

MEDEIROS, H. R. et al. Combining plant and Bird data increases the accuracy of an Index of Biotic Integrity to assess conservation levels of tropical forest fragments. **Nature Conservation**, v. 25, p. 1-7, 2015.

MEDEIROS, H. R.; TOREZAN, J. M. Evaluating the ecological integrity of Atlantic Forest remnants by using rapid ecological assessment. **Environ Monit Assess**, v. 185, p. 4373-4382, 2013.

MELLO, K. **Análise espacial de remanescentes florestais como subsídio para o estabelecimento de unidades de conservação**. Dissertação (Mestrado) Diversidade Biológica e Conservação. Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2012.

MELLO; K.; TOPPA, H. R.; CARDOSO-LEITE. Priority areas for forest conservation in an urban landscape at the transition between Atlantic Forest and Cerrado. **CERNE**, v. 22, n. 3, 2016.

MOTA, M.T. et al. Categorização da infraestrutura verde do município Sorocaba (SP) para criação de um sistema municipal Integrando espaços livres e áreas protegidas. **RBCIAMB**, n. 41, p. 122-140, set. 2016.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Tree**, v. 10, p. 58-62, 1995.

ORDÓÑEZ, C.; DUINKER, P. N. Ecological integrity in urban forests. **Urban Ecosyst**, v. 15, p. 863-877, 2012.

RODRIGUES, P. J. F. P.; NASCIMENTO, M. T. Fragmentação florestal: breves considerações teóricas sobre efeitos de borda. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 57, n. 1, p. 67-74, jan. 2006.

SÃO PAULO. SECRETARIA DE INFRAESTRUTURA E MEIO AMBIENTE. **Pontuações: 2020**. Programa Município VerdeAzul (PMVA). Disponível em: <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/verdeazuldigital/pontuacoes/>. Acesso em: 15 jul. 2021.

SAYRE, R. et al. **Nature in focus: Rapid ecological assessment**. The Nature Conservancy, 2000.

SCHINDLER, S. et al. Multiscale performance of landscape metrics as indicators of species richness of plants, insects and vertebrates. **Ecological Indicators**, v. 31, p. 41-48, 2013. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.04.012. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X12001744>. Acesso em: 8 mar. 2019.

SHEPHERD, G.J. **FITOPAC: Versão 2.1**. Campinas, SP: Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP. 2010.

SILVA, B. G. et al. Pathways affect vegetation structure and composition in the Atlantic Forest in southeastern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 31, n. 1, p. 108-119, 2017.

SOROCABA (Município). Lei nº 10.060, de 03 de maio de 2012. Dispõe sobre a Política Municipal de Meio Ambiente de Sorocaba e dá outras providências. Sorocaba, 2012.

STEENBERG, J. W. N. et al. Neighbourhood-scale urban forest ecosystem classification. **Journal of Environmental Management**, v. 163, p. 134-145, 2015.

STEENBERG, J. W. N.; DUINKER, P. N.; NITOSLAWSKI, S. A. Ecosystem-based management revisited: Updating the concepts for urban forests. **Landscape and Urban Planning**, v. 186, p. 24-35, 2019.

UNITED NATIONS. **Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development**. New York, set. 2015.

UNITED NATIONS. Department of Economic and Social Affairs, Population Division. **World Urbanization Prospects: The 2018 Revision, Highlights**, 2018.

WILSON, M. C. et al. Assessing habitat fragmentation's hierarchical effects on species diversity at multiple scales: the case of Thousand Island Lake, China. **Landscape Ecol**, v. 35, p. 1-22, 2020.

WWF. **Living Planet Report - 2018: Aiming Higher**. Gland, Switzerland, 2018.

**Vanessa Peixoto Giacon**

✉ [vanessapeixotogiacon@gmail.com](mailto:vanessapeixotogiacon@gmail.com)

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5833-5677>

Submetido em: 29/04/2020

Aceito em: 23/08/2022

2022;25e:00534

**Roberta Averno Valente**

✉ [roavalen@ufscar.br](mailto:roavalen@ufscar.br)

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7273-7042>

**Eliana Cardoso-Leite**

✉ [eliana.leite@ufscar.br](mailto:eliana.leite@ufscar.br)

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3152-2576>

# Relación entre urbanización e integridad biótica de remanentes de Bosque Urbano

Vanessa Peixoto Giacon  
Roberta Averna Valente  
Eliana Cardoso-Leite

**Resumen:** El objetivo de este artículo es analizar la calidad de los fragmentos forestales nativos con la proximidad de la urbanización. Siete fragmentos de bosques nativos en el sureste de Brasil fueron seleccionados para su análisis a dos escalas: paisaje y fragmento. Los análisis se estructuraron combinando el diagnóstico de uso y cobertura del suelo, índices paisajísticos y el Índice de Integridad Biótica (IIB) de los fragmentos analizados. En la escala paisajística, los datos mostraron que existe una relación entre el tamaño del fragmento del bosque urbano y el IIB, así como una relación inversamente proporcional entre la integridad y la relación perímetro/área. En la escala del fragmento, se corroboró que existe una relación entre la calidad de los fragmentos del bosque urbano con la proximidad de la urbanización. El método resultó ser un instrumento para la elaboración de políticas públicas ambientales para la planificación y conservación de los bosques urbanos.

São Paulo. Vol. 25, 2022

*Artículo original*

**Palabras-clave:** Paisagem Urbana; Índice de Integridade; Conservação Fragmentos Urbanos; Calidad del medio ambiente; Políticas Públicas.

# Association between urbanization and the biotic integrity of urban forest remnants

Vanessa Peixoto Giacon  
Roberta Aversa Valente  
Eliana Cardoso-Leite

---

**Abstract:** The disturbance of forest fragments has reduced environmental quality, ecosystem services and climate mitigation in several cities. The aim of the current article is to analyze the quality of native forest fragments close to urban areas. Seven forest fragments in Southeastern Brazil were selected for analysis based on two spatial scales: landscape and fragment. Analyses were structured by combining landscape diagnosis to the evaluation of the analyzed fragments, based on the application of an Index of Biotic Integrity. Data analyzed at landscape scale have shown association between the size of the analyzed urban forest fragment and its biotic integrity, as well as inversely proportional association between integrity and perimeter/area ratio. The fragment scale enabled corroborating the current study's hypothesis and evidenced association between quality of urban forest fragments and their proximity to urban areas. The adopted method has proved to be an important instrument to help developing environmental public policies focused on urban forests' planning and conservation.

São Paulo. Vol. 25, 2022

*Original Article*

**Keywords:** Urban landscape; Integrity Index; Conservation of Urban Fragments; Environmental Quality; Public Policies.