

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CAMPUS DE SOROCABA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SUSTENTABILIDADE NA GESTÃO
AMBIENTAL

FABRICIO MACEDO GALVANI

INTEGRIDADE BIÓTICA DE FRAGMENTOS FLORESTAIS EM MATRIZ URBANA

Sorocaba
2018

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CAMPUS DE SOROCABA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SUSTENTABILIDADE NA GESTÃO
AMBIENTAL

FABRICIO MACEDO GALVANI

INTEGRIDADE BIÓTICA DE FRAGMENTOS FLORESTAIS EM MATRIZ URBANA

Dissertação de Mestrado para Exame de defesa
de Título, no Programa de Pós-Graduação em
Sustentabilidade na Gestão Ambiental, Linha de
Pesquisa em Áreas Protegidas.

Orientação Profa. Dra. Eliana Cardoso-Leite

Sorocaba

2018

Galvani, Fabricio Macedo

INTEGRIDADE BIÓTICA DE FRAGMENTOS FLORESTAIS EM
MATRIZ URBANA / Fabricio Macedo Galvani. -- 2018.

77 f. : 30 cm.

Dissertação (mestrado)-Universidade Federal de São Carlos, campus
Sorocaba, Sorocaba

Orientador: Eliana Cardoso Leite

Banca examinadora: Prof. Dra. Renata Evangelista de Oliveira, Prof. Dr.
João Vicente Coffani Nunes, Prof. Dra. Eliana Cardoso Leite

Bibliografia

1. Índice de Integridade Biótica. 2. Fragmentos Florestais Urbanos. 3.
Floresta Estacional Semidecidual. I. Orientador. II. Universidade Federal de
São Carlos. III. Título.

Ficha catalográfica elaborada pelo Programa de Geração Automática da Secretaria Geral de Informática (SIn).

DADOS FORNECIDOS PELO(A) AUTOR(A)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências e Tecnologias Para a Sustentabilidade
Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade na Gestão Ambiental

Folha de Aprovação

Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Dissertação de Mestrado do candidato Fabrício Macedo Galvani, realizada em 19/03/2018:

Eliana Cardoso Leite

Profa. Dra. Eliana Cardoso Leite
UFSCar

Renata Evangelista de Oliveira

Profa. Dra. Renata Evangelista de Oliveira
UFSCar

João Vicente Coffani Nunes

Prof. Dr. João Vicente Coffani Nunes
UNESP

AGRADECIMENTOS

Aos meus irmãos, minha mãe e minha avó, pelo apoio e carinho que sempre recebi, por entenderem minhas ausências em diversos finais de semana, e por fim ajudarem na realização desta etapa.

À minha esposa Marianna por sempre dar o apoio necessário, sempre entendendo as noites mal dormidas, as madrugadas de estudo, e por todo amor, apoio e compreensão dedicados.

À Prof. Dra. Eliana Cardoso-Leite pela sua paixão contagiante pelo PPGSGA, Ecologia e Universidade, e por topar o desafio sabendo das dificuldades da distância e do tempo de dedicação.

Ao Rick (Luis Felipe Campez) pelo auxílio no campo, pelo companheirismo, amizade, e momentos de descontração durante e após o campo.

Ao Secretário Municipal de Meio Ambiente de Ribeirão Preto Sr. Otávio Okano, colega de longa data, que me forneceu total apoio e disponibilidade para a realização do estudo no município.

Aos gestores e funcionários da Estação Ecológica de Ribeirão Preto e dos Parques Estaduais de Vassununga e Porto Ferreira, a realização da pesquisa nessas áreas foi de fundamental importância para o desenvolvimento desse trabalho.

A todo pessoal da 41^a turma da Bio-USP/RP, Repúblicas Enshark e Lab, por mais distante que seja nosso convívio nos dias atuais, o apoio e as conversas sempre me ajudaram a seguir no mestrado.

Ao Waldonésio, funcionário do Parque Estadual de Vassununga, pessoas com a sua paixão e dedicação às nossas florestas nos inspiram a seguir nesse caminho.

A Leidiane Nascimento, pela ajuda em campo e por me facilitar o acesso ao fragmento da Fazenda Santa Maria.

A JGP Consultoria e Participações Ltda. por me apoiar e permitir o concílio entre trabalho e estudo, autorizando sempre minhas ausências sem questionamentos ou impedimentos.

A toda equipe de Vegetação da JGP Consultoria e Participações Ltda., pelo apoio, sempre me cobrindo em campos e relatórios quando necessário, pelas conversas produtivas, e pelo interesse no tema dessa dissertação.

À Marília Andreani, pelas dicas, correções e sugestões feitas durante a elaboração dessa dissertação.

Aos funcionários do Bosque Municipal Fábio Barreto, em especial ao Sr. Alexandre pela ajuda e apoio necessário.

Aos professores que aceitaram compor minhas bancas de qualificação e defesa, pela disponibilidade, e pelas contribuições dadas para o desenvolvimento dessa pesquisa.

A Olga K. Henriques, pelo apoio prestado e pelas dicas. O contato por telefone foi de fundamental importância, dando informações valiosas para a discussão desse trabalho.

A prefeitura do campus de Ribeirão Preto da Universidade de São Paulo, pelo pronto atendimento e apoio as atividades de campo realizadas no local.

Por fim a todos colegas e professores do PPGSGA, vocês são fantásticos. Conhecer e conviver com pessoas que vivem um sonho similar nos fortalece em meio a tantos embates perdidos por quem ama a universidade pública, o meio ambiente, nossos povos e nossas florestas.

RESUMO

GALVANI, Fabricio Macedo. Integridade Biótica de Fragmentos Florestais em Matriz Urbana. 077 f. Monografia (Mestrado Profissional em Sustentabilidade na Gestão Ambiental) – Universidade Federal de São Carlos.

No Brasil, a floresta estacional semidecidual (FES) é uma das fisionomias da Mata Atlântica, situada entre os biomas Mata Atlântica e Savana. Nas últimas décadas, a FES foi fragmentada pelo uso do solo em áreas agrícolas ou urbanas. O crescimento urbano e industrial promove um forte impacto nos fragmentos florestais devido aos efeitos de borda, isolamento e degradação do habitat. Assim, o conhecimento sobre a dinâmica ecológica e a integridade biótica dentro desses fragmentos é essencial para orientar políticas públicas e apoiar os tomadores de decisão no planejamento e gestão de territórios. O objetivo deste estudo foi analisar a Integridade Biótica em fragmentos de FES no interior de Ribeirão Preto (SP), cidade de porte médio do sudeste do Brasil, e analisar a relação entre a IIB e as métricas da paisagem (tamanho, forma e conectividade). O método (IIB) possui nove indicadores (serrapilheira, cobertura de gramíneas, árvores mortas em pé, espécies exóticas lenhosas, lianas, clareiras, epífitas vasculares, espécies tardias no dossel e no sub-bosque). Os resultados do IIB podem variar de 9 a 45. A pesquisa foi realizada em 9 fragmentos florestais, cujos tamanhos variam de 1,3 a 185,0 ha, todos com influência urbana. A relação entre o IBI e as métricas da paisagem (tamanho, forma) foi analisada pela correlação de Pearson. O valor IIB registrado foi de 26,0 a 38,0 mostrando baixa, média ou boa integridade para os fragmentos. Os resultados mostraram forte correlação entre IIB e tamanho ($p = 0,7944$) e fraca relação com forma ($p = 0,47$). No entanto, os resultados mostraram uma área grande (77 ha) com baixa Integridade e outra pequena área (22 ha) com alta integridade. Foi registrada uma área de médio porte, com alta integridade, localizada em área de expansão urbana, para a qual foi recomendada a criação de uma Área Protegida.

Palavras chave: Floresta Estacional Semidecidual, Fragmentos Florestais, Paisagem Urbana, Ribeirão Preto, Índice de Integridade Biótica.

ABSTRACT

GALVANI, Fabricio Macedo. Biotic Integrity in Forest reminiscent in Urban Areas. 077 f.

Monografia (Mestrado Profissional em Sustentabilidade na Gestão Ambiental) – Universidade Federal de São Carlos

In Brazil, semi-deciduous seasonal forest (SSF) is one of the physiognomies of Atlantic Forests, and sited between the Atlantic Forest and Savanna Biomes. Over the last decades, SSF has been fragmented by use of the soil for agricultural or urban areas. The urban and industrial growth promote a strong impact in forest fragments due to the edge effects, isolation, and habitat degradation. Hence, the knowledge about ecologic dynamics and biotic integrity inside this fragment is essential to guide public policy and to support decision makers, in the planning and management of territories. The goal of this study was to analyze the Biotic Integrity in fragments of SSF inside Ribeirão Preto (SP), a medium-sized city in the southeast of Brazil, and to analyse the relationship between BII and landscape metrics (size, shape and connectivity). The method (BII) has nine indicators (littler and grass cover, stand of dead trees, exotic wood species, vines, gaps in the canopy, vascular epiphytes, later species in canopy and in understory). The results can vary from 9 to 45. The survey was carried out in 9 forest fragments, the sizes of which are from 1,3 to 185,0 ha, all with urban influence. The relation between IBI and landscape metrics (size, shape) were analyzed by the Pearson correlation. BII value were registered from 26,0 to 38,0 or as low, medium or high integrity. The results showed strong correlation between IBB and size ($p= 0, 7944$), and weakness with shape ($p= 0, 47$). Therefore, the results show a vast area (77 ha) with low Integrity and another small area (22 ha) with high integrity. It was registered a medium-sized area, with high integrity located urban area in expansion, for which it was recommended the creation of one Protected Area.

Keywords: Semideciduous Seasonal Forests, Urban landscape, Forest Fragmentation, Biotic Integrity Index.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	8
1.1 INDICADORES AMBIENTAIS E MÉTODOS DE AVALIAÇÃO ECOLÓGICA RÁPIDA.....	9
1.2 ECOLOGIA DE PAISAGENS.....	10
2. OBJETIVOS	12
3. DESENVOLVIMENTO	12
3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	12
3.2. DOS COMPONENTES PARA ELABORAÇÃO DO ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA.....	15
3.3. ANÁLISE DA PAISAGEM.....	24
4. PRODUTOS	26
4.1 ARTIGO 1.....	26
4.1.1 Introdução	27
4.1.2 Materiais e Métodos	29
4.1.3 Resultados e Discussão	31
4.1.3.1 Alterações Propostas para o IIIB e seu Efeito na Integridade Dos Fragmentos.....	31
4.1.3.2 Análise dos Indicadores.....	33
4.1.4 Conclusão	37
4.1.5 Referências Bibliográficas	38
4.2 ARTIGO 2.....	43
4.2.1 Introdução	44
4.2.2 Materiais e Métodos	46
4.2.2.1 Cálculo do IIB.....	46
4.2.2.2 Análises das Métricas de paisagem.....	46
4.2.2.3 Análise estatística.....	48
4.2.3 Resultados	49
4.2.4 Discussão	53
4.2.5 Conclusão	58
4.2.6 Referências Bibliográficas	59
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	63
5.1 FRAGMENTOS 1 A 4 – CAMPUS DA USP.....	63
5.2 FRAGMENTO HOSPITAL SANTA TEREZA.....	64
5.3 ESTAÇÃO ECOLÓGICA DE RIBEIRÃO PRETO.....	65

5.4 FRAGMENTO TERMINAL PETROQUÍMICO.....	66
5.5 FRAGMENTO SANTA MARIA	66
5.6 FRAGMENTO BOSQUE FÁBIO BARRETO	67
6. REFERÊNCIAS.....	68

1. INTRODUÇÃO

A intensa exploração agrícola no interior do Estado de São Paulo ocorrida no século passado acarretou em um intenso desmatamento nos planaltos da Bacia do Rio Paraná. Segundo o Inventário Florestal do Estado de São Paulo, sobrou apenas 13,6 % da cobertura vegetal original na Bacia Hidrográfica do Pardo, e apenas 6,2 % no município de Ribeirão Preto (RIBEIRO *et al.*, 2009; IF, 2010).

O corte raso da vegetação para ampliação de fronteiras agrícolas e expansão dos centros urbanos acarretam na intensa fragmentação e perturbação da paisagem (PEREIRA *et al.*, 2007; MUCHAILH *et al.*, 2010) resultando em pequenos fragmentos florestais isolados, muitas vezes sem conectividade com as demais áreas com vegetação nativa (METZGER, 1997, MCKINEY, 2006; LAURENCE; VASCONCELOS, 2009).

A fragmentação florestal acarreta perda na genética e densidade das populações, causando a extinção local de diversas espécies, a redução da polinização e dispersão de sementes florestais, conduzindo assim graves impactos sobre a estrutura da vegetação (METZGER, 1997; LAURENCE; VASCONCELOS, 2009; ANTUNES; BRANDÃO, 2010; MUCHAILH *et al.*, 2010).

A alteração do ambiente causada pela fragmentação e urbanização sobre fragmentos florestais tende a selecionar espécies mais generalistas, ou melhores adaptadas a alteração do ambiente, condenando muitos fragmentos florestais à homogeneização das espécies, com perdas de espécies secundárias e ocupação desses nichos por espécies pioneiras, o que acaba conduzindo esses fragmentos a estágios iniciais de sucessão ecológica (MCKINEY, 2006, FONSECA; CARVALHO, 2012).

Além da fragmentação, a impermeabilização do solo, invasão de espécies exóticas, a poluição, e a redução da umidade são outros agravantes. A ocupação de espécies invasoras e ruderais, e o aumento da incidência de queimadas, pela alteração do microclima, são responsáveis por sérios distúrbios na estrutura e na dinâmica florestal (KONTHETKOFF-HENRIQUES, 2003; FONSECA; CARVALHO, 2012; GRACIANO-SILVA, 2016).

As florestas urbanas fornecem diversos serviços ecossistêmicos, como conservação do ciclo hidrológico, estabilização de encostas, sombreamento, retenção de partículas, amenização do clima, além do uso público e lazer dessas áreas (MARTINI *et al.*, 2015). Diversos autores apontam como fundamental a manutenção de fragmentos remanescentes em centros urbanos, e ainda afirmam a necessidade de um planejamento que vise a sua manutenção e incremento de sua conectividade (MCKINLEY, 2006; MUCHAILH, 2010; GASPARETO, 2014; MARTINI

et al, 2015; MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016).

A expansão urbana é apontada por McKinley (2006) e Gasparetto (2014) como o mais severo e complexo conjunto de modificações impostos aos meios físicos e bióticos. Desse modo, a manutenção de fragmentos urbanos, assim como um planejamento que vise a conectividade de áreas verdes, ou ao menos não os deixem isolados na paisagem, acaba por facilitar o fluxo gênico das populações, reduzindo a perda da diversidade local (METZGER, 1997; MUCHAILH, 2010; GRACIANO-SILVA, 2016; MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016).

O planejamento ambiental visando à conservação e conectividade de remanescentes de vegetação é frequente na literatura. Muchailh et al. (2010), defendem que o planejamento deve “primar pelas adoções de técnicas que assegurem a conservação das áreas de maior fragilidade, a estabilidade e a manutenção das funcionalidades de cada ambiente, bem como o aumento da conectividade visando minimizar os efeitos da fragmentação dos ecossistemas”. No contexto de áreas urbanas em expansão: Mello, Toppa e Cardoso-Leite (2016) alegam que o planejamento territorial deve unir as demandas por infraestrutura e conservação ambiental, integrando a expansão industrial e urbana, a conservação e restauração dos ecossistemas.

1.1 INDICADORES AMBIENTAIS E MÉTODOS DE AVALIAÇÃO ECOLÓGICA RÁPIDA

A identificação de fatores que permitam a compreensão dos processos ecológicos em áreas urbanizadas é considerada fundamental, devendo assim o entendimento da ocupação humana ser incorporado aos modelos ecológicos, permitindo interpretações mais realísticas, e conseqüentemente um melhor discernimento das cidades como um ecossistema (GRIMM et al., 2000)

Métodos de avaliação rápida de ambientes são práticas cada vez utilizadas devido à grande demanda por informações em florestas tropicais. Metodologias de avaliação rápida são vantajosas quando comparadas com outras metodologias que necessitam de uma maior quantificação de dados para o monitoramento da qualidade ambiental por apresentarem menor necessidade de recursos, menor tempo para obtenção de resultados e uma gama menor de pesquisadores (HERLIHY et al, 2009; MEDEIROS, 2010).

Embora modelos sejam abstrações imperfeitas dos sistemas reais, representam

instrumentos extremamente poderosos para a procura de respostas e previsões, tendo mais valor a longo prazo, do que o tratamento preciso de detalhes sem importância (ODUM, 2004). A utilização de indicadores se apresenta como uma ferramenta importante para monitoramento e controle de sistemas complexos, e devem servir de subsídios para análises e tomadas de decisões (VAN BELLEN, 2004; CERTRULO; MOLINA; MALHEIROS, 2013).

Ferramentas para avaliação de sustentabilidade devem ser adaptadas às circunstâncias locais, devendo a escolha dos indicadores serem precedidas pelas respostas às quais o estudo visa responder (VAN BELLEN, 2004). A utilização de um conjunto de indicadores para a formação de um índice para o grau de conservação e estágio sucessional de fragmentos de vegetação, é observado na literatura, sendo evidenciado para diferentes biomas no Brasil como no cerrado (DURIGAN et al., 2006) e Mata Atlântica, tendo nessa última métodos distintos para cada uma de suas fitofisionomias florestadas, como Florestas Ombrófilas (DURIGAN et al., 2009), e Florestas Estacionais (MEDEIROS; TOREZAN 2013).

O uso de uma gama de indicadores apresenta-se como uma ferramenta fácil e rápida, sendo uma alternativa viável para a substituição dos inventários florestais comumente utilizados em estudos de Avaliação Ecológica Rápida, já que estes demandam maior tempo e custo, e uma gama de especialistas botânicos para o levantamento adequado das espécies (DURIGAN et al., 2009, MEDEIROS; TOREZAN, 2013, GRACIANO-SILVA, 2016).

1.2 ECOLOGIA DE PAISAGENS

A ecologia de paisagens é área de conhecimento dentro da ecologia marcada pela existência de duas principais abordagens, uma geográfica, que privilegia o estudo do homem sobre a paisagem, e outra ecológica, que visa o contexto espacial sobre os processos ecológicos. Esta área de conhecimento difere da ecologia de ecossistemas, na primeira objetiva-se a compreensão da heterogeneidade espacial, enquanto a segunda busca a compreensão de uma comunidade com o sistema abiótico num ambiente relativamente homogêneo em relação a paisagem (METZGER, 2001).

A premissa da paisagem como ferramenta para análises ecológicas é a interdependência das unidades da paisagem, sendo que o funcionamento de uma unidade da paisagem interage de alguma forma com a unidade vizinha, podendo a ecologia de paisagem ser definida como a combinação de uma análise espacial geográfica com um estudo funcional da ecologia

(METZGER, 2001).

A ecologia de paisagens trata as alterações da paisagem como o fator central nas mudanças ecológicas (PICKETT; CANDENASSO, 1995). Desse modo, a análise de paisagens para o planejamento urbano, assim como o uso desta como ferramenta para compreensão dos efeitos causados pela ocupação urbana à vegetação, torna-se uma ferramenta extremamente útil e utilizada por vários autores (PICKETT; CANDENASSO, 1995; METZGER, 2001; MUCHAILH, 2010; GASPARETO, 2014; MARTINI et al., 2015; MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016).

A ocupação do entorno, conectividade, forma e tamanho de fragmentos são fatores que afetam diretamente a ecologia de fragmentos florestais (METZGER, 2001; LAURENCE; VASCONCELOS, 2009, MUCHAILH, 2010; GASPARETO, 2014; MARTINI et al, 2015; MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016).

Nos casos dos centros urbanos, outros fatores agravam a condição destes quando comparado com fragmentos em meio a áreas agricultáveis. A expansão urbana é mais drástica, gerando fragmentos muito pequenos em meio a uma matriz que dificulta ou impede a dispersão da fauna e flora local (MCKINLEY, 2006; FONSECA; CARVALHO, 2012; MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016). Gaspareto (2014) aponta que os efeitos urbanos são altamente intensivos e localizados, podendo ser caracterizados por um alto grau de derivação das paisagens, apresentando um mosaico diverso, onde diferentes elementos afetam de maneiras diferentes os remanescentes de vegetação.

Em Ribeirão Preto, houveram dois grandes ciclos de perda da cobertura vegetal nativa: o primeiro associado à expansão cafeeira no final do século XIX e início do século XX; e o segundo relativo à monocultura da cana-de-açúcar e expansão urbana, iniciado nos anos de 1960 e agravados até os dias atuais (KOTCHETKOFF-HENRIQUES, 2003, PAIS; VARANDA; 2010. Kotchetkoff-Henriques (2003) ainda aponta a forte expansão das áreas urbanas no município, relatando que em 38 anos, de 1962 a 2000, a malha urbana do município quadruplicou, expondo os remanescentes localizados nessas áreas à uma forte pressão antrópica, e na incorporação de alguns remanescentes florestais na matriz urbana do município (KONTHETKOFF-HENRIQUES 2003).

O presente estudo visa avaliar integridade biótica dos fragmentos remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual na área urbana do município, visando fornecer estratégias para a conservação destes, além de informações adequadas para o planejamento ambiental das áreas em expansão urbana no município. Parte-se do pressuposto que fragmentos maiores, mais conectados entre si, e com entorno mais amigável (silvicultura ou agricultura perene)

apresentem maior integridade biótica. (DURIGAN *et al.*, 2006; LAURENCE; VASCONCELOS, 2009, MUCHAILH, 2010; MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016

2. OBJETIVOS

- Adaptar um Índice de Integridade Biótica para seu uso em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual urbanos.

- Analisar como as métricas de paisagem influenciam a integridade biótica de fragmentos florestais urbanos.

- Avaliar as condições dos remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual na malha urbana de Ribeirão Preto e propor medidas e diretrizes para sua conservação.

3. DESENVOLVIMENTO

A apresentação dessa dissertação será dada através da elaboração de dois artigos científicos, que serão submetidos a revistas científicas na área de Ciências Ambientais. O primeiro artigo, denominado “Avaliação de indicadores para o Índice de Integridade Biótica em fragmentos urbanos” será apresentado no Tópico 4.1 desta dissertação. O artigo número 2, denominado “Integridade Biótica e Paisagem: Como diferentes métricas da paisagem interferem na integridade biótica de fragmentos urbanos” é apresentado no Tópico 4.2.

O embasamento teórico para a escolha dos parâmetros a serem analisados tanto para o IIB, como para as métricas de ecologia de paisagens, e a descrição das áreas onde o estudo foi realizado são descritos nos Tópicos desta Seção.

3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em fragmentos urbanos de Floresta Estacional Semidecidual (FES) no município de Ribeirão Preto - SP, interior de São Paulo. O município apresenta coordenada central 23k 208.370 m L, 7.655.871 m N Datum SIRGAS 2000 e altitude de 531 metros (CEPAGRI, 2010). Apresenta clima Aw (CEPAGRI, 2010), tropical chuvoso com inverno seco e mês mais frio com temperatura média superior a 18°C.

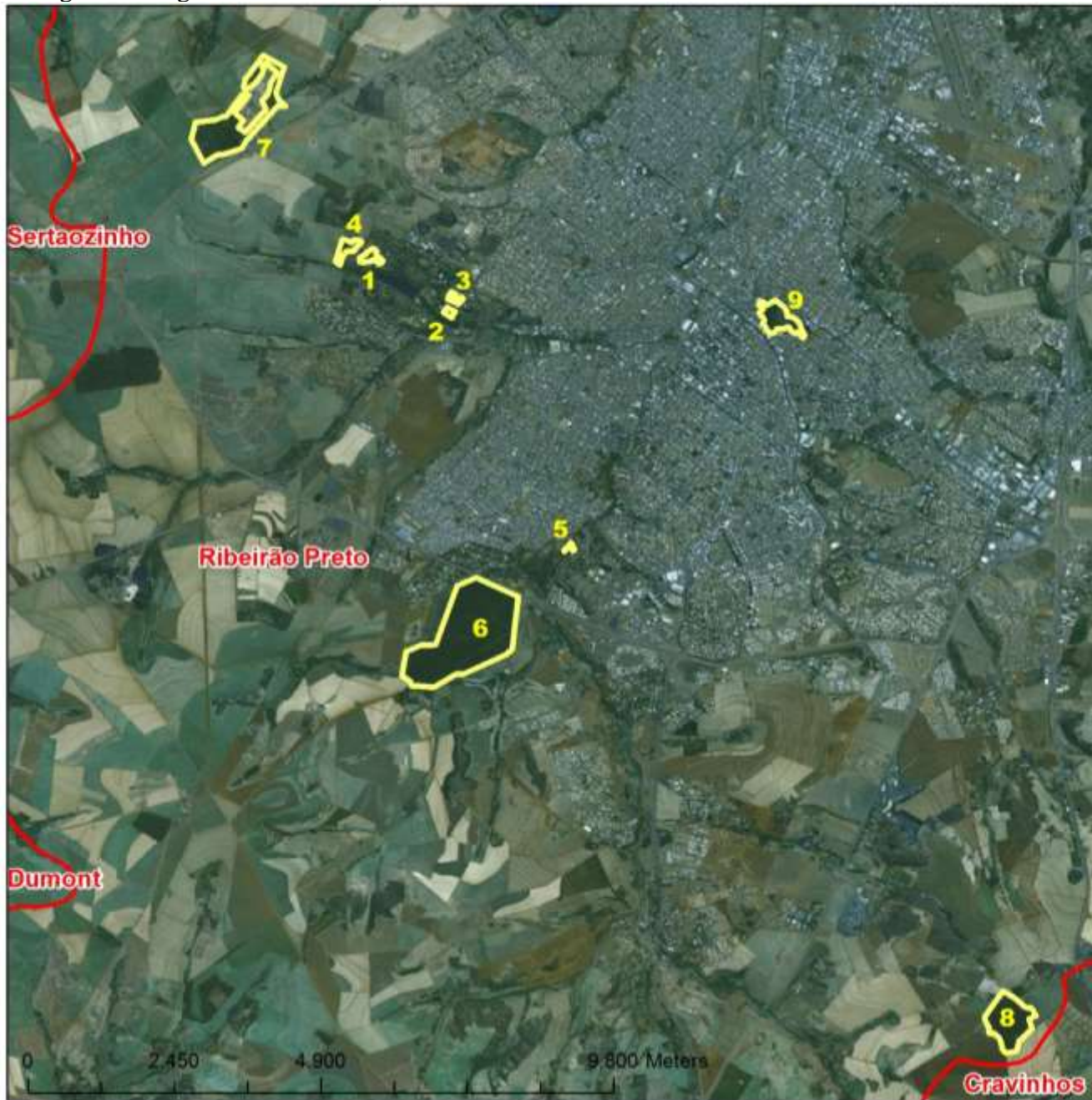
O município de Ribeirão Preto apresenta apenas 3,90 % de cobertura vegetal, com um alto índice de fragmentação, considerando todos fragmentos com área igual ou superior a 1,5

hectares. Existiam em 2003 (período em que o estudo citado foi realizado) 99 fragmentos em toda a área do município, sendo que 88 % desses apresentam áreas inferiores a 40 ha, e mais da metade (54%) tinha menos de 10 ha. (KOTCHETKOFF-HENRIQUES, 2003). A distribuição de Cerrado e Savana no município pode ser observado nos trabalhos de Konthetkoff-Henriques (2003) e pelo Sistema de Informações Florestais de São Paulo (SIFESP/IF, 2009), sendo que este último, identificou uma área cobertura vegetal para o município 6,2%, sendo que 51,7% da cobertura vegetal remanescente pertencem a Floresta Estacional Semidecidual.

O município é apontado como área pertencente ao Bioma Cerrado (IBGE, 2004), e de tensão ecológica entre Mata Atlântica (Florestas Estacionais) e Cerrado (Savanas arborizadas e florestadas) (AB´SÁBER, 1977; PAIS; VARANDA; 2010). A ocorrência de Cerrado e Mata Atlântica na região estão associadas principalmente ao fator solo, com o Cerrado associado as áreas com solos mais arenosos e as Florestas Estacionais associados aos solos mais férteis de origem basáltica (OLIVEIRA-FILHO; JARENOW; RODAL, 2006; PAIS; VARANDA, 2010).

Para o presente estudo foram selecionados 9 fragmentos na matriz urbana do município de Ribeirão Preto, todos eles pertencentes a fitofisionomia Floresta Estacional Semidecidual. A escolha desses fragmentos se deu através da análise de imagem áreas (Bing Aerial e pelo software Google Earth), e fragmentos estudados por Konthetkoff-Henriques (2003). A Figura 1 apresenta os fragmentos desse estudo.

Figura 1: Fragmentos do estudo, localizados na malha urbana de Ribeirão Preto.



Fragmentos do Estudo

Número Índice	Fragmento	Área (ha)
1	Centro Didático FFCLRP/USP	4,8
2	Museu Café Fragmento 1	2,3
3	Museu Café Fragmento 2	2,7
4	USP - Fragmento Oeste	3,5
5	Hospital Santa Tereza	1,3
6	EERP	185,0
7	Terminal Petroquímico	76,7
8	Santa Maria	47,2
9	Bosque	21,8



Informação cartográfica

Limites: IBGE 2010
Imagem: World Imagery



SIRGAS 2000
UTM 23 S

Organização Fabricio Macedo Galvani

Localização



Além dos 9 fragmentos selecionados na matriz urbana de Ribeirão Preto, ainda foram selecionados os Parques Estaduais de Porto Ferreira e de Vassununga, áreas notoriamente preservadas a uma distância inferior a 100 km do centro urbano do município, por apresentarem características mais próximas do que a vegetação foi anteriormente aos processos de exploração humana (VIEIRA et al, 1989; BERTONI et al., 1992; PAIS; VARANDA, 2010).

Ressalta-se que existem outros fragmentos de FES na malha urbana do município, no entanto não foi autorizado o acesso a esses locais, mesmo após tratativas com os condomínios em que se localizam os remanescentes.

3.2. DOS COMPONENTES PARA ELABORAÇÃO DO ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA

O Índice de Integridade Biótica (IIB) foi inicialmente proposto por Medeiros & Torezan (2013) para utilização em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, Graciano-Silva (2016) alterou alguns dos indicadores para a análise de fragmentos mais antropizados sob o efeito da matriz urbana.

Para esse estudo os indicadores utilizados serão similares ao proposto por Graciano-Silva (2016), havendo algumas propostas de alteração, realizadas após treinamento realizado com a autora para aplicação do índice.

A escolha desses indicadores é justificada conforme revisão bibliográfica apresentada abaixo.

- Percentual de cobertura e espessura de serapilheira:

A serapilheira compreende-se da camada de componentes senescentes dos vegetais (folhas, galhos, frutos, flores, etc.), mais o material de origem animal, dispostos sobre a superfície do solo, podendo apresentar diferentes estágios de decomposição (MEETEMEYER; BOX; THOMPSON, 1982, SANTOS; VÁLIO, 2002, VILLA et al, 2016, GRACIANO-SILVA, 2016)

A serapilheira representa um papel importante no ciclo orgânico de produção-decomposição, sendo fundamental para o estabelecimento dos processos ecossistêmicos (MEETEMEYER; BOX; THOMPSON, 1982). O aporte de serapilheira e dos nutrientes decorrentes de sua decomposição apresenta-se como aspecto importante para a capacidade produtiva, e conseqüentemente no potencial de recuperação das florestas

(DICKOW et al., 2012; MARAFIGA, 2012).

A presença da serapilheira em fragmentos também age como uma camada protetora de distúrbios no solo, mantendo a umidade, e atenuando os riscos de erosão e incêndios (VILLA et al., 2016), sendo assim um fator importante a ser analisado em áreas urbanas, onde o microclima é alterado pela alta impermeabilização no entorno (FONSECA; CARVALHO, 2012). Por se apresentar com um elemento importante para sucessão ecológica e ciclagem dos nutrientes, a presença e quantidade de serapilheira apresenta-se como um índice relevante para a análise da integridade biótica de um fragmento florestal.

- Número de Árvores Mortas em pé:

Florestas tropicais maduras tendem a apresentar constância em seus parâmetros estruturais como densidade, área basal e número de espécies, podendo apresentar pequenas oscilações ao longo do tempo, o equilíbrio desses parâmetros se deve ao balanço adequado entre as taxas de mortalidade e recrutamento (ROLIM; COUTO & JESUS, 1999), no mesmo artigo os autores atribuem o aumento na taxa de mortalidade podem também estar associados a distúrbios externos como catástrofes climáticas de origens diversas (furacões, secas severas e o fenômeno “El Niño”).

O aumento na taxa de mortalidade, ligada a perturbações no ambiente, também é reconhecido na literatura em eventos ligados a invasão por espécies oportunistas (MEDEIROS *et al.*, 2013), fragmentação florestal e alteração no uso do solo (ROLIM; COUTO; JESUS, 1999, LAURANCE; VASCONCELOS, 2009).

Outro fator relevante atribuído a taxa de mortalidade é relacionado com o estágio sucessional das espécies. Rolim; Couto & Jesus (1999) observaram uma mortalidade acima de 40% para as espécies pioneiras, durante 15 anos de monitoramento, enquanto que nas espécies dos demais estágios sucessionais a mortalidade oscilou em valores inferiores a 25%. Nascimento *et al.* (1999) relata que em fragmentos de floresta estacional sobre forte impacto da fragmentação ocorre um maior recrutamento de espécies pioneiras, oportunistas e secundárias iniciais, e conseqüente queda no recrutamento das espécies tardias.

A análise do índice de árvores mortas se apresenta como um indicador adequado

para análise da Integridade Biótica de um fragmento, já que a alta incidência de indivíduos mortos está associada ao alto número de espécies pioneiras, ou a presença de distúrbios ambientais no fragmento.

- Percentual de cobertura de gramíneas exóticas:

Para essa análise foi adotada como gramíneas exóticas a espécie *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B.K.Simon & S.W.L.Jacobs (Capim-colonião), além dos indivíduos pertencentes ao gênero *Brachiaria*. A presença de gramíneas exóticas nos fragmentos em Ribeirão Preto foi previamente apontada por Konthetkoff-Henriques (2003), além de serem apontadas como espécies invasoras da Estação Ecológica de Ribeirão Preto – EERP (LEONEL; NALON; TOMASIELLO, 2010).

A invasão por gramíneas exóticas ocorre em diferentes habitats, e apesar dessa ampla ocupação, apresentam fortes similaridades nos impactos causados na vegetação, entre eles podemos citar: a alteração no microclima da vegetação, perda de nutrientes no solo, redução na riqueza das espécies vegetais nativas, aumento de suscetibilidade a incêndios florestais, alteração das funções ecossistêmicas do fragmento, entre outras (SILVA-MATOS; SANTOS; CHEVALIER, 2003; DOUGLAS *et al.*, 2006; CRAIG; PEARSON; FRATTERIGO, 2015).

Por serem comumente citadas na literatura como fonte de distúrbios a vegetação, a presença de gramíneas exóticas foi inserida no IIB, sendo sua presença um indicador de degradação ambiental nos fragmentos.

- Número de espécies exóticas invasoras:

As espécies exóticas invasoras são apontadas como uma das cinco principais causas da perda da biodiversidade, sendo o impacto econômico e ambiental causado por elas nos ecossistemas motivo de preocupação no meio político e científico (SECRETARIADO DA CONVENÇÃO SOBRE DIVERSIDADE BIOLÓGICA, 2010; MORO *et al.*, 2012).

A definição de espécie invasora consiste em plantas exóticas que, além de conseguir reproduzir-se consistentemente e manter uma população viável autonomamente, também conseguem dispersar-se para áreas distantes do local original da introdução e

lá estabelecer-se, invadindo a nova região geográfica para onde foram levadas, causando graves problemas ambientais. (MOURO *et al.*, 2012).

É importante ressaltar as diferenças entre espécies invasoras ruderais e espécies naturalizadas, tendo em vista que a primeira apresenta alto poder de invasão em áreas degradadas, onde a regeneração natural está comprometida, já a segunda se trata de espécies exóticas, capazes de se reproduzirem e se perpetuarem no local de introdução, mas sua dispersão não ocorre para áreas distantes de onde estas foram introduzidas (MOURO *et al.*, 2012). Desse modo a análise deve-se restringir a espécies notoriamente invasoras, excluindo espécies naturalizadas, exóticas ruderais e espécies exóticas com baixo poder de invasão.

McKinney (2006) relata o potencial de alteração ocasionada pela ocupação de espécies exóticas, apontando diversos estudos nos quais as espécies nativas são substituídas por espécies exóticas sob efeito da expansão urbana. O autor cita como principais alterações a perda da biodiversidade local, além de uma homogeneização dos fragmentos urbanos, que tendem a ter uma perda significativa de espécies pouco suscetíveis as alterações da urbanização e fragmentação, e o aumento de espécies mais oportunistas, incluindo espécies invasoras, que são mais tolerantes as alterações.

Medeiros *et al.* (2013) ao analisar fragmentos com alta incidência de bambu, observou que os valores de recrutamento dos fragmentos estudados são muito abaixo do que os comumente registrados na região do estudo, indicando o efeito negativo da ocupação por Bambu no processo de sucessão ecológica.

O presente estudo considerou como invasoras, os gêneros *Bambusa*, *Eucalyptus*, *Aechontophoenix* e *Pinus*, além dos indivíduos das espécies leucena (*Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit, e jambolão (*Syzygium cumini* (L.) Skeels).

- Presença e características de trepadeiras lenhosas e herbáceas:

Cipós são indivíduos lenhosos ou não, que não tem meio de sustentação própria, e se utilizam da arquitetura das árvores para ascender ao dossel das florestas. Geralmente cipós apresentam um rápido crescimento e bom desenvolvimento em locais com incidência direta de luz solar. Tais fatores causam uma competição agressiva, podendo causar desde a quebra de galhos, até a morte do seu hospedeiro (SCHINITZER;

BONGERS, 2011; MINELLI, 2014).

Em áreas muito fragmentadas, assim como bordas de fragmentos florestais é comum observar o aumento da infestação por lianas. O incremento na abundância e biomassa desses indivíduos está associado ao aumento da luminosidade no solo causada pelos impactos da fragmentação florestal (METZGER, 1997; BONATTI, 2007; LAURENCE; VASCONCELOS, 2009; MINELLI, 2014; CASTELLO; COELHO; CARDOSO-LEITE, 2017).

- Presença e percentual de abertura de Clareiras:

A formação de clareiras faz parte do processo de sucessão ecológica, e geralmente são associados ao processo de queda/morte de indivíduos arbóreos. A composição da comunidade arbórea é relacionada a criação de clareiras, e ao modo de como a regeneração natural ocorre nessas áreas (BUDOWSKI, 1965; DENSLOW, 1980, TABARELLI; MONTOVANI, 1997, WHITHMORE 1998; SCHNITZER; DALLING; CARSON, 2000; GANDOLFI; JOLY; LEITÃO-FILHO, 2009; LIMA *et al.*, 2012).

A estrutura arbórea em floresta tropicais está associada a quantidade de luminosidade que penetra nos estratos inferiores, as áreas com maior incidência solar nos estratos inferiores, comumente apresentam um maior recrutamento de indivíduos de espécies pioneiras (TABARELLI; MONTOVANI, 1997; SCHNITZER; DALLING; CARSON, 2000; COELHO *et al.* 2003; GANDOLFI; JOLY; LEITÃO-FILHO, 2009; LIMA *et al.*, 2012; CARNEIRO *et al.*, 2016)

Além disso, os fragmentos florestais são continuamente afetados pelos efeitos de borda, tais como o aumento da abertura de clareiras em função da elevada turbulência de ventos e mudanças microclimáticas (KAPOS, 1989; NASCIMENTO *et al.*, 1999; CARNEIRO *et al.*, 2016).

Desse modo o alto número de clareiras é um indicador de degradação do fragmento, associado a perturbações no fragmento, e alta taxa de desenvolvimento de espécies heliófitas de ocupação inicial.

- Número de epífitas vasculares:

Epífitas são plantas que tem uma relação comensal ao se estabelecerem diretamente sobre o tronco, ramos caulinares, ou folhas das árvores, que utilizam seu farófito apenas como suporte, não como fonte de nutrientes (KERSTEN, 2010; BATAGHIN; PIRES; BARROS, 2012).

Epífitas tem uma relevante interação com o ciclo da água e nutrientes, dependendo da umidade atmosférica e em alguns casos da umidade retida pela camada de serapilheira no solo (KROMER; GARCIA-FRANCO; TOLEDO ACEVES, 2014).

Em função de suas características fisiológicas e nutricionais, as epífitas podem refletir o grau de preservação do local, tendo um relevante papel para estudos da interferência antrópica no ambiente (BATAGHIN; PIRES; BARROS, 2012; KROMER; GARCIA-FRANCO; TOLEDO ACEVES, 2014).

- Número de orquídeas:

Orchidaceae é considerada a maior e mais especializada família de angiospermas, distribuídas ao longo de quase todos ambientes terrestres, com destaque nas regiões tropicais, onde apresentam maior riqueza. Os representantes dessa família apresentam hábitos rupícolas, epifíticos ou terrestre. A morfologia diferenciada de suas flores se dá pela forte interação entre orquídeas e seus polinizadores (KRAHL *et al.*, 2015).

Em áreas tropicais ou subtropicais as orquídeas apresentam principalmente hábitos epifíticos, por se escorarem em troncos e galho. A umidade oriunda da chuva, do orvalho e da umidade relativa do ar é fundamental para a sobrevivência dos espécimes (LONE *et al.*, 2010).

Por serem dependentes de um microclima mais estável em função da umidade (LONE *et al.*, 2010), e apresentarem uma necessidade de uma fauna específica para polinização (KRAHL *et al.*, 2015), a presença de orquídeas indicam ambientes com baixa alteração, com relativa diversidade faunística, sendo assim a presença desses indivíduos, um indicador de integridade biótica positivo.

- Número de palmeiras:

As palmeiras se comportam como uma fonte de reserva alimentícia para a fauna, o alto teor de óleo em seus frutos, assim como a frutificação de espécies em períodos onde o alimento oriundo de outras espécies vegetais é escasso, demonstram a importância desses indivíduos para a ecologia do sistema em que elas estão inseridas (PIRES, 2006; SALM et al., 2011).

Alguns indivíduos de Arecaceae se beneficiam de ambientes perturbados, ajustando sua estratégia reprodutiva para o melhor aproveitamento do aumento de luminosidade, no entanto a maior parte das espécies dessa família são prejudicados pelos efeitos da fragmentação florestal. (SALM et al., 2011). Outro fator, decorrente da perda de habitat e fragmentação florestal, impactante para as palmeiras é o fato de que diversas espécies dessa família dependem da dispersão por animais (PIRES, 2006).

Na área de estudo as principais palmeiras encontradas (KOTCHETKOFF-HENRIQUES, 2003), em fragmentos de floresta estacional semidecidual foram a brejaúva (*Acrocomia aculeata* (Jacq.) Lodd. ex Mart.), palmito-juçara (*Euterpe edulis* Mart.), aricanga (*Geonoma brevispatha* (Barb.Rodr.)), guariroba ou palmito-amargo (*Syagrus oleracea* (Mart.) Becc.), e o jerivá (*Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman).

Dentre as espécies encontradas, merece destaque especialmente o palmito (*Euterpe edulis*), espécie com intenso histórico de exploração (SALM, et al., 2011), que sozinha compunha esse índice na proposta de Medeiros & Torezan (2013), e está incluída na lista de espécies vulneráveis a extinção do MMA (BRASIL, 2014).

- Espécies tardias no dossel:

Para elaboração desse indicador foram levados em conta espécies de ampla distribuição na fitofisionomia estudada (Floresta Estacional Semidecidual), conforme consulta a distribuição de cada espécie na base dados online da Flora do Brasil (2020), visando uma aplicação desse indicador em qualquer fragmento da fitofisionomia em questão.

A escolha de mais de uma espécie visa evitar o viés da oscilação na densidade e distribuição de diferentes espécies, e até mesmo a não ocorrência de algumas espécies em alguns tipos de solos (MARTINS, 1991), possibilitando assim uma aplicação mais adequada deste indicador em diferentes regiões. As espécies selecionadas constam no estudo fitossociológico realizado por Kotchetkoff-Henriques (2003) no município de Ribeirão Preto, para tal, foram selecionados indivíduos que apresentam algum grau de ameaça, ou indício de exploração no passado. As espécies selecionadas para a elaboração desse indicador foram:

Perobas (*Aspidosperma spp.*) – o gênero *Aspidosperma*, apresenta grande interesse comercial em função das suas propriedades alcaloides e do interesse madeireiro, sendo consideradas madeiras nobres, com alto valor comercial (GOMES; CAVALCANTI, 2000). Na floresta estacional semidecidual no estado de São Paulo são encontradas 10 espécies do gênero (FLORA DO BRASIL, 2020), algumas delas incluídas na lista de espécies ameaçadas (BRASIL, 2014).

Óleo-de-copaíba (*Copaifera langsdorfii*, Desf.) – Árvore de grande interesse comercial, que sofre intensa exploração por ser considerada uma madeira nobre, que apresenta resina com grande valor para indústria de vernizes, tintas e farmacêutica. (RIGAMONTE-AZEVEDO, 2004).

Jatobá (*Hymenaea courbaril* L.) - O jatobá pertence ao grupo sucessional das espécies secundárias tardias a clímax exigente à luz, sendo característico de interior de floresta primária. Além disso a espécie sofre forte pressão da indústria madeireira devido a cor e durabilidade de sua madeira, associada aos troncos cilíndricos e longilíneos característicos dos indivíduos dessa espécie (COSTA; SOUZA; SOUZA, 2011).

Jequitibá (*Cariniana estrellensis* Raddi) - Única espécie indicada por Medeiros & Torezan (2013) para a composição do índice, a espécie apresenta ampla distribuição na Mata Atlântica, em parte do Cerrado e Amazônia, no entanto a intensa degradação e fragmentação da floresta atlântica de interior (Floresta Estacional) e do Cerrado, agravam a conservação dessa espécie (LEITE, 2007), que consta na lista de espécies ameaçadas do Ministério do Meio Ambiente (Brasil 2014).

- Espécies lenhosas tardias de sub-bosque

A estrutura arbórea em floresta tropicais está associada a quantidade de luminosidade que penetra nos estratos inferiores. O recrutamento de espécies de estágios sucessionais tardios está ligada a baixa permeabilidade de luminosidade no dossel (VACCARO; LONGHI; BRENA, 1999; SCHNITZER; DALLING; CARSON, 2000; COELHO et al. 2003; GANDOLFI; JOLY; LEITÃO-FILHO, 2009), sendo que a diversidade da floresta tropical é consequência da adaptação das espécies a esse gradiente de condições luminosas (MACIEL *et al.*, 2003).

Nesse contexto a análise das espécies tardias de sub-bosque apresenta-se como um valioso indicador para a análise da integridade biótica do fragmento, já que a presença de espécies de sobosque secundárias necessita de um ambiente aclimatado que é originado pelo desenvolvimento da floresta, sendo a presença dessas um indicador positivo de integridade.

Para a escolha desse indicador foram selecionadas as famílias Myrtaceae e Rubiaceae, além do gênero *Trichilia* (família Meliaceae), conforme proposto por Graciano-Silva (2016). Abaixo foram descritos alguns estudos que apontam a diversidade dessas espécies em florestas estacionais semidecíduas, assim como a classificação sucessional tardia, da maioria de suas espécies.

A família Myrtaceae é uma das mais importantes famílias nas formações vegetais brasileiras, na floresta atlântica apresenta-se como um importante componente do estrato arbustivo-arbóreo nos fragmentos (LIMA; CADDAH; GOLDBERG, 2015).

A riqueza dessa família, assim como a alta incidência das espécies em escalas de sucessão mais tardias é relatada no estudo de Gandolfi, Leitão-Filho & Bezerra (1995), que levantou 19 espécies de Myrtaceae em um fragmento de floresta estacional semidecídua, sendo que dessas 17 eram classificadas como secundárias tardias ou climáticas, ainda de acordo com o Barbosa *et al.*(2015) todas as 27 Myrtaceae indicadas para projetos de restauração na Floresta Estacional Semidecídua no estado de São Paulo são pertencentes ao grupo de espécies não pioneiras, demonstrando assim a importância da família como indicador de espécies secundárias de sobosque.

Em relação as Rubiaceae, das 9 espécies levantadas por Gandolfi, Leitão-Filho & Bezerra (1995), apenas uma incide como secundária inicial e as outras oito constam como espécies secundárias tardias. Dentre todas as 13 espécies de Rubiaceae indicadas para reflorestamento na Floresta Estacional Semidecídua no estado de São Paulo, todas são pertencentes a classe não pioneira de sucessão (BARBOSA *et al.*2015).

Das oito espécies do gênero *Trichilia*, pertencentes a Floresta Estacional Semidecídua, inclusas na listagem de Barbosa *et al.* (2015), todas são classificadas como não pioneiras.

3.3. ANÁLISE DA PAISAGEM

As análises das variáveis métricas foram realizadas através da captação de imagem com o uso do software SASPlanet. A fonte das imagens é do Bing Maps Satelites, para a delimitação dos polígonos e mapeamento do uso do solo foi utilizado o software ArcGis 9.2. Para o cálculo das variáveis métricas foi utilizado o software FRAGSTATS. A análise das variáveis ligadas a paisagem proposta para o presente estudo são descritas abaixo:

- Tamanho dos fragmentos

A urbanização acaba acarretando na redução das áreas florestadas, a reduzindo a pequenos fragmentos florestais (MCKINLEY, 2006, FONSECA; CARVALHO, 2012; MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016), a redução na área de fragmentos é apontada como um dos principais agravantes na perda de diversidade, em florestas (MCKINLEY, 2006; VIEIRA *et al.*, 2009; MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016), além disso a redução de tamanho nos fragmentos florestais acaba agravando o efeito de borda, muitas vezes condicionando esses fragmentos a estágios iniciais de regeneração (METZGER, 1997; BONATTI, 2007; LAURENCE; VASCONCELOS, 2009; FONSECA; CARVALHO, 2012; MINELLI, 2014). Desse modo o presente estudo visa analisar a relação entre o tamanho dos fragmentos florestais analisados e o índice de integridade biótica (IIB).

- Relação entre a área e a forma dos fragmentos

A forma dos fragmentos é apontada na literatura como um fator determinante na conservação dos fragmentos, diversos autores alegam que fragmentos que apresentam um maior valor entre a relação perímetro/área, ou seja, que apresentam uma área de contato maior com a matriz não florestada, estão mais suscetíveis as perdas causadas pelo efeito

de borda (METZGER 1997; DURIGAN *et al.*, 2006; MUCHAILH, 2010; GASPARETO, 2014, MELO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016).

- Ocupação do entorno

Alterações físicas no ambiente influenciam drasticamente a viabilidade de habitats para as espécies, essas alterações ocorrem de diversas formas nos habitats urbanos, através da densidade populacional, fragmentação florestal, compactação e impermeabilização do solo. A pavimentação, por exemplo, pode alcançar limiares de 20% em áreas periféricas, e valores superiores a 50 % nas áreas centrais. (MCKINNEY, 2002; MCKINNEY 2006).

Durigan *et al.*, (2006) aponta que o uso do solo no entorno do fragmento pode afetar diretamente a integridade do fragmento, pois estes podem apresentar riscos de desastres maiores. Em centros urbanos, outros fatores agravam a condição destes quando comparado com fragmentos em meio a áreas agricultáveis (DURIGAN *et al.*, 2006; MCKINLEY, 2006; LAURANCE; VASCONCELOS, 2012; FONSECA; CARVALHO, 2012; MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016).

O valor atribuído para cada uso do solo levou em consideração a permeabilidade do solo e da matriz do entorno para a dispersão da flora, considerando fatores como a presença de vegetação e arborização e o grau de alteração da área, sendo estes fatores que podem alterar drasticamente o microclima, apresentar riscos a vegetação remanescente, e criar barreiras para o fluxo da fauna (METZGER 1997; DURIGAN *et al.*, 2006; MUCHAILH; 2010; MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016).

- Conectividade com outros fragmentos.

A conectividade florestal e o arranjo espacial dos fragmentos vizinho são apontados como o principal parâmetro para a diversidade de espécies em estudo realizado em FES (METZGER, 1997). Diversos estudos apontam a conectividade dos fragmentos como um fator relevante na integridade e conservação dos fragmentos florestais (METZER, 2001; LAURENCE; VASCONCELOS, 2009; MUCHAILH, 2010, GASPARETO, 2014, MARTINI *et al.*, 2015, MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016).

4. PRODUTOS

4.1 ARTIGO 1

ANÁLISE DE INDICADORES PARA A ADAPTAÇÃO DE UM ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA PARA FLORESTAS URBANAS

RESUMO

As alterações provocadas pela ocupação urbana são uma das modificações mais drásticas que um ambiente pode sofrer. A presença de remanescentes de vegetação apresenta grande importância nos ambientes urbanos, fornecendo refúgios para a fauna, banco de sementes, fluxo gênico, e serviços ecossistêmicos para o entorno como a amortização climática e sonora, retenção da umidade, controle hídrico, entre outros. Apesar disso os fragmentos urbanos são poucos estudados, ou tratados como os demais fragmentos, independente de seu histórico de ocupação. O presente estudo visa a adaptação do índice de integridade biótica (IIB) para fragmentos urbanos, analisando a efetividade dos 11 indicadores ecológicos. Os resultados obtidos demonstraram uma nova proposta para o IIB em fragmentos urbanos, com o uso de 9 indicadores, através da exclusão do indicador de número de palmeiras da análise, união dos indicadores de epífitas vasculares e orquídeas, formando um único indicador, além do uso de número de espécies/morfotipos de espécies tardias de sobosque ante a análise com o número total de indivíduos tardios de sobosque.

Palavras chaves: Integridade Biótica, Fragmentos Urbanos, Floresta Estacional Semidecidual

ABSTRACT

The alterations provided by the urban occupation is one of the most drastic changes that an environment can suffer (MCKINLEY, 2006, MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016). The presence of forest reminiscences on urban areas shows great importance, providing fauna refuges, bank of seeds, genetic flux, and ecosystem services such as climate and sound amortization, humidity redemption, hydric control, despite others. Despite, the studies of forest fragments are not properly and usually are treated like other fragments, not giving the attention of the history of occupation. This study intent to analyses 11 ecological parameters included in the Biotic Integrity Index (IIB) to forest reminiscences in urban areas. The results shows that

the IIB works better using 9 indicators, including the exclusion of the number of palm trees indicator, the union between the vascular epiphytes and orchids indicators, and the usage of the number of the higher successional species/morfotypes of the understory, instead of the total number of the higher successional species of the understory

Keywords: Biotic Integrity, Urban forest reminiscent, Semideciduous Forest

4.1.1 Introdução

A intensa exploração agrícola iniciada no final do século XIX para o interior do estado de São Paulo, acarretou em intenso desmatamento e consequente isolamento da vegetação nativa. A criação e expansão de novos centros urbanos, acabou por agravar ainda mais os impactos negativos do isolamento na vegetação remanescente. (MUCHAILH et al., 2010).

A ocupação de áreas pela malha urbana é uma das transformações mais drásticas que um ambiente pode sofrer, essa acaba alterando fortemente a paisagem, acarretando em uma forte alteração do microclima regional e do regime hídrico, acarretados principalmente pelo aumento da impermeabilização (MCKINLEY, 2006; MUCHAILH, 2010; FONSECA & CARVALHO, 2012; GASPARETO, 2014; MARTINI et al, 2015; MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016).

No contexto de remanescentes de vegetação em áreas urbanas, diversos fatores agravam a conservação do fragmento, expondo-o a fatores como o isolamento dos remanescentes, poluição, alteração no regime hídrico, redução da umidade e aumento das temperaturas médias. As alterações em fragmentos florestais geradas pela urbanização de seu entorno acarretam em perda da biodiversidade, aumento do risco de queimadas, agravamento do efeito de borda, fatores esses que acabam conduzindo fragmentos urbanos a estágios mais iniciais de sucessão ecológica e mantendo-os nesse estágio por longo tempo ((MCKINLEY, 2006; FONSECA & CARVALHO, 2012; GASPARETO, 2014; MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016).

Apesar dos impactos negativos que fragmentos urbanos são expostos, a manutenção dessas áreas permite o fluxo gênico entre fragmentos, viabilizando em muitos casos a movimentação da fauna e a dispersão de sementes, fornecendo ainda serviços ecossistêmicos como a atenuação climática, retenção de águas pluviais, melhoria na qualidade do ar, barreira sonora, entre outros (AWADE; BOSCOLLO; METZGER, 2011, BOSCOLLO; METZGER, 2011; MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016).

Comumente os estudos de Avaliação Ecológica Rápida usam técnicas de levantamento florístico e fitossociológicos em suas análises, apesar de terem resultados sólidos, esse tipo de análise necessita de grande esforço amostral, e de vários especialistas botânicos (SAYRE et al.,

2006; HERLIHY et al, 2009; MEDEIROS, 2010). O uso de uma gama de indicadores apresenta-se como uma ferramenta fácil e rápida, sendo uma alternativa mais rápida e menos onerosa do que os inventários florestais comumente utilizados em estudos de Avaliação Ecológica (DURIGAN et al., 2009, MEDEIROS; TOREZAN, 2013, GRACIANO-SILVA, 2016). Desse modo metodologias de avaliação rápida se apresentam como uma ferramenta muito valiosa para a grande demanda por informações em florestas tropicais, apresentando-se vantajosa em relação a maioria dos métodos de análise tradicionais por apresentar um resultado mais rápido, com uma menor necessidades de recursos e pesquisadores (HERLIHY et al, 2009; MEDEIROS, 2010).

A utilização de um conjunto de indicadores para a elaboração de um índice que demonstre o status da conservação da vegetação está presente em diversos estudos, tanto em áreas de cerrado (DURIGAN *et. al.*, 2006), como nas duas principais fitofisionomias florestais da Mata Atlântica (DURIGAN et al., 2009; MEDEIROS; TOREZAN, 2013). É importante ressaltar que o conjunto de indicadores utilizados por todos esses estudos prezaram pela escolha de características locais, conseguindo assim uma resposta mais adequada ao que o estudo visa responder (VAN BELLEN, 2004).

O Índice de Integridade Biótica, inicialmente proposto por Medeiros & Torezan (2013), integra a análise de diversas variáveis ecológicas, fornecendo um índice capaz de analisar os diversos parâmetros da integridade biótica em um fragmento florestal, sendo uma relevante ferramenta para análises ecológicas, fornecendo uma gama de diversos parâmetros em um curto espaço de tempo. Esse índice foi inicialmente desenvolvido para fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (MEDEIROS; TOREZAN, 2013), mas tendo em vista a maior degradação de fragmentos dessa fitofisionomia em áreas urbanas, Graciano-Silva (2016) propôs diversas alterações nesse índice, visando adaptá-lo para uso em fragmentos localizados na matriz urbana.

O presente estudo visa analisar os 11 parâmetros para o IIB, propostos por Medeiros & Torezan (2013) e adaptados por Graciano-Silva (2016) para fragmentos de FES sob influência de áreas urbanas. O presente estudo analisou o comportamento dos 11 indicadores, sugerindo alterações no método como a junção de indicadores, alteração no método de coleta de dados, e a remoção de um indicador que apresentou uma tendência oposta aos demais parâmetros analisados.

4.1.2 Materiais e Métodos

O estudo foi realizado no município de Ribeirão Preto, localizado no centro-norte do estado de São Paulo, em zona tensão ecológica entre o Cerrado e Mata Atlântica (AB´SÁBER, 1977; IBGE, 2004; PAIS; VARANDA; 2010), o estudo focou-se apenas em fragmentos de FES que tenham alguma conectividade com áreas urbanizadas, ou seja, fragmentos que apresentem em alguma de suas faces a presença de vias de acesso pavimentadas, e adensamento de edificações. Ainda se realizou amostragem nos Parques Estaduais de Vassununga e de Porto Ferreira, duas áreas a menos de 100 quilômetros de distância do município, que se encontram sob menor efeito da urbanização, e apresentam um alto grau de conservação pelo histórico de preservação (VIEIRA et al, 1989; BERTONI et al., 1992; PAIS; VARANDA, 2010), sendo esses considerados no estudo áreas de referência para uma alta Integridade Biótica.

As análises de campo foram realizadas aplicando o Índice de Integridade Biótica (IIB), adaptado de Graciano-Silva (2016). Para cada fragmento analisado foram implantadas 3 parcelas amostrais de 10m x 10 m, uma próxima da borda e as outras espalhadas em áreas mais centrais do fragmento. Na Estação Ecológica de Ribeirão Preto, o estudo implantou 6 parcelas, tendo em vista a ocupação da área, que apresenta uma face dentro da matriz urbana e outra inserida na matriz agrícola do município, a nota do IIB aferida é relativa à média simples dos valores de IIB aferidos.

O IIB consiste na análise de onze indicadores (variáveis ecológicas), a seleção dessas variáveis se deu através da revisão de literatura, principalmente através de pesquisas com a aplicação deste índice (MEDEIROS; TOREZAN 2013; GREGORINI, 2015; GRACIANO-SILVA, 2016), adaptações como o tamanho e número de parcelas amostrais, escolha de espécies e famílias alvo se deram pelo conhecimento da vegetação na região e consulta a literatura existente. A Tabela 1 apresenta os parâmetros para cada nota de indicador que compõe o IIB.

Nesse estudo, para o indicador de espécies tardias de sub-bosque será realizada duas análises, uma levando em conta o número total de indivíduos, e outra levando em consideração o número de espécies/morfotipos observados em cada parcela.

Tabela 1 - Parâmetros e escala do Índice de Integridade Biológica. (Adaptado de GRACIANO-SILVA, 2016).
 Legenda: 1 - Apenas as espécies dos gêneros: *Aspidosperma* e *Cariniana*, e a espécie *Copaifera Langsdorfii*; 2 - Apenas indivíduos do gênero *Trichilia* e das famílias Myrtaceae e Rubiaceae.

INDICADOR	ESCALA DE INTEGRIDADE				
	1	2	3	4	5
Cobertura de serapilheira	Ausente, ou em menos de 20% do solo	De 20% a 50% do solo	De 50% e 80% do solo	100% Coberto, camada fina (<10cm)	100% Coberto, camada espessa (>10cm)
Indivíduos de Árvores mortas em pé	4 ou mais	3	2	1	0
Cobertura por gramíneas exóticas	>70%	51-70%	21-50%	5-20%	Ausente
Presença e características de trepadeiras herbáceas e lenhosas	Finas ou muito finas, de 3 a muitas	Somente finas, 2 ou mais	Somente finas, 1 emaranhado	Lenhosas e finas (emaranhado)	Lenhosas apenas
Cobertura do dossel (Clareiras)	Várias clareiras, infiltração de luminosidade >50%	25>50%	Até 25% de clareiras	Clareiras presentes, inferior a 25%	Ausente
Indivíduos de epífitas vasculares	Ausente	1	2	3	4 ou mais
Indivíduos de orquídeas	Ausente	1	2	3	4 ou mais
Indivíduos de palmeiras	Ausente	Apenas indivíduos regenerantes	Presente, com um indivíduo adulto	Presente, com 2 indivíduos adultos	Presente, mais de 2 indivíduos adultos
Indivíduos de espécies arbóreas exóticas	Mais de 3	3	2	1	Ausente
Número de indivíduos de espécies tardias no dossel¹	Ausente	1	2	3	4 ou mais
Número de indivíduos de espécies tardias no sub-bosque²	Ausente	1 indivíduo	2 indivíduos	3 indivíduos	4 ou mais indivíduos
Número de espécies tardias no sub-bosque²	Ausente	1 espécie	2 espécies	3 espécies	4 ou mais espécies

Fonte: Medeiros & Torezan, 2013, modificado por Graciano-Silva, 2016 e Galvani, 2018.

Para cada indicador do IIB é dada uma nota que varia de 1 a 5, sendo que os valores mais próximos de 5 demonstram valores melhores de integridade, enquanto valores próximos a 1 representam valores de maior degradação para o indicador analisado. Os valores do IIB são obtidos através da somatória de cada um dos indicadores, sendo o valor máximo de integridade 55, que representa um fragmento com integridade biótica excelente, e o valor mínimo de 11, representando um fragmento muito degradado (integridade muito baixa). O Quadro 1 apresenta as pontuações para cada escala de integridade.

Quadro 1. Níveis de pontuação para as classes de integridade pela aplicação do IIB (MEDEIROS; TOREZAN, 2013; GRACIANO-SILVA, 2016)

Pontuação	Classe de IIB
50-55	Excelente
40-49,9	Bom
30-39,9	Regular
20-29,9	Baixa
11-19,9	Muito Baixa

Para análise dos indicadores utilizados no índice de integridade biótica (IIB), elaborou-se gráficos de dispersão com os valores de cada indicador (de 1 a 5) conforme o valor do índice obtido por parcela amostrada (0-55), fornecendo assim o comportamento de cada indicador de acordo com o IIB, permitindo visualizar o comportamento do indicador com o valor obtido no índice.

A organização dos dados foi realizada com a elaboração de tabelas através do software Microsoft Excel, a elaboração dos gráficos de dispersão e regressão, assim como os valores do coeficiente de correlação de Pearson foram obtidos através da linguagem R.

4.1.3 Resultados e Discussão

4.1.3.1 Alterações Propostas para o IIB e seu Efeito na Integridade Dos Fragmentos

O Quadro 2 apresenta a comparação dos valores de IIB propostos por Graciano-Silva (2016) e o IIB proposto por este estudo, em função dos dados obtidos para cada um dos parâmetros, conforme discussão abaixo, que considera a remoção do indicador de indivíduos de palmeiras, união do indicador de indivíduos de epífitas vasculares com indivíduos de orquídeas, e a utilização do indicador de espécies tardias de sobosque que considera a diversidade de espécies ao invés do número total de indivíduo (Número de espécies tardias no sub-bosque), conforme proposto no Quadro 3. Já a Tabela 3 apresenta a oscilação dos valores e classes de do IIB conforme as alterações propostas nesse estudo.

Quadro 2. Valores comparativos do IIB propostos por Medeiros & Torezan (2013) e Graciano-Silva (2016), com os propostos nesse estudo (GALVANI, 2018)

Pontuação	Classe de IIB ¹	Pontuação	Classe de IIB ²
50-55	Excelente	40-45	Excelente
40-49,9	Bom	35-39,9	Bom
30-39,9	Regular	30-34,9	Regular
20-29,9	Baixa	20-29,9	Baixa
11-19,9	Muito Baixa	9-19,9	Muito Baixa

Legenda: 1 – Conforme proposta de Medeiros & Torezan (2013) e Graciano-Silva (2016); 2 – Alteração proposta por Galvani (2018)

Quadro 3 - Parâmetros e escala do Índice de Integridade Biológica. (Adaptado de GRACIANO-SILVA, 2016).

Legenda: 1 - Apenas as espécies dos gêneros: *Aspidosperma* e *Cariniana*, e a espécie *Copaifera Langsdorfii*; 2 - Apenas indivíduos do gênero *Trichilia* e das famílias Myrtaceae e Rubiaceae.

INDICADOR	ESCALA DE INTEGRIDADE				
	1	2	3	4	5
Cobertura de serapilheira	Ausente, ou em menos de 20% do solo	De 20% a 50% do solo	De 50% e 80% do solo	100% Coberto, camada fina (<10cm)	100% Coberto, camada espessa (>10cm)
Árvores mortas em pé	4 ou mais	3	2	1	0
Cobertura por gramíneas exóticas	>70%	51-70%	21-50%	5-20%	Ausente
Presença e características de trepadeiras herbáceas e lenhosas	Finas ou muito finas, de 3 a muitas	Somente finas, 2 ou mais	Somente finas, 1 emaranhado	Lenhosas e finas (emaranhado)	Lenhosas apenas
Cobertura do dossel (Clareiras)	Várias clareiras, infiltração de luminosidade >50%	25>50%	Até 25% de clareiras	Clareiras presentes, inferior a 25%	Ausente
Número de Indivíduos de orquídeas e epífitas vasculares	Ausente	1	2	3	4 ou mais
Indivíduos de espécies arbóreas exóticas	Mais de 3	3	2	1	Ausente
Número de indivíduos de espécies tardias no dossel¹	Ausente	1	2	3	4 ou mais
Número de espécies tardias no sobosque²	Ausente	1 espécie	2 espécies	3 espécies	4 ou mais espécies

Fonte: Graciano-Silva, 2016; Galvani, 2018.

Tabela 3. Integridade Biótica e classificação dos fragmentos amostrados em Ribeirão Pretos, SP, Brasil. Conforme proposto por Graciano-Silva (2016) e com a alteração proposta por este estudo.

Legenda : 1- Índice de integridade Biótica conforme proposto por Graciano-Silva (2016); 2- Índice de integridade Biótica proposto nesse estudo; * - Áreas controle, Unidades de Conservação fora de áreas urbanas.

Índice	IIB ¹	Percentual da Pontuação máxima do Índice ¹	Integridade do Fragmento ¹	IIB ²	Percentual da Pontuação máxima do Índice ²	Integridade do Fragmento ²
Centro Didático FFCLRP/USP	34,0	61,8	Regular	30,7	68,22	Regular
Museu Café Fragmento 1	36,3	66,1	Regular	32,7	72,67	Regular
Museu Café Fragmento 2	29,3	53,3	Baixa	26,0	57,78	Baixa
USP - Fragmento Oeste	34,7	63,0	Regular	31,7	70,44	Regular
Hospital Santa Tereza	28,7	52,1	Baixa	26,3	58,44	Baixa
Terminal Petroquímico	36,0	65,5	Regular	32,0	71,11	Regular
Santa Maria	38,3	69,7	Regular	35,0	77,78	Bom
Bosque Fábio Barreto	40,3	73,3	Bom	37,7	83,78	Bom
EERP	40,0	72,7	Bom	38,0	84,44	Bom
*PEPF	40,0	72,7	Bom	37,7	83,78	Bom
*PEV	40,3	73,3	Bom	37,0	82,22	Bom

Fonte: Graciano-Silva, 2016; Galvani, 2017.

Conforme análise na Tabela 3, com a aplicação das alterações dos indicadores propostos nesse estudo e a proposta de Graciano-Silva (2016), apenas um fragmento oscilou da classe de integridade Regular para Boa, enquanto que os demais se mantiveram dentro das mesmas classes de integridade.

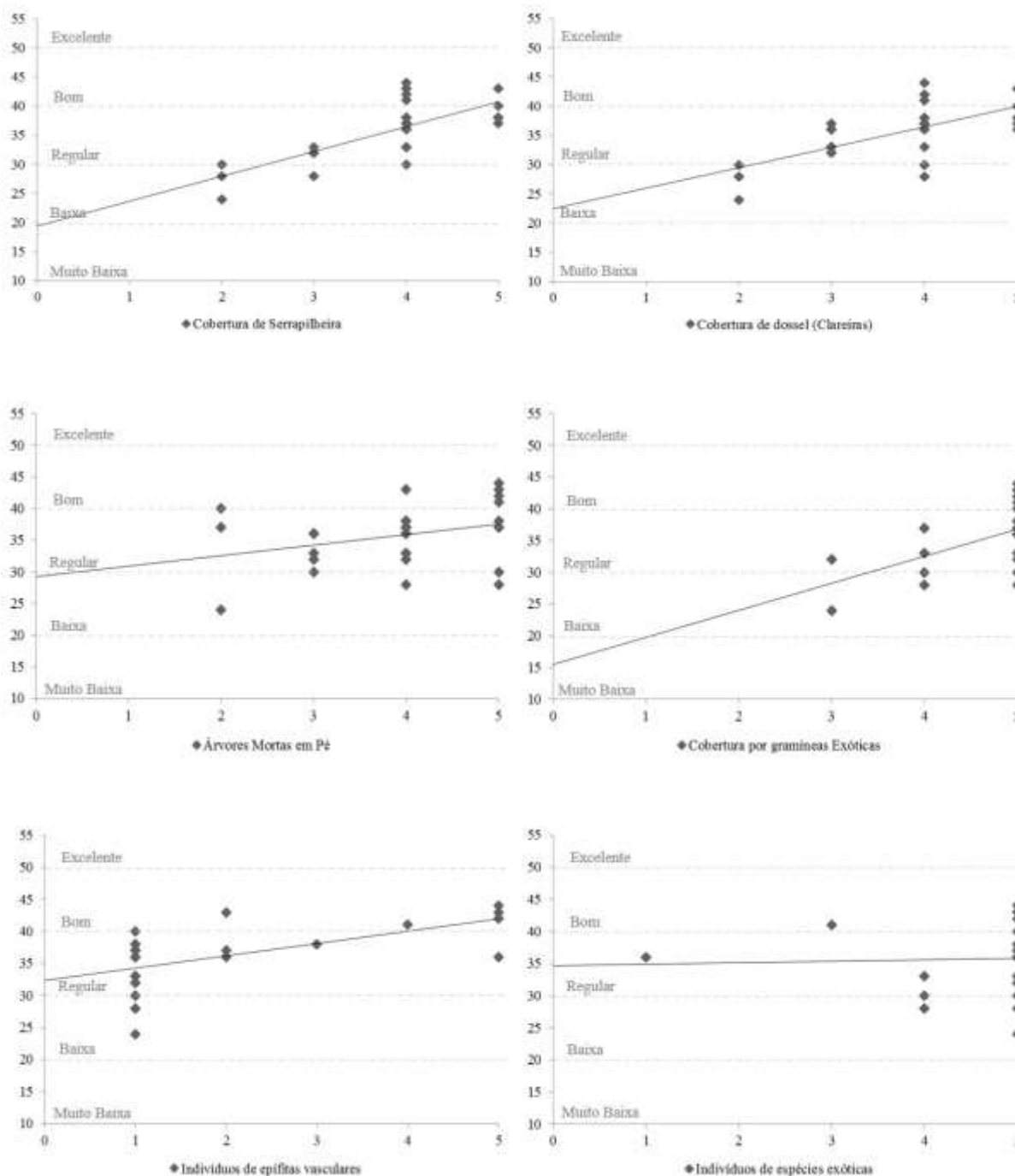
Apesar de ficarem na mesma classe de integridade nos dois índices analisados, tanto as áreas controle referentes as duas Unidades de Conservação fora da matriz urbana, como as áreas protegidas do município (EERP e Bosque Fábio Barreto), apresentaram valores medianos na classe de integridade boa no IIB proposto nesse estudo, enquanto que no índice proposto por Graciano-Silva (2016), todos esses 4 fragmentos ficavam muito próximos do valor de 40, valor limite para a classificação de integridade boa (Ver Quadro 2). Tal fato demonstra que o índice proposto no Quadro 3 engloba com maior segurança na classe de integridade boa, os fragmentos com histórico de conservação analisados.

4.1.3.2 Análise dos Indicadores

A Imagem 1 apresenta a oscilação dos valores de cada um dos índices em relação ao IIB obtido, e a linha de tendência presente em cada um dos gráficos, demonstra como os indicadores propostos por Graciano-Silva (2016), se comportam em relação ao IIB, ou seja,

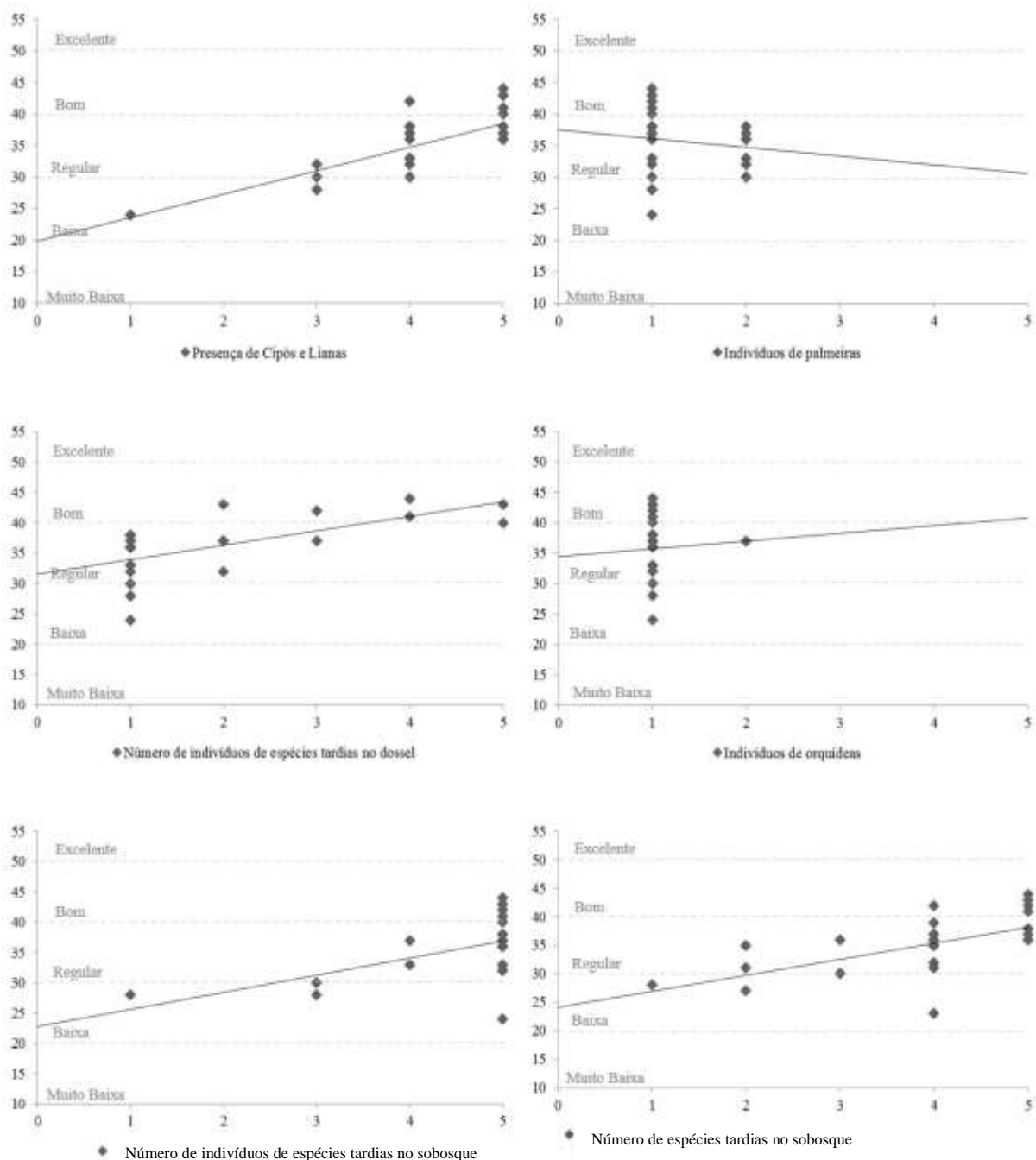
pressupõe-se que indicadores com linha de tendência positiva sejam adequados para composição do índice, negativos inadequados, e neutros necessitem de uma análise com maior número de fragmentos, envolvendo uma amostragem de fragmentos que oscilem mais entre as classes de integridade

Imagem 1. Distribuição dos indicadores propostos de acordo com os valores de IIB obtidos em cada uma das parcelas amostradas no presente estudo, no município de Ribeirão Preto, SP, Brasil.



Fonte: Galvani (2018)

Imagem 1. Distribuição dos indicadores propostos de acordo com os valores de IIB obtidos em cada uma das parcelas amostradas no presente estudo, no município de Ribeirão Preto, SP, Brasil. (Continuação)



Fonte: Galvani (2018)

Os indicadores de cobertura de serrapilheira, presença de cipós e lianas, cobertura por gramíneas exóticas, cobertura de dossel (clareiras), indivíduos de epífitas vasculares, número

de indivíduos de espécies tardias no dossel, além dos dois indicadores para espécies tardias de sobosque apresentaram uma relação de forte a moderada com os valores de IIB obtidos, tendo todos esses o coeficiente de Pearson oscilando entre 0,55 e 0,77. Todos esses indicadores apresentaram uma relação positiva com o IIB, demonstrando que a presença desses indicadores na composição do índice apresenta uma relação positiva e expressam de fato a integridade do fragmento, sendo assim adequados para a formação do índice.

Todos os indicadores acima mencionados dependem de uma estrutura florestal que permita o equilíbrio de fatores que amortizem os impactos do clima, baixa umidade e incidência solar nos estratos inferiores, e refletem que um equilíbrio entre esses fatores são relevantes para a integridade do fragmento (SILVA-MATOS; SANTOS; CHEVALIER, 2003; DOUGLAS *et al.*, 2006; GANDOLFI; JOLY; LEITÃO-FILHO, 2009; LAURENCE; VASCONCELOS, 2009; LONE *et al.*, 2010; DICKOW *et al.*, 2012; MARAFIGA, 2012; KROMER; GARCIA-FRANCO; TOLEDO ACEVES, 2014; CRAIG; PEARSON; FRATTERIGO, 2015).

Apenas o indicador relativo a presença de palmeiras apresentou uma tendência negativa, apresentando valores mais baixos em fragmentos onde a integridade é mais alta. Tal fato pode ser justificado por se aplicar o indicador para uma alta gama de espécies, que podem ocupar diversos nichos, e inclusive conter espécies que se favorecem da maior incidência de luminosidade nos fragmentos degradados (SALM *et al.*, 2011). Medeiros & Torezan (2013), considerou apenas os indivíduos de palmito-juçara (*Euterpe edulis* Mart.) em sua análise, nesse estudo essa espécie foi constatada em apenas uma das 6 parcelas realizadas em Unidades de Conservação que serviram de referência para o estudo.

Apesar do palmito-juçara ser uma espécie ameaçada de extinção (BRASIL, 2014), com intenso histórico de exploração, a inclusão de apenas uma espécie para a composição de um índice pode ser muito influenciada pela oscilação na densidade e distribuição, e até mesmo a não ocorrência de algumas espécies em alguns tipos de solos (MARTINS, 1991).

O indicador que contabiliza os indivíduos de orquídeas quase não apresentou oscilação, sendo observada a presença de orquídeas em poucas parcelas nas áreas urbanas. Por serem dependentes de um microclima que garanta a manutenção da umidade relativa do ar (LONE *et al.*, 2010), e apresentarem uma necessidade de uma fauna específica para polinização (KRAHL *et al.*, 2015), os ambientes urbanos podem dificultar a permanência desses indivíduos em função das alterações microclimáticas que esses propiciam (KONTHETKOFF-HENRIQUES, 2003; FONSECA; CARVALHO, 2012; GRACIANO-SILVA, 2016). Além disso, a ocorrência de orquídeas em fragmentos de FES no interior do estado de São Paulo apresentam baixa ocorrência e em alguns casos sua presença pode estar ligada ao efeito de borda e a proximidade

de recursos hídricos (PEDROSO-DE-MORAES et al, 2015).

Tendo em vista a baixa ocorrência de orquídeas, e nas florestas tropicais a grande maioria das espécies de orquídeas terem hábitos epifíticos (LONE *et al.*, 2010; KRAHL *et al.*, 2015), esse estudo propõe a junção do indicador de indivíduos de epífitas vasculares com o indicador de indivíduos de orquídeas. Ressalta-se que essa alteração apresentou um índice de Pearson maior do que o obtido para o índice de epífitas sozinhos, 0,5815 para epífitas e 0,6387 para epífitas e orquídeas juntas, quando comparado aos valores de IIB. Demonstrando que apesar da baixa ocorrência de orquídeas, esse indicador quando somado ao indicador de epífitas vasculares apresenta uma melhor relação com os valores de IIB, comportando-se como um indicador mais adequado do que qualquer um dos dois separados.

O indicador relativo aos indivíduos de espécies exóticas apresentou uma tendência levemente positiva, no entanto considera-se prudente a manutenção desse indicador, tendo em vista que espécies exóticas são comumente citadas na literatura como grandes causadoras de degradação ambiental e perda de diversidade nos ambientes por elas ocupados (MCKINNEY,2006; MOURO *et al.*, 2012, MEDEIROS *et al.*, 2013).

Para a verificação dos diferentes métodos propostos para o índice das espécies tardias e/ou ameaçadas de sobosque foi elaborada cálculo de regressão linear dos indicadores propostos com os valores do IIB, o índice de correlação de Pearson, e a variância. Para o indicador que considera o número total de indivíduos, este apresentou valores mais baixo tanto na variância (0,8690) como do índice de correlação de Pearson (0,5515). Já o indicador de espécies de sobosque que considera o número de espécies/morfotipos apresentou valores maiores de variância (1,12), e Pearson (0,6115).

O maior valor obtido para o indicador de espécie/morfotipo de espécies tardias de sobosque, tanto para o índice de correlação de Pearson como para a variância, refletem uma melhor relação entre os valores do IIB e o indicador proposto (Pearson), assim como uma oscilação maior entre os valores do indicador, demonstrando que apesar de ambos se comportarem como indicadores adequados, propõe-se em futuras análises o uso desse indicador considerando o número de espécies e morfotipos e não o número total de espécies. Além disso a utilização desse indicador evita que a alta germinação de poucas espécies de sobosque em uma parcela altere significativamente os valores para esse indicador.

4.1.4 Conclusão

O presente estudo demonstrou a eficácia do IIB para fragmentos urbanos propostos por Graciano-Silva (2016). Os indicadores de Cobertura de serapilheira, Árvores mortas em pé,

Cobertura por gramíneas exóticas, Presença e características de cipós e lianas, Cobertura do dossel (Clareiras), Indivíduos de espécies arbóreas exóticas e Número de indivíduos de espécies tardias no dossel foram representativos na análise, e devem ser mantidos na aplicação do IIB em futuros estudos.

O indicador de Número de morfotipos/espécies tardias no sub-bosque apresentou uma melhor distribuição entre os valores do indicador, e maior correlação com o IIB do que o indicador de número de indivíduos de espécies tardias de sub-bosque, devendo em futuros estudos ser utilizado a diversidade de espécies tardias de sub-bosque ante o número de indivíduos dessas espécies.

Os indicadores de Indivíduos de epífitas vasculares e Indivíduos de orquídeas se comportaram melhor quando computados no IIB como um único indicador, ao invés de indicadores separados.

Em fragmentos urbanos o uso de um indicador para o IIB com Indivíduos de Palmeiras não é recomendado, tanto pela ausência de indivíduos de *Euterpe edulis* (Mart.) nesses fragmentos, como pelo comportamento desse índice na análise, já que a presença de palmeiras foi maior nos fragmentos que apresentaram menor integridade.

A aplicação do IIB com as alterações propostas nesse estudo apresenta valores mais confiáveis, incluindo os fragmentos com histórico de preservação e proteção ambiental dentro da escala de Integridade Boa com uma margem de confiança satisfatória.

4.1.5 Referências Bibliográficas

AB'SÁBER, A. N. Os domínios morfoclimáticos na América do Sul: primeira aproximação.

Geomorfologia, v. 52, p. 1-22, 1977.

AWADE, M.; BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. Using binary and probabilistic habitat availability indices derived from graph theory to model bird occurrence in fragmented forests. **Landscape Ecology**, v. 27, p 185-198, 2012

BERTONI1, J. E. A.; MORAES, J. L.; VIEIRA, M. G. L.; ZANDARIM, M. A. Análise das principais -espécies arbóreas ocorrentes na gleba Capetinga Leste do Parque Estadual de Vassununga-SP. In: **Anais do 2º Congresso nacional de essências nativas**, p 158-161, 1992.

BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. Isolation determines patterns of species presence in highly

fragmented landscapes. **Ecography**, v. 34, p 1018-1029, 2011

BRASIL. Portaria MMA Nº 443. **Diário oficial**, de 17 de dezembro de 2014.

CRAIG, M. E.; PEARSON, S. M.; FRATERRIGO, J. M. Grass invasion effects on Forest soil carbon depend on landscape-level land use patterns. **Ecology**, ed. 97, v. 8, p 2265-2279, 2015.

DICKOW K. M. C.; MARQUES, R.; PINTO, C. B.; HÖFER, H. Produção de serapilheira em diferentes fases sucessionais de uma floresta subtropical secundária, em Antonina, PR. **Revista Cerne**, Lavras, v. 18, n. 1, p. 75-86, jan./mar. 2012.

DOUGLAS, M. M.; SETTERFIELD, S. A.; O'CONNOR, R. A.; FERDINANDS, K.; ROSSITER, N. A.; BROOKS, K. J.; RYAN, B.; PARR, C. Different weeds, different habitats, same effects: exotic grass invasion in tropical woodlands and wetlands. **Fifteenth Australian Weed Conference**, p. 811-814, 2006.

DURIGAN, G.; IVANAUSKAS, N. M.; NALOS, M. A.; RIBEIRO, M. C.; KANASHIRO, M. M.; COSTA, H. B.; SANTIAGO, C. M. Protocolo de avaliação de áreas prioritárias para a conservação da Mata Atlântica na Região da Serra do Mar/Paranapiacaba. **Revista do Instituto Florestal**, v.21, n. 1, p. 39-54, 2009.

DURIGAN, G.; IVANAUSKAS, N. M.; NALOS, M. A.; RIBEIRO, M. C.; KANASHIRO, M. M.; COSTA, H. B.; SANTIAGO, C. M. Protocolo de avaliação de áreas prioritárias para a conservação da Mata Atlântica na Região da Serra do Mar/Paranapiacaba. **Revista do Instituto Florestal**, v.21, n. 1, p. 39-54, 2009.

FONSECA, C. R.; CARVALHO, F. A. Aspectos florísticos e fitossociológicos da comunidade arbórea de um fragmento urbano de floresta atlântica (Juiz de Fora, MG, Brasil). **Bioscience Journal**, v. 28, n. 5, p. 820-832, 2012.

GANDOLFI, S.; JOLY, C. A.; LEITÃO-FILHO, H. L. "Gaps of deciduousness": Cyclical gaps in tropical forests. **Scientia agricola**, v.66, n.2, p.280-284, 2009.

GASPARETO, T. C. **Pressão Urbana e Conectividade da Paisagem no Entorno dos Parques Estaduais Itapetinga, Itaberaba, Cantareira, Juquery e Jaraguá na Região Metropolitana de São Paulo**. 2014. 180f. Tese (Mestrado). Faculdade de Filosofia Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

GRACIANO-SILVA, T. **Análise e estabelecimento do índice de integridade biótica para florestas urbanas**. 2016. 69 p. Tese (mestrado). Programa de Pós-Graduação em

Sustentabilidade na Gestão Ambiental, Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2016.

GREGORINI, R. A. **Análise de áreas para criação de unidades de conservação no município de Boituva (SP)**. 2015, 93 p.. Tese (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade na Gestão Ambiental, Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2016.

HERLIHY, T.A., SIFNEOS, J., BASON, C., JACOBS, A., KENTULA, M.E., FENNESSY, M.S.. An Approach for Evaluating the Repeatability of Rapid Wetland Assessment Methods: The Effects of Training and Experience. **Environmental Management**, v.34, 2a ed.,p 368-377, 2009.

HESS, G. R.; FISCHER, F. A. 2001. Communicating clearly about conservation corridors. **Landscape and Urban Planning**. 55: 195–208, 2001.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Séries Documentos: Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Rio de Janeiro: **Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria de Geociências** (2ª edição). 2004

KOTCHETKOFF-HENRIQUES, O. **Caracterização da vegetação natural de Ribeirão Preto, SP: Bases para conservação**. 2003. 221 p. Tese (doutorado). Faculdade de Filosofia Ciências e Letras de Ribeirão Preto – Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2003.

KRAHL, A. H.; HOLANDA, A. S. S.; PASSOS, D. R.; WERBER, A. C. Polinização de *Camaridium ochroleucum* Lindl. (Orchidaceae: Maxillariinae). **Biota Amazônia**, v. 5, n. 3, p. 1-7, 2015.

KROMER, T.; GARCIA-FRANCO, J. G.; TOLEDO ACEVES, T. Epífitas vasculares como bioindicadores de la calidad forestal: impacto antrópico sobre su diversidad y composición. Em: Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro ambiental, Chapter: Epífitas vasculares como bioindicadores de la calidad forestal: impacto antrópico sobre su diversidad y composición, Publisher: Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC) – El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), México, D. F. y Campeche, Editors: C.A. González-Zuarth, A. Vallarino, J.C. Pérez-Jimenez, A.M. Low-Pfeng, pp.606-623, 2014.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. Consequências ecológicas da fragmentação

- florestal na Amazônia. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v.13, p.434-451, 2009.
- LEONEL, C.; NALON, C. A.; THOMAZIELLO, S (Coordenação). Plano de Manejo da Estação Ecológica de Ribeirão Preto. São Paulo, 231 p. 2010.
- LONE, A. B.; TAKAHASHI, L. S. A.; FARIA, R. T.; ASSIS, A.M.; UNEMOTO, L. K. Desenvolvimento vegetativo de orquídeas submetidas a diferentes formulações de macronutrientes e frequências de adubação durante a fase de aclimatização. **Semina: Ciências Agrárias**, v.31, n.4, 2010.
- MARAFIGA, J. S.; VIEIRA, M.; SZYMCZAK, D. A.; SCUMACHER, M. V.; TRÜBY, P. Deposição de nutrientes em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no Rio Grande do Sul. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 59, n.6, p. 765-771, 2012.
- MARTINS, F., R. **Estrutura de uma floresta mesófila**. Editora da Unicamp, livro, 246 p., 1991.
- MARTINI, A.; BIONDI, D.; BATISTA, A. C.; SILVA-FILHO, D. F. Microclima em diferentes tipologias de floresta urbana. **REVSBAU**, Piracicaba –SP, v.10, n.4, p. 12-22, 2015.
- MCKINNEY, M. L. Urbanization, Biodiversity and Conservation. **BioScience**, v. 52, n. 10, p. 883-890, 2002
- MCKINNEY, M. L. Urbanization as a major cause of biotic homonization. **Biological Conservation**, v. 127, p. 247-260, 2006.
- MEDEIROS, H.; CASTRO, W.; SALIMON, C. I.; SILVA, I. B.; SILVEIRA, M. Tree mortality, recruitment and growth in a bamboo dominated forest fragment in southwestern Amazonia, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 13, n.2, p. 29-34, 2013.
- 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.; 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, p. 277-288, 2016.
- MUCHAILH, M. C.; RODERJAN, C. V.; CAMPOS, C. B.; MACHADO, A. L. T.; CURCIO, G. O. R.. Metodologia de planejamento de paisagens fragmentadas visando a formação de corredores ecológicos. **Floresta**, Curitiba, v. 40, n. 1, p. 147-162, jan./mar. 2010.

- PAIS, M. P.; VARANDA, E. M. Arthropod Recolonization in the Restoration of a Semideciduous Forest in Southeastern Brazil. **Neotropical Entomology**, v. 39, n. 2, p. 198-206, 2010.
- PEDROSO-DE-MORAES, C; PREZZI, L. E.; SOUZA-LEAL, T.; CANOCINI, T. F.; RAIMUNDO JR., O.; SILVEIRA, P. Edge Effect on Orchids of a Fragment of Semi-Deciduous Seasonal Forest in the Southeast of Brazil. **Iheringia**, Sér. Bot., Porto Alegre, v. 70, n. 1, p. 115-127, 2015.
- SAYRE, R.; ROCA, E.; SEDAGHATKISH, G.; YOUNG, B.; KEEL, S.; ROCA, R.; SHEPPARD, S. Natureza em foco: Avaliação Ecológica Rápida. **The Nature Conservancy**, Arlington, Virgínia, USA, 2003.
- SILVA-MATOS, D. M.; SANTOS, C. J. F.; CHEVALIER, D. D. Fire and restoration of the largest urban forest of the world in Rio de Janeiro City, Brazil. **Urban Ecosystems**, v. 6, p. 151-162, 2002.
- VAN BELLEN, H. M. Desenvolvimento Sustentável: uma descrição das principais ferramentas de avaliação. **Ambiente & Sociedade** – v. 7, n. 1. P. 67-88. 2004.
- VIEIRA, M. G. L.; MORAES, J. L.; BERTONI, J. E. A.; MARTINS, F. R.; ZANDARIN, M. A. Composição florística e estrutura fitossociológica da vegetação arbórea do Parque Estadual de Vassununga, Santa Rita do Passa Quatro (SP). Gleba-II Capetinga Oeste. **Revista do Instituto Florestal**, v. 1, n.1, p 135-159, 1989.

4.2 ARTIGO 2

INTEGRIDADE BIÓTICA DE FRAGMENTOS FLORESTAIS URBANOS E SUA RELAÇÃO COM MÉTRICAS DA PAISAGEM

RESUMO

As alterações provocadas pela expansão urbana afetam de forma drástica a paisagem. Os fragmentos de vegetação remanescentes nessas áreas sofrem fortes pressões que vão da perda de sua área original, redução da conectividade do entorno, agravamento das condições climáticas pela impermeabilização, aumento do efeito de borda, maior suscetibilidade a incêndios, introdução de espécies invasoras, entre outros. O presente estudo visa analisar os efeitos da ocupação urbana em 9 fragmentos inseridos na matriz urbana de Ribeirão Preto, visando a comparação de valores do Índice de Integridade Biótica (IIB) dos fragmentos e cada um dos seus indicadores com diferentes métricas de paisagem como a forma, tamanho, conectividade e ocupação de entorno nos fragmentos analisados. Os resultados obtidos demonstraram relações fracas ou moderada entre o Índice de Integridade Biótica (IIB) e a relação com a forma do fragmento (Pearson=0,4783), ocupação de entorno (Pearson = 0,5714) e conectividade (Pearson = 0,4985). No entanto o presente estudo demonstrou que a área do fragmento é importante para a sua integridade, todos fragmentos que tiveram integridade boa no estudo apresentam áreas superiores a 20 hectares, enquanto que fragmentos menores do que esse valor apresentaram os valores de integridade mais baixos do estudo.

Palavras Chave: integridade biótica, paisagem urbana, fragmentos urbanos.

ABSTRACT

The changes caused by the urban expansion affects drastically the landscape of the area. When we look to the Forrestal reminiscent, these areas suffer alterations that goes from the loss of your coverage, connectivity reduction, weather changes, increase of the edge effect, bigger risk of fire, introduction of exotic plants, and others. This study intent to understand the effects of the urban occupation of nine reminiscent located in the urban area of Ribeirão Preto (SP, Brazil), the analyses compared the Biotic Integrity Index (IIB) and each one of yours indicators with some landscape metrics, such as size, shape, connectivity and neighborhood occupation. The results shows correlations weak or moderate to connectivity (Pearson = 0,4985),

neighborhood occupation (Pearson = 0,5714, and shape and form (Pearson=0,4783), demonstrating that this parameters do not affect the integrity as we expected, otherwise the size of the remnant is strongly related to the IIB. According to the results of this study, only fragments with 20 or more hectares can reach good integrity, while small fragments tend to have lower levels of integrity.

Keywords: Biotic integrity, urban landscape, urban remnant.

4.2.1.Introdução

A constante expansão urbana conduzida pelo crescimento populacional e econômico, acarreta grandes impactos na paisagem, assim, a gestão adequada desses processos é necessária para um equilíbrio ecológico nessas áreas (PICKETT et. al., 2011; MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016). Desse modo a compreensão dos processos ecológicos em áreas urbanas são fundamentais, fornecendo interpretações realísticas e uma melhor compreensão do ecossistema urbano (GRIMM et al., 2000).

As alterações provocadas pela urbanização mudam drasticamente o ambiente, alterando de forma significativa a dinâmica do ciclo hidrológico, da paisagem e do microclima. O efeito da urbanização em remanescentes florestais não é diferente, estes acabam sendo isolados de demais áreas vegetadas, sofrendo impactos da fragmentação e isolamento florestal, aumento do efeito de borda, da incidência de queimadas, além de danos causados pelas alterações do entorno na permeabilidade do solo e no microclima, além de outras pressões antrópicas (MCKINLEY, 2006, FONSECA; CARVALHO, 2012; MARTINI et al, 2015, MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016).

As florestas urbanas fornecem diversos serviços ecossistêmicos, como conservação do ciclo hidrológico, estabilização de encostas, sombreamento, retenção de partículas, amenização do clima, além do uso público e lazer dessas áreas (MARTINI et al, 2015). A manutenção dessas áreas é o único meio para manutenção dos serviços ecossistêmicos, sendo de fundamental importância o estudo e conhecimento de sua dinâmica (PICKETT et al., 2011; LIMA et. al., 2012).

A rápida expansão urbana, associada ao histórico de expansão de agrícola vivenciado no interior do estado de São Paulo no século passado acarretou em intensa fragmentação e isolamentos dos habitats nativos, sendo que em ambientes urbanizados não planejados, esse isolamento é mais grave (METZGER, 1997; BONATTI, 2007; LAURENCE;

VASCONCELOS, 2009; FONSECA; CARVALHO, 2012; MINELLI, 2014). Este processo, acaba acarretando muitas vezes em fragmentos pequenos com pouca ou nenhuma conectividade com outras áreas de vegetação nativa (MCKINEY, 2006; MUCHAILH et al., 2010; LAURENCE; VASCONCELOS, 2009; MELLO; TOPPA; CARDOSOLEITE, 2016).

Fragmentos que apresentam áreas maiores e formas que permitam um menor contato com o entorno não florestado tendem a sofrer menos os impactos do efeito de borda, tendo dessa maneira em suas áreas centrais um menor efeito dos intemperes causados pela urbanização. Pressupõe-se que fragmentos maiores e com menor contato com a área urbana apresentem uma melhor condição de preservação dos que os fragmentos menores e mais lineares (METZGER 1997; DURIGAN *et al.*, 2006; MUCHAILH, 2010; GASPARETO, 2014, MELO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016).

A urbanização, apesar de ser uma alteração drástica na paisagem, pode alterar o ambiente em diferentes graus de perturbação. A impermeabilização de áreas urbanas periféricas podem atingir percentuais de impermeabilização próximos a 20%, enquanto que em áreas centrais esses valores comumente ultrapassam os 50%. Podendo dessa forma os impactos da urbanização ser atenuados ou agravados conforme a ocupação de seu entorno (MCKINLEY, 2002, MCKINLEY, 2006).

A ecologia da paisagem é uma ferramenta ideal para respostas sobre alterações provocadas pela ocupação urbana, por colocar como fator central em sua análise o entorno e a área de estudo, esta fornece dados significativos para a compreensão dos processos de ocupação urbana sobre os remanescentes florestais, sendo utilizadas por diversos autores para análises desse tipo (PICKETT; CANDENASSO, 1995; METZER, 2001; MUCHAILH, 2010; GASPARETO, 2014; MARTINI et al., 2015; MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016).

O isolamento e o tamanho reduzido de fragmentos urbanos acarretam em grandes perdas na genética de populações, gerando uma degradação significativa para os remanescentes como a extinção local de espécies, perda na polinização e dispersão de sementes florestais, conduzindo a graves impactos sobre a estrutura da vegetação (METZGER, 1997; LAURENCE; VASCONCELOS, 2009; ANTUNES; BRANDÃO, 2010; MUCHAILH et al., 2010).

Embora um conjunto de indicadores sejam abstrações imperfeitas dos sistemas reais, representam instrumentos extremamente poderosos para a procura de respostas e previsões (ODUM, 2004). A utilização de indicadores é uma ferramenta importante para monitoramento e controle de sistemas complexos, sendo muito utilizada para as análises ecológicas (VAN BELLEN, 2004; CERTRULO; MOLINA; MALHEIROS, 2013).

O presente estudo visa entender como as métricas da paisagem relativas a área, forma, ocupação do entorno e conectividade estão relacionadas com a integridade biótica de fragmentos florestais urbanos. Parte-se do pressuposto que fragmentos maiores, mais conectados com outros na paisagem, e que possuam formas mais arredondadas, devam possuir maior integridade biótica.

4.2.2 Materiais e Métodos

4.2.2.1 Cálculo do IIB

Os fragmentos analisados são os mesmos abrangidos no estudo de Galvani (2018), sendo ainda utilizado o IIB proposto pelo mesmo estudo, formado a partir da análise de 9 indicadores de variáveis ecológicas, sendo eles: “Cobertura de Serrapilheira”; ‘Árvores Mortas em Pé”; “Cobertura por gramíneas Exóticas”; “Presença de Cipós e Lianas”; “Cobertura de dossel (Clareiras)”; “Indivíduos de epífitas vasculares e orquídeas”; “Indivíduos de espécies arbóreas exóticas”; “Número de indivíduos de espécies tardias de dossel”; “Número de morfotipos/espécies tardias e/ou ameaçadas no sub-bosque”. Para mais informações sobre a metodologia de coleta de dados do IIB, e suas escalas de integridade (Ver Seção 4.1 dessa dissertação).

Para a análise de correspondência (CA) também foram inclusos os indicadores propostos por Graciano-Silva (2016) (indivíduos de orquídeas, indivíduos de palmeiras, e Número de indivíduos de espécies tardias de sub-bosque), que não foram considerados no valor do IIB nesse estudo (GALVANI, 2018).

4.2.2.2 Análises das Métricas de paisagem

As análises das métricas de paisagem foram realizadas através da captação de imagem com o uso do software SASPlanet. A fonte das imagens é do Bing Maps Satelites, para a delimitação dos polígonos e mapeamento do uso do solo foi utilizado o software ArcGis 9.2. Para o cálculo das variáveis métricas foi utilizado o software FRAGSTATS. A análise das variáveis ligadas a paisagem proposta para o presente estudo são descritas abaixo:

- Tamanho dos fragmentos

A captação das áreas dos polígonos se deu através da delimitação de seus limites através das imagens aéreas captadas, após toda a delimitação obteve-se a área de cada um dos fragmentos em hectares.

- Forma dos fragmentos

Para análise desse parâmetro é o mesmo proposto por Graciano-Silva (2016), conforme fórmula apresentada abaixo:

$$\text{Forma} = A / \sqrt{P} / c$$

onde: A – Área do fragmento
P – Perímetro do fragmento
c – Fator de Correção

A forma é um atributo espacial difícil de ser empreendido em uma análise métrica, tendo em vista a infinidade de formas possíveis, portanto para a valoração de uma nota é necessário a adoção de uma constante indexada (c), que tome valores distintos para formatos distintos, permitindo assim uma assimilação da forma para formatos geométricos padrões (Círculo, elipse, quadrado, etc) pelo programa de análise (MCGARIGAL et. al, 2015; GRACIANO-SILVA, 2016).

- Ocupação do entorno

O uso do solo foi no entorno de 100 metros das bordas de cada um dos fragmentos, o índice de ocupação será calculado conforme o percentual de sua ocupação em cada um dos usos levantados. A Tabela 2 apresenta o valor atribuído para cada uso de solo levantado, adaptado da proposta de Durigan *et al.* (2006), sendo 5 o valor mais alto e 0 o valor mais baixo para o índice proposto.

Tabela 2 – Índice de ocupação do entorno para diferentes Usos de Solo. (Adaptado de Durigan *et al.*, 2006)

Uso do Solo	Valor do Índice
Fragmento Florestal	5
Silvicultura (<i>Eucaliptus</i> , <i>Seringueira</i> , <i>Pinus</i> , etc)	4
Áreas Verdes Urbanas arborizadas - Praças, Rotatórias, Parques Urbanos, etc.	4
Culturas perenes (cítricos, cafeicultura, etc.)	3
Pastagem e/ou Culturas Anuais	2
Ocupação urbana de baixa intensidade	1
Ocupação urbana de alta densidade	0

- Conectividade

O cálculo de conectividade com os fragmentos foi mensurado a partir de um *buffer* de 100 metros, a partir das áreas limítrofes dos fragmentos estudados. A adoção dessa distância segue os padrões adotados por Muchailh (2010) e Graciano-Silva (2016) em suas análises de paisagem. Essa distância é apontada como crítica, ou intransponíveis para alguns espécies de aves, tornando a capacidade de dispersão desses indivíduos nula em distâncias superiores a esses valores (AWADE; BOSCOLLO; METZGER, 2011, BOSCOLLO; METZGER, 2011).

A partir da determinação do *buffer*, a conectividade dos fragmentos foi realizada conforme a fórmula proposta por Graciano-Silva (2016), abaixo compilada:

Conectividade = $\sum A / (\sum D)^2$, onde: A – Área do fragmento localizados no *buffer*

D – Distância dos fragmentos do *buffer* em relação ao fragmento alvo.

4.2.2.3 Análise estatística

Para a relação entre o IIB e a área dos fragmentos foram feitas duas regressões lineares de Pearson (ZAR, 1994; MCDONALD, 2014), uma entre os valores de IIB e a área em hectares dos fragmentos, e outra entre os valores de IIB e o logaritmo das áreas em hectares dos fragmentos. O uso do logaritmo para as áreas visa analisar a maneira pela qual a relação se

estabelece, tendo em vista que a oscilação dos valores para as áreas é muito maior do que os valores de IIB, que tem seus limites pré-definidos (oscilação das áreas de 0,52 a 188,25, ante valores entre 11 e 45 previstos para o IIB)

Para Forma dos fragmentos, Ocupação do entorno e Conectividade foram realizadas regressões lineares de Pearson com os valores do IIB (ZAR, 1994; MCDONALD, 2014). Ainda para forma dos fragmentos e ocupação do entorno, também foi realizada a análise considerando o efeito do logaritmo da área do fragmento nesse índice, através da multiplicação desses valores. A justificativa para a forma se baseia na hipótese de que em fragmentos com formas similares, os com áreas significativamente maiores irão apresentar trechos de florestas mais distantes da borda do que fragmentos com áreas menores. Já a multiplicação do fator de conectividade com o logaritmo da Área visa analisar o próprio efeito do fragmento na conectividade.

A organização dos dados foi realizada com a elaboração de tabelas através do software Microsoft Excel, a elaboração dos gráficos de dispersão e regressão, assim como os valores do coeficiente de correlação de Pearson foram obtidos através da linguagem R. (ZAR, 1994; MCDONALD, 2014)

Foi realizada uma análise de correspondência (CA) pelo índice de similaridade de Jaccard, com uma matriz com os dados obtidos em campo dos indicadores do IIB, em relação as métricas de paisagem propostas para o estudo. Esta foi calculada utilizando o software Fitopac 2.1.

4.2.3 Resultados

A Tabela 3 apresenta os valores obtidos do IIB com a proposta de Graciano-Silva (2016) e com as adaptações proposta por Galvani (2018) e as métricas de paisagem realizadas nesse estudo.

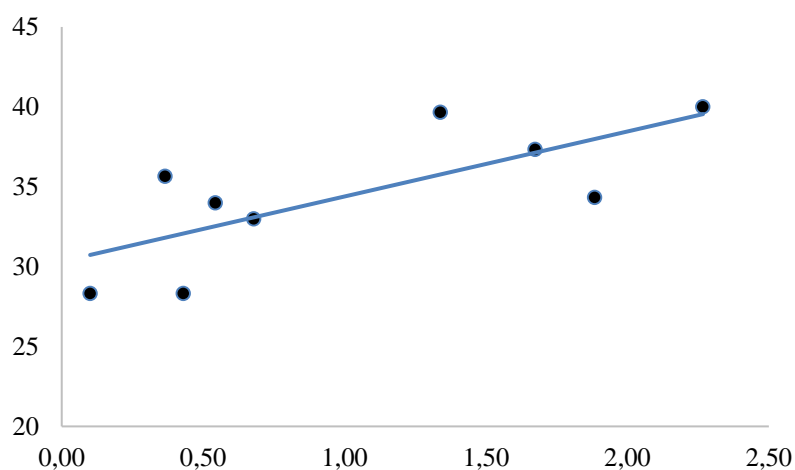
Tabela 3. Valores de IIB e métricas de paisagem. Legenda IBB1 :IIB Conforme adequações propostas por Galvani (2018).

N ^o	Nome Fragmento	IIB ¹	Integridade ¹	Área (ha)	Log (Área)	Forma	Forma* Log (Área)	Entorno	Entorno* Log (Área)	Conectividade
1	Centro Didático FFCLRP	34,0	Regular	4,8	0,68	3,76	2,55	2,73	1,85	2,27
2	Museu Café Fragmento 1	36,3	Regular	2,3	0,37	4,37	1,60	2,74	1,00	10,07
3	Museu Café Fragmento 2	29,3	Baixa	2,7	0,43	3,49	1,50	1,88	0,81	0,00
4	USP – Frag. Oeste	34,7	Regular	3,5	0,54	3,26	1,77	2,99	1,62	2,27
5	Hospital Santa Tereza	28,7	Baixa	1,3	0,10	2,15	0,22	2,10	0,21	0,58
6	EERP	40,0	Bom	185,0	2,27	4,12	9,34	1,89	4,29	47,61
7	Terminal Petroq.	36,0	Regular	76,7	1,88	1,91	3,60	1,29	2,43	0,00
8	Santa Maria	38,3	Regular	47,2	1,67	4,22	7,06	1,88	3,15	0,00
9	Bosque	40,3	Bom	21,8	1,34	3,37	4,51	0,40	0,54	0,00

Fonte: Galvani (2018)

A Imagem 2 apresenta a relação entre a integridade biótica dos fragmentos e área, para essa variável observou uma relação linear moderada (Pearson = 0,5862). Tendo em vista a grande oscilação entre as áreas dos fragmentos, de 1,3 a 185 hectares, os valores das áreas foram corrigidos pelo seu logaritmo, apresentando dessa forma uma maior relação (Pearson = 0,7400), demonstrando que a integridade está associada a área, sendo uma relação logarítmica mais adequada, conforme linha de tendência presente na Imagem 2.

Imagem 2 – Dispersão entre os valores de IIB (eixo y) e o logaritmo da Área dos fragmentos (eixo X)



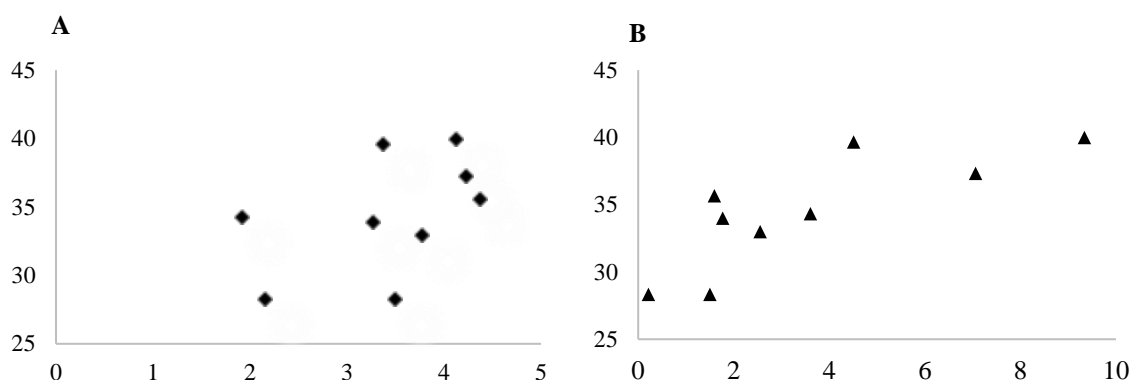
Fonte: Galvani (2018)

Quando analisada a relação entre a forma e a integridade do fragmento (Ver Imagem 3), se observou uma relação fraca (Pearson=0,4783), no entanto quando adicionamos o efeito do

tamanho do fragmento, através da multiplicação dos valores da forma com o logaritmo das áreas, observa-se uma correlação com o IIB mais forte entre a área e forma do que somente a área (Pearson = 0,7944 - relação do logaritmo da área multiplicado pela forma, ante Pearson= 0,7400 para o logaritmo da área).

Imagem 3 – Distribuição entre o IIB (eixo Y) e a Forma do Fragmento (eixo X).

A - Valores de forma. B - Efeito da Área sobre a forma dos fragmentos

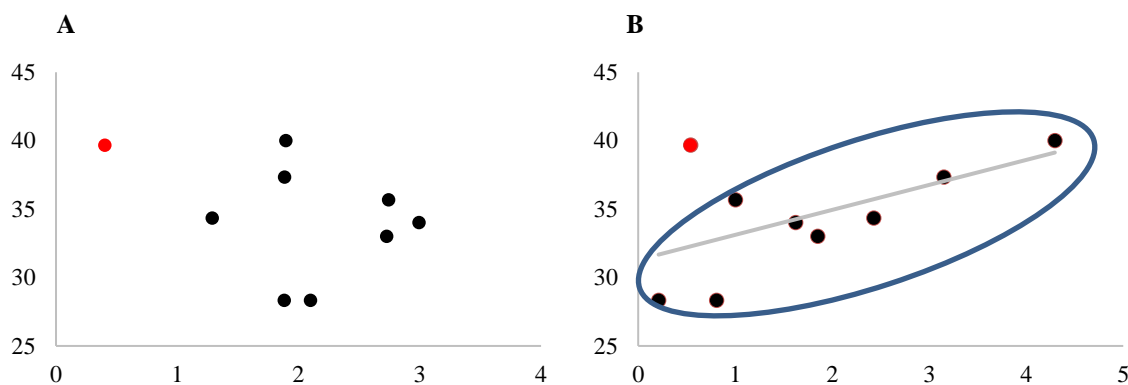


Fonte: Galvani (2018)

O índice de ocupação de entorno não foi significativo nos fragmentos analisados (Ver Imagem 4), apresentando uma correlação com o IIB negativa e baixa (Pearson = -0,3521). Quando a análise é feita incluindo o fragmento como um componente da paisagem do entorno, através da multiplicação dos valores de ocupação do entorno pelo logaritmo da área, observou-se que o fragmento n° 9, relativo ao Bosque municipal Fábio Barreto, têm um IIB alto e uma ocupação de entorno ruim. Quando considerada a área do fragmento na ocupação do entorno obteve-se uma correlação de Pearson positiva e mais forte do que a que leva em consideração apenas o entorno (Pearson = 0,5714).

Imagem 4. Dispersão dos valores de IIB (eixo Y), com o índice de ocupação de entorno (eixo X)

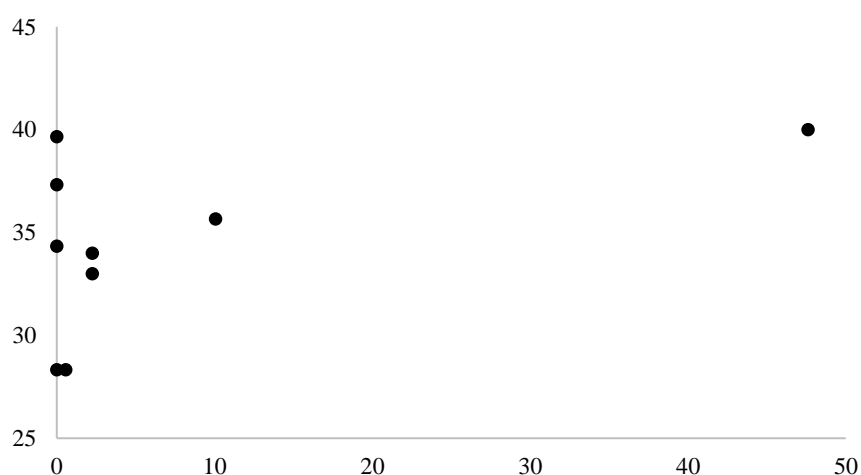
A - Referente aos valores de ocupação. B – Valores de ocupação considerando os fragmentos como um componente do índice de ocupação de entorno. O valor destacado em vermelho é referente ao fragmento nº 9 – Bosque Municipal Fábio Barreto



Fonte: Galvani (2018)

A conectividade foi analisada conforme gráfico de dispersão na Imagem 5. Quando analisados a conectividade (Eixo X) em todos fragmentos não foi constatada uma forte relação com o IIB (Eixo Y, Pearson = 0,4985), sendo importante ressaltar que para 4 fragmentos não foi constatada nenhuma conectividade nos 100 metros de buffer previstos.

Imagem 5. Dispersão dos valores de IIB (eixo Y), com os valores de conectividade (eixo X) -



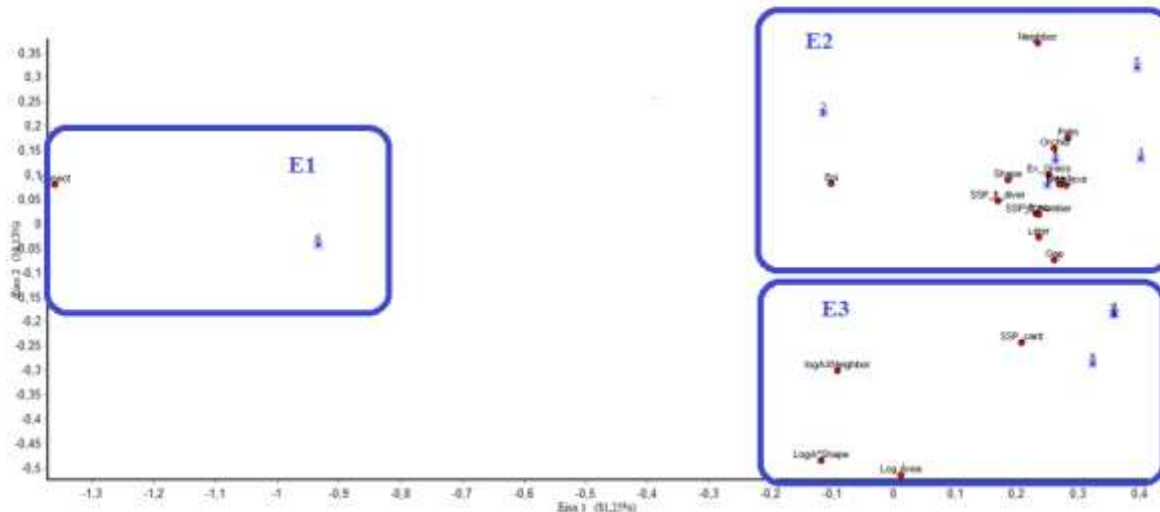
Fonte: Galvani (2018)

A análise de correspondência (CA), demonstrando a relação entre as diferentes variáveis analisadas e os fragmentos onde foram obtidos o índice de integridade é apresentado na Imagem 6, sendo que o eixo x e o eixo y representam respectivamente, 81,25% e 10,13% da variação total. Os três grupos delimitados por elipses (E1, E2 e E3) foram colocadas visando uma melhor

visualização dos agrupamentos de parâmetros.

Imagem 6 –Análise de correspondência por similaridade de Jaccard, relações entre os fragmentos analisados, indicadores de integridade e métricas de paisagem

1	Centro Didático FFCLRP/USP	logAXNeighbor	Ocupação do entorno, corrigido pelo log dos fragmentos
2	Museu Café Fragmento 1	Conect	Conectividade
3	Museu Café Fragmento 2	Litter	Camada de Serrapilheira
4	USP - Fragmento Oeste	Dead	Árvores Mortas
5	Hospital Santa Tereza	Ex_Grass	Ocupação por gramíneas exóticas
6	EERP	Vines	Ocupação por lianas
7	Terminal Petroquímico	Gap	Abertura do dossel
8	Santa Maria	Epi	Indivíduos de epífitas
9	Bosque	Orchid	Indivíduos de orquídeas
		Palm	Palmeiras
Log Área	Logaritmo da Área dos Fragmentos	Tree_exe	Espécies exóticas
LogA*Shape	Forma dos fragmentos relacionada com a área	SSP_cant	Árvores tardias de dossel
Shape	Forma dos fragmentos	SSP_It_number	Número de indivíduos de espécies tardias de soboquete
Neighbor	Ocupação de entorno	SSP_It_diver	Número/morfotipo de espécies tardias de sobosquete



Fonte: Galvani (2018)

4.2.4 Discussão

Conforme a análise na imagem 2, podemos concluir que fragmentos com área superior a 20 hectares atingiram em sua maioria valores de integridade bons (IIB superiores a 35), no entanto a maioria dos fragmentos com áreas inferiores a 10 hectares apresentaram integridade regular ou baixa. Isso demonstra que fragmentos muito pequenos inseridos na matriz urbana

tendem a sofrer mais os impactos do tamanho e da ocupação urbana, podendo estes a longo prazo não conseguirem se estabelecer na matriz urbana, ou permanecerem com uma condição de sucessão ecológica mais inicial (MCKINEY, 2006, FONSECA; CARVALHO, 2012; MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016), ou seja, provavelmente fragmentos muito pequenos não poderão se sustentar ao longo do tempo em uma matriz urbana.

Quando analisada apenas a variável forma (Imagem 3), não se observou uma correlação forte com o IIB. No entanto quando analisado a relação forma e área com o IIB, partindo-se da premissa que em fragmentos com áreas similares a integridade tende a ser melhor nos que apresentam uma menor relação área/perímetro, ou seja, fragmentos com áreas similares tendem a ter integridade maior nos que apresentam uma menor superfície de contato com a borda. Essa relação apresentou uma correlação mais forte do que quando analisado apenas o parâmetro área (METZGER 1997; PRIMACK; RODRIGUES, 2001; DURIGAN *et al.*, 2006; MUCHAILH, 2010; MELO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016).

As relações positivas e fortes para as métricas de área e forma relacionada a área (Figuras 2 e 3) demonstram que para a manutenção da integridade e da maioria de suas funções ecológicas, é necessário que o fragmento tenha uma área nuclear que não seja afetada drasticamente pelos impactos da urbanização, permitindo uma melhor estruturação das comunidades de fauna e flora nesses fragmentos (ETTO *et al.*, 2013).

Em relação aos parâmetros de ocupação de entorno, observou-se uma correlação muito baixa e negativa (Figura 4A). Quando se considera o impacto da área do fragmento na análise de vizinhança, observa-se uma correlação moderada da ocupação da vizinhança com a integridade dos fragmentos (Figura 4B).

Ainda é importante ressaltar que o fragmento 9 (Bosque Fábio Barreto) se destacou nas análises de relação da integridade biótica com o entorno (Figura 4), já que este fragmento apresenta um entorno bastante antropizado e a segunda maior integridade biótica do estudo.

Tendo em vista que a relação do entorno só é positiva quando se inclui nessa análise o peso da área do fragmento, não seria prudente afirmar o efeito desse parâmetro na análise. Desse modo, sugere-se que o número de análises entre o IIB e a ocupação de entorno sejam ampliadas, com a inclusão de novos fragmentos, visando também descobrir se de fato existe alguma relação, e se o fragmento nº 9 se comportou na análise como um *outlier* estatístico.

O Bosque Fábio Barreto apresenta um histórico diferenciado por estar inserido dentro da Área de Preservação Ambiental (APA) do Morro de São Bento, área criada há 29 anos (MMA, 2017) que apresenta histórico de preservação pelo município desde sua aquisição no ano de 1907 (PMRP, 2012?).

O histórico de preservação do Bosque (área 9) pode ter ajudado significativamente na preservação do fragmento, impedindo fatores estressores comuns em fragmentos urbanos como a abertura de clareiras pela coleta de madeira, fogo, descarte de resíduos, bosqueamento, entre outros. Culminando assim em um fragmento que apresenta uma estrutura e dinâmica florestal equilibrada, entre seus estratos, dossel, e os diferentes grupos de espécies, mesmo com uma ocupação de entorno fortemente antropizada (CONNELL, 1978; ORDÓÑEZ, DUINKER, 2012; CARNEIRO *et al.*, 2016).

A relação do IIB com a conectividade apresentou correlação fraca (imagem 4), sendo que quatro das áreas analisadas não tiveram nenhuma conectividade. A conectividade é apontada como um elemento importante para a integridade dos fragmentos, permitindo o fluxo gênico dos fragmentos através da polinização, dispersão florestal e fluxo da fauna (LAURENCE; VASCONCELOS, 2009; ANTUNES; BRANDÃO, 2010; MUCHAILH *et al.*, 2010; AWADE; BOSCOLLO; METZGER, 2011), a ausência de conectividade em quase metade dos fragmentos analisados demonstra os efeitos da ocupação urbana na fragmentação florestal (FONSECA; CARVALHO, 2012; MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016).

Dois fragmentos que não apresentaram conectividade merecem destaque por apresentar boa integridade. Um deles é o fragmento nº 9 (Bosque Fábio Barreto), na qual seu histórico de preservação demonstrou-se efetivo para a preservação do mesmo.

O fragmento nº 7 - Santa Maria, apesar de não apresentar conectividade, esse fragmento apresenta a terceira maior área da análise, e a melhor forma. Sendo dessa forma um fragmento menos exposto aos impactos do efeito de borda, tendo dessa maneira suas áreas centrais um menor efeito dos intemperes causados pela urbanização (DURIGAN *et al.*, 2006; LAURENCE; VASCONCELOS, 2009; ETTO *et al.*, 2013; MELO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016).

A constatação da boa integridade e da baixa conectividade do fragmento 8 (Santa Maria) é importante, visando a preservação deste, tendo em vista que o fragmento se encontra em área de forte expansão urbana, e é o único fragmento analisado no município que tem uma boa integridade e não é protegido pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação (BRASIL, 2000). Desse modo sugere-se que uma gestão a fim de preservar a integridade desse fragmento seja iniciada, como um melhor planejamento da expansão urbana na área, visando a criação de corredores, atenuação da ocupação de entorno, e até mesmo a criação de uma Unidade de Conservação, nesta área (área 8, fragmento Santa Maria).

O fragmento 7 (Terminal Petroquímico) foi o único fragmento com área superior a 20 hectares que não apresentou integridade biótica boa, no entanto foi observado dois quadros distintos nesse fragmento. A área que circunda o terminal, apesar de bastante recortada

apresentou melhores valores de Integridade Biótica quando comparada com a face oeste do fragmento.

Na face oeste do terminal petroquímico observou-se indícios de perturbações recentes no fragmento, como a presença de carvão no tronco das árvores, indicando a ocorrência de um incêndio em um passado recente, tal fato pode ainda justificar a alta taxa de gramíneas e lianas nas bordas desse fragmento (FONSECA; CARVALHO, 2012).

A presença de um fragmento com grande área e integridade biótica regular, com indícios recentes de perturbação, baixa presença de indivíduos indicadores de dossel e sobosque apontam que os distúrbios sofridos por esse fragmento dificultaram o desenvolvimento de espécies de colonização mais tardias e favoreceram o desenvolvimento de espécies de rápida ocupação. Enquanto que os distúrbios nos demais fragmentos com área superior a 20 hectares, caso tenham ocorrido, permitiram a manutenção do equilíbrio ecológico nestes.

Os eventuais distúrbios sofridos pelos fragmentos 6, 8 e 9 ao longo do tempo não afetaram esses fragmentos a ponto de que sua degradação tenha impedido o desenvolvimento de espécies tardias, mantendo dessa forma sua diversidade e condição ecológica satisfatórios, enquanto que os distúrbios sofridos pelo fragmento 7 foram tão impactantes na estrutura desse, que comprometeu a capacidade desse fragmento de fornecer condições para o desenvolvimento de espécies de sucessão mais tardias (CONNELL, 1978; WILKINSON, 1999; FONSECA; CARVALHO, 2012).

Na análise de correspondência (CA), apresentada na Imagem 6, a maior proximidade entre os parâmetros analisados indica a maior relação e influência do parâmetro em seu vizinho mais próximo.

A área delimitada pelo grupo E1 apresenta o Fragmento 6, relativo a Estação Ecológica de Ribeirão Preto (EERP) mais relacionado com a conectividade, e tendo seu grupo vizinho (E3) com diversos parâmetros relacionados as métricas de paisagem com o fator área considerado. A EERP é uma unidade de conservação de proteção integral, com plano de manejo aprovado e em parte sendo executado, a existência de áreas conectadas ao fragmento estão em muito relacionadas com atividades do seu plano de manejo e zona de amortecimento (LEONEL; NALON; THOMAZIELLO, 2010). Além disso esse fragmento é o que apresenta o maior valor de integridade biótica, área e conectividade, além do segundo maior valor de forma.

O grupo E2, apresenta os fragmentos com integridades regular ou baixa (Fragmentos 2, 3, 4 e 5), associado a eles constam os indicadores do IIB que indicam degradação ambiental como número de indivíduos mortos, espécies exóticas, infestação por lianas e gramíneas exóticas, além dos indicadores que não se mostraram eficientes para a composição do índice

como orquídeas e palmeiras (GALVANI, 2018). As associações desses indicadores com os fragmentos de baixa integridade demonstram que as baixas pontuações obtidas nesses quesitos por esses fragmentos influenciaram diretamente a sua integridade, ou seja, a presença de alta mortalidade de espécies arbóreas, infestação por lianas, ocupação por espécies exóticas são fatores importantes na degradação ambiental de fragmentos urbanos.

Todos os indicadores presentes nesse agrupamento (E2) que tiveram relevância na análise de Galvani (2018) são considerados por diversos autores como perturbações decorrentes do efeito de borda e da ocupação urbana, sendo dessa forma importantes indicadores para identificação de distúrbios em fragmentos florestais (LAURENCE; VASCONCELOS, 2009; FONSECA; CARVALHO, 2012; MOURO *et al.*, 2012; MEDEIROS *et al.*, 2013; CRAIG; PEARSON; FRATTERIGO, 2015).

Ainda em relação a esse grupo observa-se que o fragmento 2, relativo a Mata do Museu do Café 1, encontra-se um pouco distanciado dos demais fragmentos desse quadrante, e próximo aos indicadores de “epífitas” e variáveis ligadas a forma, área e impacto da ocupação do entorno. O fragmento em questão apresenta a melhor integridade biótica entre esse grupo de fragmentos (E2), tendo uma ocupação de entorno entre as mais altas da análise, além de ser o único fragmento fora de áreas protegidas em que se levantou a presença de epífitas.

O fragmento 2 da análise aparenta ter uma forte relação com a sua ocupação de entorno. Tal fato pode ter permitido que este, em função de seu entorno mais amigável, apresente uma menor oscilação dos intemperes da urbanização (clima, umidade, e perturbações antrópicas), permitindo assim um melhor desenvolvimento de sobosque, além de condições para o desenvolvimento de epífitas (FONSECA; CARVALHO, 2012).

O grupo E3 da imagem 6 apresenta os fragmentos 7 (Terminal Petroquímico), 8 (Santa Maria) e 9 (Bosque Fábio Barreto) muito próximos dos indicadores de espécies tardias no dossel, clareiras e serapilheira, demonstrando assim o efeito dos indicadores acima mencionadas na integridade desses fragmentos. A presença de indivíduos de espécie tardias de dossel nesses fragmentos (6, 7, 8 e 9) acarreta em uma menor incidência solar nos estratos inferiores, permitindo uma maior estratificação no fragmento, amortizando os efeitos do clima e da umidade no interior da mata, e conseqüentemente reduzindo alguns dos impactos acarretados pela urbanização (KAPOS, 1989; NASCIMENTO *et al.*, 1999; GANDOLFI; JOLY; LEITÃO-FILHO, 2009). A condição criada pelas espécies tardias de dossel afeta a camada de serrapilheira por refletirem na baixa luminosidade nos estratos inferiores e conseqüente retenção da umidade, permitindo assim que esses fragmentos atingissem integridades que oscilam de boa (8 e 9), a regular (7).

4.2.5 Conclusão

As relações entre o tamanho do fragmento e a relação entre área e forma demonstraram o efeito dessas variáveis na integridade biótica dos fragmentos, sendo importante para a gestão de fragmentos urbanos a manutenção de fragmentos grandes (com área maior ou igual 20 ha) com formas pouco recortadas.

Em relação a ocupação de entorno e conectividade observou-se pouca influência dessas variáveis com o IIB no estudo, diversos fragmentos sem nenhuma conectividade impediram uma análise mais clara dos efeitos da conectividade. Apesar de não se ter estabelecido uma relação mais clara do efeito da ocupação do entorno e da conectividade nesse estudo, é recomendado que esses fatores sejam considerados em planos de gestão em fragmentos urbanos.

Fragmentos que apresentaram boas pontuações nos indicadores relativos a indivíduos de espécies tardias de dossel, cobertura de serapilheira e cobertura de dossel apresentaram valores satisfatórios de integridade biótica, demonstrando que a atenuação dos intemperes da urbanização está muito relacionada com a integridade.

O fragmento de Santa Maria apresentou uma integridade boa, além de uma área relativamente grande (47 ha) e uma boa forma (relação Área/perímetro), sendo sugerida a realização de medidas que visem a preservação da integridade deste fragmento, como um planejamento da ocupação do entorno e criação de corredores de conectividade, e até mesmo proteção legal do fragmento por meio da criação de uma Unidade de Conservação.

As duas áreas protegidas do estudo (Bosque Fábio Barreto e EERP) foram as que apresentaram maiores valores de integridade biótica, demonstrando os efeitos que gestão e proteção de fragmentos têm na preservação da integridade biótica dos mesmos.

Os resultados deste estudo permitiram concluir que o tamanho e a relação entre a forma e o tamanho influenciam na integridade de fragmentos florestais urbanos, confirmando os pressupostos iniciais do mesmo. No entanto, parecer existir outros fatores, como o histórico de uso das áreas (relacionadas ao uso da área no passado) e a gestão pública (relacionadas a proteção da área, no tempo presente) que podem estar influenciando mais fortemente a integridade dos fragmentos que as próprias métricas da paisagem. Estes parâmetros, histórico de uso/perturbações e gestão para proteção mereceriam ser melhor estudados em fragmentos urbanos, para análise de sua relação com a integridade dos mesmos.

4.2.6 Referências Bibliográficas

- ANTUNES, E. C.; BRANDÃO, D. Fragmento de mata seca semidecídua: efeito do manejo de lianas. **Estudos**, Goiás, v. 37, n. 3/4, p. 439-464, 2010.
- AWADE, M.; BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. Using binary and probabilistic habitat availability indices derived from graph theory to model bird occurrence in fragmented forests. **Landscape Ecology**, v. 27, p 185-198, 2012.
- BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. **Ecography**, v. 34, p 1018-1029, 2011
- CARNEIRO, M. S.; CAMPOS, C. C. F.; RAMOS, F. N.; SANTOS F. A. M. Spatial species turnover maintains high diversities in a tree assemblage of a fragmented tropical landscape. **Ecosphere**, v. 7 (10), 2016
- CERTRULO, T. B.; MOLINA, N. S.; MALHEIROS, T. F. Indicadores de sustentabilidade: proposta de um barômetro de sustentabilidade estadual. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 30, p. 33-45, 2013
- COELHO, R. F. R.; ZARIN, D. J.; MIRANDA, I. S.; TUCKER, J. M. Ingresso e mortalidade em uma floresta em diferentes estágios sucessionais no município de Castanhal, Pará. **Acta Amazonica**. Ed. 33, v. 4, p. 619-630, 2003.
- CONNELL, J. H. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. **Science**, New Series, v. 199, n. 4335, p. 1302-1310, 1978.
- CRAIG. M. E; PEARSON, S. M.; FRATERRIGO, J. M. Grass invasion effects on Forest soil carbon dependo n landscape-level land use patterns. **Ecology**, ed. 97, v. 8, p 2265-2279, 2015.
- DURIGAN, G.; SIQUEIRA, M. F.; FRANCO, G. A. D. C.; RATTER, J. A. Seleção de fragmentos prioritários para a criação de unidades de conservação do cerrado no estado de São Paulo. **Revista do Instituto Florestal**, v.18, n. único, p. 23-37, 2006.
- ETTO, T. L.; LONGO, R. M.; ARRUDA, D. R.; INVENIONI, R. Ecologia da paisagem de remanescentes florestais na bacia hidrográfica do Ribeirão das Pedras - Campinas-SP. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.37, n.6, p.1063-1071, 2013.
- FONSECA, C. R.; CARVALHO, F. A. Aspectos florísticos e fitossociológicos da comunidade arbórea de um fragmento urbano de floresta atlântica (Juiz de Fora, MG, Brasil).

Bioscience Journal, v. 28, n. 5, p. 820-832, 2012.

GANDOLFI, S.; JOLY, C. A.; LEITÃO-FILHO, H. L. “Gaps of deciduousness”: Cyclical gaps in tropical forests. **Scientia agricola**, v.66, n.2, p.280-284, 2009.

GASPARETO, T. C. **Pressão Urbana e Conectividade da Paisagem no Entorno dos Parques Estaduais Itapetinga, Itaberaba, Cantareira, Juquery e Jaraguá na Região Metropolitana de São Paulo**. 2014. 180f. Tese (Mestrado). Faculdade de Filosofia Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

GRACIANO-SILVA, T. **Análise e estabelecimento do índice de integridade biótica para florestas urbanas**. 2016. 69 p. Tese (mestrado). Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade na Gestão Ambiental, Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2016.

GRIMM, N. B.; GROVE, J. M.; PICKETT, S. T. A.; REDMAN, C. L. Integrated approaches to long-term Studies of Urban Ecological Systems. **BioScience**, v 50, n. 7, p 571-584, 2000.

KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, 5, p. 173-185, 1989.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v.13, p.434-451, 2009.

LEONEL, C; NALON; C. A.; THOMAZIELLO, S (Coordenação). **Plano de Manejo da Estação Ecológica de Riberão Preto**. São Paulo, 231 p. 2010

LIMA, R. A. F.; PRADO, P. I.; MARTINI, A. M. Z.; FONSECA, L. J.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Improving methods in gap ecology: revisiting size and shape distributions using a model selection approach. **Journal of Vegetation Science**, p. 1-12, 2012.

MARTINI. A.; BIONDI, D.; BATISTA, A. C.; SILVA-FILHO, D. F. Microclima em diferentes tipologias de floresta urbana. **REVSBAU**, Piracicaba –SP, v.10, n.4, p. 12-22, 2015.

MCDONALD. J. H. **Handbook of Biological Statistics**. Sparky House Publishing, ed. 3, Baltimore, USA, 2014.

MCGARIGAL. J. **Fragstat Help**. 182p., 2015.

MCKINNEY, M. L. Urbanization, Biodiversity and Conservation. **BioScience**, v. 52, n. 10, p. 883-890, 2002

- MCKINNEY, M. L. Urbanization as a major cause of biotic homonization. **Biological Conservation**, v. 127, p. 247-260, 2006.
- 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, p. 277-288, 2016.
- METZGER, J. P. Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forests of South-East Brazil. **Urban Planning**, v.37, p. 29-35, 1997.
- METZGER, J. P. Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forests of South-East Brazil. **Urban Planning**, v.37, p. 29-35, 1997.
- MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Cadastro Nacional das Unidades de Conservação. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs/consulta-por-uc>), acessado em 28 de dezembro de 2017.
- MUCHAILH, M. C.; RODERJAN, C. V.; CAMPOS, C. B.; MACHADO, A. L. T.; CURCIO, G. o R.. Metodologia de planejamento de paisagens fragmentadas visando a formação de corredores ecológicos. **Floresta**, Curitiba, v. 40, n. 1, p. 147-162, jan./mar. 2010.
- NASCIMENTO, H. E. M.; DIAS, A. da S.; TABANEZ, A. A. J.; VIANA, V. M. Estrutura e dinâmica de populações arbóreas de um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 50, n. 2, p. 329-342, 1999.
- ODUM, E. P. **Fundamentos de Ecologia**. 6ª ed. São Paulo: Fundação Calouste Gulbenkian, 2004.
- ORDÓÑEZ, C.; DUINKER, P. N. An analysis of urban forest management plans in Canada: Implications for urban forest management. **Landscape and Urban Planning**, v. 116, p. 36-47, 2013.
- PICKETT, S. T. A.; CADENASSO, M. L. Landscape ecology: spatial heterogeneity in ecological systems. **Science**, v. 269, p. 331-334, 1995.
- PICKETT, S.T. A.; CADENASSO, M. L.; GROVE, J. M.; BOONE, C. G.; GROFFMAN, P. M.; IRWIN E.; KAUSHAL, S. S.; MARSHALL, V.; MCGRATH, B. P.; NILON, C.H.; POUYAT, R. V.; SZLAVECZ, K.; TROY, K.; WARREN, P. Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. **Journal of Environmental Management**, v. 92, p. 331-362, 2011.
- PREFEITURA MUNICIPAL DE RIBEIRÃO PRETO - PMRP. **Histórico da Fundação do**

Parque, 2012?. Disponível em:
<<http://www.ribeiraopreto.sp.gov.br/turismo/parque/i71hfundacao.php>>, acessado em 28
de dezembro de 2017.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina. 328 p, 2001

SCHNITZER, S. A.; DALLING, J. W.; CARSON, W. P. The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. **Journal of Ecology**, v. 88, p 655-666, 2000.

VAN BELLEN, H. M. Desenvolvimento Sustentável: uma descrição das principais ferramentas de avaliação. **Ambiente & Sociedade** – v. 7, n. 1. P. 67-88. 2004.

VILLA, E.B.; PEREIRA; G. P.; ALONSO, J. M.; BEUTLES, S. J.; LELES, P. S. S. Aporte de serapilheira e nutrientes em área de restauração florestal com diferentes espaçamentos. **Floresta e Ambiente**, ed. 23, v. 1, p 90-99, 2016.

WILKINSON, D. M. The Disturbing History of Intermediate Disturbance, **Oikos**, V. 84, N. 1 pp. 145-147, 1999.

ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis**, Prentice-Hall, ED. 4, 1999.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS E PROPOSTAS DE MANEJO PARA OS FRAGMENTOS DO ESTUDO

Os Artigos 1 e 2 desta dissertação visam a análise científica da interação dos parâmetros estudados, abaixo serão apresentadas propostas de manejo para os fragmentos estudados, visando a melhoria da integridade dos mesmos. Para tal cada fragmento será tratado separadamente, permitindo assim uma análise individualizada que forneça recomendações de ações específicas de acordo com a característica de cada um dos fragmentos.

Os valores de Integridade Biótica e das métricas de paisagem estão apresentados na Tabela 3 do Artigo 2 e as análises serão baseadas conforme seus valores e com observações adicionais de campo. A localização dos fragmentos está apresentada na Figura 1 na Seção 3.1 – “Caracterização da Área de Estudo”.

5.1 FRAGMENTOS 1 A 4 – CAMPUS DA USP

O campus da Universidade de São Paulo – USP em Ribeirão Preto apresenta uma importância ambiental para o município reconhecidas pela Lei Orgânica do Município, e pelo Código Municipal de Meio Ambiente. O campus possui diversas áreas naturais, em sua maior parte reservas de pequenas extensões cobertas por florestas secundárias (KAWASAKI *et al.*, 2007), justificando assim o alto número de fragmentos analisados no local.

Com exceção do fragmento 3 (Museu do Café – Fragmento 2) os demais fragmentos do campus (1, 2 e 4) apresentaram integridade regular tendo um bom desempenho nos indicadores que representam sinais de perturbação no IIB apresentando valores intermediários a altos para a estrutura do dossel (clareiras), presença de indivíduos arbóreos mortos, presença de cipós e lianas e cobertura de gramíneas exóticas. Todos os fragmentos com integridade regular no campus da USP também apresentaram uma ocupação de entorno pouco alterada quando comparada com os demais fragmentos analisados. No entanto esses fragmentos apresentam tamanhos reduzidos, podendo este justificar sua integridade regular, já que estão expostos a uma maior perturbação pela fragmentação. (METZGER, 1997; LAURENCE; VASCONCELOS, 2009; ANTUNES; BRANDÃO, 2010; MCKINLEY, 2006; VIEIRA *et al.*, 2009; MUCHAILH *et al.*, 2010; MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016).

Para os fragmentos com integridade biótica regular no campus da USP (1, 2 e 4) tendo em vista que esses não apresentam indícios de degradação e apresentam uma estrutura florestal estabelecida, o principal manejo proposto seria o incremento da conectividade entre eles, e

quando possível o aumento de sua área, propiciando assim um menor efeito de borda e maior conectividade. Essa medida visa uma melhoria na dispersão de sementes, no fluxo da fauna e ainda criar a possibilidade para que suas áreas centrais sofram menor efeito das intempéries da fragmentação e ocupação antrópica no campus, fornecendo condições para o estabelecimento de espécies mais tardias de sucessão ecológicas (DURIGAN *et al.*, 2006; LAURENCE; VASCONCELOS, 2009; ETTO *et al.*, 2013; MELO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016)

Já o fragmento 3 (Museu do Café 2) foi o que mais apresentou sinais de perturbação, com valores baixos para os indicadores de clareiras, presença de lianas e árvores mortas em pé, apontando sinais de perturbação recente no fragmento, demonstrando a necessidade de medidas de manejo nesse fragmento. É importante ressaltar que o fragmento 2 (Museu Café 1) bem próximo a este apresenta um histórico de conservação diferenciado deste, pois se trata de uma área com mais de 50 anos de exposição a regeneração natural (MARQUES *et al.*, 2007).

Desse modo além das medidas sugeridas para os demais fragmentos do campus, propõe-se ainda outras medidas de manejo para o fragmento 3 (Museu do Café – Fragmento 2) como o controle de espécies invasoras e de cipós além de técnicas de restauração como o adensamento e enriquecimento florestal (GANDOLFI; RODRIGUES, 1996; BONATTI, 2007; RODRIGUES; BONONI, 2008; ANTUNES; BRANDÃO, 2010; FONSECA *et al.*, 2013).

5.2 FRAGMENTO HOSPITAL SANTA TEREZA

Trata-se do fragmento localizado em frente ao Hospital Santa Tereza, na margem direita do Ribeirão Preto. O fragmento se localiza em meio a um mosaico de vegetação que ocupa ambas as margens do Ribeirão Preto, se iniciando no viveiro municipal e se estendendo até a travessia da Avenida Pio XII com o curso d'água em questão.

Esse fragmento apresenta em seu entorno uma matriz bastante permeável, que oscila de reflorestamento homogêneo de eucalipto com ou sem regeneração no sobosque, bosques mistos com espécies nativas e exóticas, reflorestamentos heterogêneos de espécies nativas para a restauração florestal, vegetação pioneira, e fragmentos de vegetação secundária. Tal fato se reflete na análise do entorno do fragmento, tendo um entorno similar ao observado nos fragmentos dentro do campus da USP.

Apesar de apresentar uma ocupação de entorno com um grau de perturbação baixo em relação ao uso do solo, tanto as áreas lindeiras como o fragmento analisado apresentam fortes sinais da presença humana como a existência de picadas, presença de animais domésticos e de corte, acúmulo de resíduos domésticos e da construção civil, e até mesmo a ocupação da área

para moradias. As somatórias desses fatos comprometem a integridade do fragmento, podendo ser um dos principais motivos da baixa integridade desse local. (FONSECA; CARVALHO, 2012).

Mesmo com a baixa integridade observada nesse fragmento a grande área com vegetação conectada em seu entorno apresenta um grande potencial para a melhoria da condição da vegetação no local. O manejo para esta área deve priorizar toda a área vegetada ao longo do Ribeirão Preto, permitindo a conectividade dos fragmentos e áreas de restauração existentes nesse mosaico contínuo de vegetação. Tendo em vista as diversas coberturas existentes no local, diversas atividades de restauração florestal deverão ser adotadas, respeitando as especificidades de cada trecho da vegetação, sendo recomendadas atividades que vão desde o plantio total em áreas mais degradadas, até o enriquecimento e nucleação em áreas com vegetação secundária como a do fragmento analisado. (GANDOLFI; RODRIGUES, 1996; RODRIGUES; BONONI, 2008; FONSECA *et al.*, 2013).

5.3 ESTAÇÃO ECOLÓGICA DE RIBEIRÃO PRETO

Fragmento com maior integridade biótica, maior área e melhor conectividade na análise, tal resultado era esperado por se tratar de uma unidade de conservação de proteção integral estadual (BRASIL, 2000), gerida pela Fundação Florestal, com plano de manejo aprovado (LEONEL; NALON; THOMAZELLO, 2010). A EERP apresenta um histórico longo de conservação, sendo declarada de utilidade pública pelo estado em 1957, em 1963 foi incorporada ao Serviço Florestal do Estado, e em 1984 declarada Estação Ecológica, conforme decreto estadual nº 22.691 (LEONEL; NALON; THOMAZELLO, 2010).

A área oficial da Estação Ecológica totaliza 154,16 hectares, no entanto existe uma área lindeira em sua face oeste que se encontra conectada a mesma, totalizando dessa forma um fragmento único com aproximadamente 185 hectares (LEONEL; NALON; THOMAZELLO, 2010).

Por se tratar de uma área com longo histórico de preservação, com plano de manejo aprovado, que prevê medidas tanto para a conservação do fragmento, como a criação de corredores de conectividades, era esperado que o fragmento obtivesse um valor de integridade biótica alto, como o registrado nesse estudo (LEONEL; NALON; THOMAZELLO, 2010).

É importante ressaltar que o local passou recentemente por um incêndio que afetou mais de 50% de sua área, em função do curto intervalo de tempo entre o incêndio e a análise de integridade no local, não foi permitido a realização de qualquer estudo nessas áreas afetadas,

sendo assim os valores de integridade obtidos para o fragmento são relativos as áreas não afetadas pelo incêndio (SISTEMA AMBIENTAL PAULISTA, 2017).

Por se tratar de uma área de proteção integral, com corpo técnico próprio, plano de manejo aprovado, e atividades de incremento de conectividade e restauração florestal em andamento, não foram elaboradas sugestões de medidas de manejo para o local (LEONEL; NALON; THOMAZELLO, 2010; SISTEMA AMBIENTAL PAULISTA, 2017). Devendo a equipe técnica da EERP se concentrar nas atividades de restauração na área onde ocorreu o incêndio, e ter uma constante vigilância de modo a se evitar novos eventos de ocorrência de fogo.

5.4 FRAGMENTO TERMINAL PETROQUÍMICO

Este fragmento apresenta tamanho relativamente grande, se comparado as demais existentes no município, e foi o único (com mais de 20 ha) a apresentar integridade biótica baixa. O fragmento encontra-se em uma matriz mista, sendo cercado por áreas com plantio de cana, e na sua face leste envolve um terminal petroquímico existente no município. Durante as atividades do campo foi possível observar que na face oeste, a partir da via de acesso que divide o fragmento, haviam sinais de queimadas recentes como a presença de carvão no tronco das árvores.

A face leste do fragmento, que circunda o terminal petroquímico apresentou integridade melhor que as demais parcelas feitas no trecho oeste, nesse trecho do fragmento observou-se a presença de um aceiro maior, e cercamento da área, ambas as atividades parecem ter protegido este trecho do fragmento dos impactos sofridos no restante da área. Dessa forma sugere-se para a face oeste desse fragmento a ampliação do aceiro e cercamento do fragmento, assim como atividades de controle de espécies exóticas e invasoras, em especial de gramíneas e lianas. Além disso são recomendadas outras atividades de restauro florestal como o plantio adensado nas bordas, em especialmente nas áreas com infestação de gramíneas, e o enriquecimento florestal em áreas mais centrais. (GANDOLFI; RODRIGUES, 1996; BONATTI, 2007; RODRIGUES; BONONI, 2008; ANTUNES; BRANDÃO, 2010; FONSECA *et al.*, 2013).

5.5 FRAGMENTO SANTA MARIA

Foi o único fragmento fora de área protegida que apresentou integridade biótica boa, demonstrando sua relevância no contexto dos fragmentos analisados. Este ainda apresentou

características relevantes como a segunda melhor forma e o terceiro fragmento em área (47,2 ha) entre os fragmentos analisados tendo uma alta densidade de indivíduos de grande porte de espécies tardias no dossel, com destaque para indivíduos de Jequitibá-branco (*Cariana estrellensis* (Raddi) Kutze) e de Jatobá (*Hymenaea coubaril* L.). No entanto o fragmento não apresentou nenhuma área com conectividade em seu entorno.

Tendo em vista a qualidade do fragmento, sua relevância entre os fragmentos analisados, e seu entorno ainda em expansão urbana, este fragmento demonstrou um grande potencial para a criação de uma unidade de conservação municipal nos parâmetros no Sistema Nacional de Unidades de Conservação (BRASIL, 2000), sendo recomendados em função da sua área e potencial de uso, unidades que permitam o uso público na área (lazer, turismo e recreação) para o local como Parque Natural Municipal (PNM) ou uma (ARIE) Área de Relevante Interesse Ecológico. Tal criação deve ser associada a um plano de formação de corredores ecológicos entre os fragmentos de floresta estacional decidual e as áreas ciliares próximas a seu entorno, amenizando o efeito da ocupação urbana e garantido melhores condições para a conservação dos fragmentos. (MUCHAILH, 2010; MELO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016).

Vale ressaltar também que a criação de uma Unidade de Conservação Municipal requer o investimento de recursos financeiros e de pessoas para que sua gestão possa alcançar seu objetivo de conservação. Sendo assim, recomenda-se que o Município planeje a criação desta UC de modo a prever orçamento para sua implantação e manutenção, e para elaboração de um Plano de Manejo para a área como previsto no SNUC (BRASIL, 2000). Faz-se necessário também que a área tenha um gestor nomeado e que seja responsável por todas ações existentes na mesma, assim como uma equipe multidisciplinar, envolvendo profissionais de diversas áreas e com diferentes graus de experiência empírica e de instrução formal.

5.6 FRAGMENTO BOSQUE FÁBIO BARRETO

O fragmento obteve a segunda maior nota de integridade biótica, merecendo destaque principalmente por apresentar uma boa integridade em uma área com entorno bastante antropizado e sem conectividade. Tal fato pode ser justificado pela área ser gerida pelo município e integrar a Área de Proteção Ambiental do Morro de São Bento, criada há 29 anos (MMA, 2017), tendo essa área um histórico de proteção ligado ao poder público municipal a partir de sua aquisição em 1907 (PMRP, 2012?).

O Bosque Municipal Fábio Barreto, área na qual o fragmento está inserido, apresenta

uso misto, sendo um dos principais atrativos do município, através de estruturas implantadas em meio ao remanescente florestal como a Casa da Cultura, Teatro de Arena, Complexo esportivo da Cava do Bosque e o Bosque Zoológico (PMRP, 2012?). Apesar dos diversos usos no local a gestão dessa área demonstrou-se eficiente na preservação do fragmento florestal, demonstrando que a gestão da área permitiu que o fragmento tenha uma integridade biótica boa, em um entorno muito alterado pela ocupação urbana.

Como a área já apresenta usos consolidados, e sua gestão vem demonstrando-se eficiente para conservação, não há necessidade de recomendações técnicas específicas, no entanto, seria interessante que o Poder Público revisse o atual enquadramento da Unidade de Conservação no SNUC (BRASIL, 2000) de modo a garantir ainda mais sua efetiva conservação.

6. REFERÊNCIAS

- AB'SÁBER, A. N. Os domínios morfoclimáticos na América do Sul: primeira aproximação. **Geomorfologia**, v. 52, p. 1-22, 1977.
- ANTUNES, E. C.; BRANDÃO, D.. Fragmento de mata seca semidecídua: efeito do manejo de lianas. **Estudos**, Goiás, v. 37, n. 3/4, p. 439-464, 2010.
- AWADE, M.; BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. Using binary and probabilistic habitat availability indices derived from graph theory to model bird occurrence in fragmented forests. **Landscape Ecology**, v. 27, p 185-198, 2012
- BARBOSA, L. M.; SRIRASUNA, R. T.; LIMA, F. C.; ORTIZ, P. R. T. Lista de espécies indicadas para restauração ecológica para diversas regiões do estado de São Paulo. **CERAD (Coordenação Especial para Restauração de Áreas Degradadas) - Instituto de Botânica**, São Paulo, 2015.
- BATAGHIN, F. A.; PIRES, J. S. R.; BARROS, F. Epifitismo vascular em sítios de borda e interior em Floresta Estacional Semidecidual no Sudeste do Brasil. **Hoehnea**, v. 39, n. 2, p. 235-245, 2012.
- BERTONI, J. E. A.; MORAES, J. L.; VIEIRA, M. G. L.; ZANDARIM, M. A. Análise das principais -espécies arbóreas ocorrentes na gleba Capetinga Leste do Parque Estadual de Vassununga-SP. In: **Anais do 2º Congresso nacional de essências nativas**, p 158-161, 1992.
- BONATTI, F. A. **Impacto da comunidade de lianas sobre a comunidade de árvores em um**

remanescente de floresta estacional semidecidual. 2007. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Ciências Biológicas) – Faculdade de Filosofia Ciências e Letras de Ribeirão Preto da Universidade de São Paulo.

- BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. **Ecography**, v. 34, p 1018-1029, 2011
- BRASIL. Portaria MMA Nº 443. **Diário oficial**, de 17 de dezembro de 2014.
- BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of sucessional processes. Turrialba (Costa Rica) v. 15 (1) p. 40-42, 1965.
- CARNEIRO, M. S.; CAMPOS, C. C. F.; RAQMOS, F. N.; SANTOS F. A. M. Spatial species turnover maintains high diversities in a tree assemblage of a fragmented tropical landscape. **Ecosphere**, v. 7 (10), 2016
- CASTELLO, A. C. D.; COELHO, S.; CARDOSO-LEITE, E. Lianas, tree ferns and understory species: indicators of conservation status in the Brazilian Atlantic Rainforest remnants, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 77, n. 2, p. 213-226, 2017.
- CEPAGRI. 2010. Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas aplicadas a Agricultura. Disponível em: http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_033.html. Acesso em: 20 de outubro de 2015.
- CERTRULO, T. B.; MOLINA, N. S.; MALHEIROS, T. F. Indicadores de sustentabilidade: proposta de um barômetro de sustentabilidade estadual. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 30, p. 33-45, 2013
- COELHO, R. F. R.; ZARIN, D. J.; MIRANDA, I. S.; TUCKER, J. M. Ingresso e mortalidade em uma floresta em diferentes estágios sucessionais no município de Castanhal, Pará. **Acta Amazonica**. Ed. 33, v. 4, p. 619-630, 2003.
- CONNELL, J. H. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. **Science**, New Series, v. 199, n. 4335, p. 1302-1310, 1978.
- COSTA, W. S.; SOUZA A., L.; SOUZA P., B. Jatobá - *Hymenaea coubaril* L. - Ecologia, Manejo, Silvicultura e Tecnologia de Espécies Nativas da Mata Atlântica. **Espécies nativas da Mata Atlântica**, nº2, 2011.
- CRAIG. M. E; PEARSON, S. M.; FRATERRIGO, J. M. Grass invasion effects on Forest soil carbon dependo n landscape-level land use patterns. **Ecology**, ed. 97, v. 8, p 2265-2279,

2015.

- DENSLOW J. S. Gap partitioning among tropical rainforest trees. **Biotropica**, v. 12, p. 47–55, 1980
- DICKOW K. M. C.; MARQUES, R.; PINTO, C. B.; HÖFER, H. Produção de serapilheira em diferentes fases sucessionais de uma floresta subtropical secundária, em Antonina, PR. **Revista Cerne**, Lavras, v. 18, n. 1, p. 75-86, jan./mar. 2012.
- DOUGLAS, M. M.; SETTERFIELD, S. A.; O’CONOR, R. A.; FERDINANDS, K.; ROSSITER, N. A.; BROOKS, K. J.; RYAN, B.; PARR, C. Different weeds, different habitats, same effects: exotic grass invasion in tropical woodlands and wetlands. **Fifteenth Australian Weed Conference**, p. 811-814, 2006.
- DURIGAN, G.; SIQUEIRA, M. F.; FRANCO, G. A. D. C.; RATTER, J. A. Seleção de fragmentos prioritários para a criação de unidades de conservação do cerrado no estado de São Paulo. **Revista do Instituto Florestal**, v.18, n. único, p. 23-37, 2006.
- DURIGAN, G.; IVANAUSKAS, N. M.; NALOS, M. A.; RIBEIRO, M. C.; KANASHIRO, M. M.; COSTA, H. B.; SANTIAGO, C. M. Protocolo de avaliação de áreas prioritárias para a conservação da Mata Atlântica na Região da Serra do Mar/Paranapiacaba. **Revista do Instituto Florestal**, v.21, n. 1, p. 39-54, 2009.
- ETTO, T. L.; LONGO, R. M.; ARRUDA, D. R.; INVENIONI, R. Ecologia da paisagem de remanescentes florestais na bacia hidrográfica do Ribeirão das Pedras - Campinas-SP. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.37, n.6, p.1063-1071, 2013.
- FLORA DO BRASIL 2020 EM CONSTRUÇÃO. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >. Acesso em: 09 Jul. 2017.
- FONSECA, C. R.; CARVALHO, F. A. Aspectos florísticos e fitossociológicos da comunidade arbórea de um fragmento urbano de floresta atlântica (Juiz de Fora, MG, Brasil). **Bioscience Journal**, v. 28, n. 5, p. 820-832, 2012.
- FONSECA, F.; NAVE, A. G.; RODRIGUES, R. R.; SILVA-JUNIOR, W. M.; NIEDERMEYER, F. Manual de Restauração Florestal. **The Nature Conservancy**, Belém, 2013.
- GANDOLFI, S; RODRIGUES, R. R. Recomposição de florestas nativas: algumas perspectivas metodológicas para o Estado de São Paulo. In: **Anais do 3º Curso de Atualização - Recuperação de Áreas Degradadas**. Curitiba, PR. FUPEF/UFPR, v.1. p.83-100, 1996.

- GANDOLFI, S.; JOLY, C. A.; LEITÃO-FILHO, H. L. “Gaps of deciduousness”: Cyclical gaps in tropical forests. *Scientia agricola*, v.66, n.2, p.280-284, 2009.
- GASPARETO, T. C. **Pressão Urbana e Conectividade da Paisagem no Entorno dos Parques Estaduais Itapetinga, Itaberaba, Cantareira, Juquery e Jaraguá na Região Metropolitana de São Paulo**. 2014. 180f. Tese (Mestrado). Faculdade de Filosofia Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.
- GOMES, S. M.; CAVALCANTI, T. B. Morfologia floral de *Aspidosperma* Mart. & Zucc. (Apocynaceae). *Acta Botânica Brasílica*, v. 15, n. 1, p. 73-88, 2001.
- GRACIANO-SILVA, T. **Análise e estabelecimento do índice de integridade biótica para florestas urbanas**. 2016. 69 p. Tese (mestrado). Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade na Gestão Ambiental, Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2016.
- GREGORINI, R. A. **Análise de áreas para criação de unidades de conservação no município de Boituva (SP)**. 2015, 93 p.. Tese (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade na Gestão Ambiental, Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2016.
- GRIMM, N. B; GROVE, J. M.; PICKETT, S. T. A.; REDMAN, C. L. Integrated approaches to long-term Studies of Urban Ecological Systems. *BioScience*, v 50, n. 7, p 571-584, 2000.
- HERLIHY, T.A., SIFNEOS, J., BASON, C., JACOBS, A., KENTULA, M.E., FENNESSY, M.S.. An Approach for Evaluating the Repeatability of Rapid Wetland Assessment Methods: The Effects of Training and Experience. *Environmental Management*, v.34, 2a ed.,p 368-377, 2009.
- HESS, G. R.; FISCHER, F. A. 2001. Communicating clearly about conservation corridors. *Landscape and Urban Planning*. 55: 195–208, 2001.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Séries Documentos: Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Rio de Janeiro: **Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria de Geociências** (2ª edição). 2004
- IF – INSTITUTO FLORESTAL. Inventário Florestal da Cobertura Vegetal Nativa do Estado de São Paulo. Período 2008- 2009. **São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente / Instituto Florestal. Imprensa Oficial do Estado de São Paulo**, 2010.
- KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon.

Journal of Tropical Ecology, 5, p. 173-185, 1989.

KAWASAKI, C. S.; VARANDA, E. M., TAKAYANAGUI, A. M. M.; SILVA, A. J.; DEL´ARCO, D. J.; KOTCHETKOFF-HENRIQUES, O.; CARNEIRO, R. M. A. Plano Ambiental do Campus da USP de Ribeirão Preto: princípios, diretrizes e normas. Ribeirão Preto, 2007.

KERSTEN, R. A. Epífitas vasculares – Histórico, participação taxonômica e aspectos relevantes, com ênfase na Mata Atlântica. **Hoehnea**, v. 7, n. 1, p. 9-38, 2010.

KOTCHETKOFF-HENRIQUES, O. **Caracterização da vegetação natural de Ribeirão Preto, SP: Bases para conservação**. 2003. 221 p. Tese (doutorado). Faculdade de Filosofia Ciências e Letras de Ribeirão Preto – Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2003.

KRAHL, A. H.; HOLANDA, A. S. S.; PASSOS, D. R.; WERBER, A. C. Polinização de *Camariidium ochroleucum* Lindl. (Orchidaceae: Maxillariinae). **Biota Amazônia**, v. 5, n. 3, p. 1-7, 2015.

KROMER, T.; GARCIA-FRANCO, J. G.; TOLEDO ACEVES, T. Epífitas vasculares como bioindicadores de la calidad forestal: impacto antrópico sobre su diversidad y composición. Em: Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro ambiental, Chapter: Epífitas vasculares como bioindicadores de la calidad forestal: impacto antrópico sobre su diversidad y composición, Publisher: Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC) – El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), México, D. F. y Campeche, Editors: C.A. González-Zuarth, A. Vallarino, J.C. Pérez-Jimenez, A.M. **Low-Pfeng**, pp.606-623, 2014.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v.13, p.434-451, 2009.

LEITE, E., J. State-of-knowledge on *Cariniana strellensis* (Raddi) Kuntze (Lecythidaceae) for generic conservation in Brazil. **Research Journal of Botany**, v. 2, n. 3, p. 138-160, 2007.

LEONEL, C.; NALON, C. A.; THOMAZIELLO, S (Coordenação). Plano de Manejo da Estação Ecológica de Ribeirão Preto. São Paulo, 231 p. 2010.

LIMA, R. A. F.; PRADO, P. I.; MARTINI, A. M. Z.; FONSECA, L. J.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Improving methods in gap ecology: revisiting size and shape distributions using a model selection approach. **Journal of Vegetation Science**, p. 1-12,

2012.

- LIMA, D. F.; CADDAH, M. K.; GOLDENBERG, R. A família Myrtaceae na Ilha do Mel, Paranaguá, Estado do Paraná, Brasil. **Hoehnea**, v. 42, n. 3, p 497-519, 2015.
- LONE, A. B.; TAKAHASHI, L. S. A.; FARIA, R. T.; ASSIS, A.M.; UNEMOTO, L. K. Desenvolvimento vegetativo de orquídeas submetidas a diferentes formulações de macronutrientes e frequências de adubação durante a fase de aclimatização. **Semina: Ciências Agrárias**, v.31, n.4, 2010.
- MACIEL, M. N. M.; WATZLAWICK L. F.; SHOENINGER, E. R.; YAMAJI, F. M. Classificação ecológica das espécies arbóreas. **Revista Acadêmica: ciências agrárias e ambientais**, Curitiba, v.1, n.2, p. 69-78, 2003.
- MAGURRAN, A.E.. **Measuring Biological Diversity**. Blackwell Publishing, U.K., 1988
- MARAFIGA, J. S.; VIEIRA, M.; SZYMCZAK, D. A.; SCUMACHER, M. V.; TRÜBY, P. Deposição de nutrientes em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no Rio Grande do Sul. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 59, n.6, p. 765-771, 2012.
- MARQUES, E. M.; ESTEVES, S. M.; TANAKA, G. T.; PEREIRA, R. A. S. Caracterização da comunidade arbóreo-arbustiva de uma área com 40 anos de regeneração natural no Campus da USP de Ribeirão Preto. **58º Congresso Nacional de Botânica**, São Paulo, 2007.
- MARTINI. A.; BIONDI, D.; BATISTA, A. C.; SILVA-FILHO, D. F. Microclima em diferentes tipologias de floresta urbana. **REVSBAU**, Piracicaba –SP, v.10, n.4, p. 12-22, 2015.
- MARTINS, F., R. **Estrutura de uma floresta mesófila**. Editora da Unicamp, livro, 246 p., 1991.
- MCDONALD. J. H. **Handbook of Biological Statistics**. Sparky House Publishing, ed. 3, Baltimore, USA, 2014.
- MCGARIGAL. J. **Fragstat Help**. 182p., 2015.
- MCKINNEY, M. L. Urbanization, Biodiversity and Conservation. **BioScience**, v. 52, n. 10, p. 883-890, 2002
- MCKINNEY, M. L. Urbanization as a major cause of biotic homonization. **Biological Conservation**, v. 127, p. 247-260, 2006.

- MEDEIROS, H.; CASTRO, W.; SALIMON, C. I.; SILVA, I. B.; SILVEIRA, M. Tree mortality, recruitment and growth in a bamboo dominated forest fragment in southwestern Amazonia, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 13, n.2, p. 29-34, 2013.
- 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
- MEENTEMEYER, V.; BOX, E. O.; THOMPSON, R. World patterns and amounts of terrestrial plant litter production. **BioScience**, v. 32, n. 2, p 125-128, 1982.
- 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, p. 277-288, 2016.
- METZGER, J. P. Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forests of South-East Brazil. **Urban Planning**, v.37, p. 29-35, 1997.
- METZGER, J. P. O que é Ecologia de Paisagens? **Biota Neotropica**, v.1, n.1, 2001.
- METZGER, J. P.. Landscape ecology: perspectives based on the 2007 IALE world congress. **Landscape Ecology**, v. 23, p. 501-504, 2008.
- METZGER, J. P.. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1138-1140, 2009.
- MINELLI, L. H. M. Comunidade de trepadeiras em mata estacional semidecidual: estrutura e resposta após sete anos de manejo por corte. 2014. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Ciências Biológicas) – Faculdade de Filosofia Ciências e Letras de Ribeirão Preto da Universidade de São Paulo.
- MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Cadastro Nacional das Unidades de Conservação. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs/consulta-por-uc>), acessado em 28 de dezembro de 2017.
- MORO, M. F.; SOUZA, V. C.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; QUEIROZ L. P.; FRAGA, C. N.; RODAL, M. J. N.; ARAÚJO, F. S.; MARTINS, F. R. Alienígenas na sala: o que fazer com espécies exóticas em trabalhos de taxonomia, florística e fitossociologia?. **Acta Botânica Brasílica**, v. 26, n. 4, p. 991-999, 2012
- MUCHAILH, M. C.; RODERJAN, C. V.; CAMPOS, C. B.; MACHADO, A. L. T.; CURCIO,

- G.o R.. Metodologia de planejamento de paisagens fragmentadas visando a formação de corredores ecológicos. **Floresta**, Curitiba, v. 40, n. 1, p. 147-162, jan./mar. 2010.
- NASCIMENTO, H. E. M.; DIAS, A. da S.; TABANEZ, A. A. J.; VIANA, V. M. Estrutura e dinâmica de populações arbóreas de um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 50, n. 2, p. 329-342, 1999.
- ODUM, E. P. **Fundamentos de Ecologia**. 6ª ed. São Paulo: Fundação Calouste Gulbenkian, 2004.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; J.A., JARENOW; M. J. N., RODAL. Floristic Relationship os Sesonally Dry Forest of Eastern South America Based on Tree Species Distribution Patterns. In: PENINGTON, R.T.; RATHER, J.A.. Neotropical Savannas and Seasonally Dry Forests. **The Systematics Association**, v. especial , ed. 69, 2006.
- ORDÓÑEZ, C.; DUINKER, P. N. An analysis of urban forest management plans in Canada: Implications for urban forest management. **Landscape and Urban Planning**, v. 116, p. 36-47, 2013
- PAIS, M. P.; VARANDA, E. M. Arthropod Recolonization in the Restoration of a Semideciduos Forest in Southeastern Brazil. **Neotropical Entomology**, v. 39, n. 2, p. 198-206, 2010.
- PICKETT, S. T. A.; CADENASSO, M. L. Landscape ecology: spatial heterogeneity in ecological systems. **Science**, v. 269, p. 331-334, 1995.
- PICKETT, S.T. A.; CADENASSO, M. L.; GROVE, J. M.; BOONE, C. G.; GROFFMAN, P. M.; IRWIN E.; KAUSHAL, S. S.; MARSHALL, V.; MCGRATH, B. P.; NILON, C.H.; POUYAT, R. V.; SZLAVECZ, K.; TROY, K.; WARREN, P. Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. **Journal of Environmental Management**, v. 92, p. 331-362, 2011.
- PIRES, A. S. **Perda de diversidade de palmeiras em fragmentos de mata atlântica: padrões e processos**. Tese (Doutorado) Ciências Biológicas: Biologia Vegetal – Universidade Estadual Paulista, 2006.
- PREFEITURA MUNICIPAL DE RIBEIRÃO PRETO - PMRP. **Histórico da Fundação do Parque**, 2012?. Disponível em: <<http://www.ribeiraopreto.sp.gov.br/turismo/parque/i71hfundacao.php>>, acessado em 28 de dezembro de 2017.

- PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina. 328 p, 2001
- RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MATERSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, n. 142, p 1141-1153, 2009.
- RIGAMONTE-AZEVEDO, O. C.; WADT, P. G. S.; WADT, L. H. O. Copaíba: Ecologia e produção de óleo-resina. **Documentos**. Embrapa Acre, 28 p., 2004
- RODRIGUES, R. R.; BONONI, V. L. R.(org). Diretrizes para a Conservação e Restauração da Biodiversidade no Estado de São Paulo. **SMA/ Instituto de Botânica/ FAPESP**. 248p, 2008.
- ROLIM, S. C.; COUTO, H. T. Z.; JESUS, R. M. Mortalidade e recrutamento de árvores na Floresta Atlântica de Linhares (ES). **Scientia Florestalis**, n. 55, p- 49-69, 1999.
- SANTOS, S. L.; VÁLIO, I. F. M. Litter accumulation and its effects on seedling recruitment in a Southeast Brazilian Tropical Forest. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, n. 1, p. 89-92, 2002.
- SAYRE, R.; ROCA, E.; SEDAGHATKISH, G.; YOUNG, B.; KEEL, S.; ROCA, R.; SHEPPARD, S. Natureza em foco: Avaliação Ecológica Rápida. **The Nature Conservancy**, Arlington, Virgínia, USA, 2003.
- SCHNITZER, S. A.; DALLING, J. W.; CARSON, W. P. The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. **Journal of Ecology**, v. 88, p 655-666, 2000.
- SECRETARIADO DA CONVENÇÃO SOBRE DIVERSIDADE BIOLÓGICA, Panorama da Biodiversidade Global 3, Brasília, Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas (MMA), p.94, 2010.
- SIFESP/IF. Sistema de Informações Florestais do Estado de São Paulo. 2009. Disponível em : <http://www.iflorestal.sp.gov.br/sifesp/inventario.html>. Acessado em 21/05/2017.
- SISTEMA AMBIENTAL PAULISTA. Começa o processo de restauração da Estação Ecológica de Ribeirão. São Paulo, 2017. Disponível em: <http://www.ambiente.sp.gov.br/comeca-o-processo-de-restauracao-da-estacao-ecologica-de-ribeirao/>. Acessado em 20/02/2018

- SILVA-MATOS, D. M.; SANTOS, C. J. F.; CHEVALIER, D. D. Fire and restoration of the largest urban forest of the world in Rio de Janeiro City, Brazil. **Urban Ecosystems**, v. 6, p. 151-162, 2002.
- UNEP - UNITED NATION ENVIRONMENT PROGRAMME. Decision adopted by the conference of the parties to the convention on biological diversity at its tenth meeting. **Tenth meeting (COP-10)**. Nagoya, Japan, 18-29 October 2010.
- VACCARO, S.; LONGUI, S. L.; BRENA, D. A. Aspecto da composição florística e categoria sucessional do estrato arbóreo de três *subseres* de uma floresta estacional decidual, no município de Santa Tereza –RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.9, n.1, p.1-18, 1999.
- VAN BELLEN, H. M. Desenvolvimento Sustentável: uma descrição das principais ferramentas de avaliação. **Ambiente & Sociedade** – v. 7, n. 1. P. 67-88. 2004.
- VIEIRA, M. G. L.; MORAES, J. L.; BERTONI, J. E. A.; MARTINS, F. R.; ZANDARIN, M. A. Composição florística e estrutura fitossociológica da vegetação arbórea do Parque Estadual de Vassununga, Santa Rita do Passa Quatro (SP). Gleba-II Capetinga Oeste. **Revista do Instituto Florestal**, v. 1, n.1, p 135-159, 1989.
- VILLA, E.B.; PEREIRA; G. P.; ALONSO, J. M.; BEUTLES, S. J.; LELES, P. S. S. Aporte de serapilheira e nutrientes em área de restauração florestal com diferentes espaçamentos. **Floresta e Ambiente**, ed. 23, v. 1, p 90-99, 2016.
- WHITMORE, T.C. Canopy gaps and two major groups of forest trees. **Ecology**, v. 70, p. 536-538, 1989.
- WILKINSON, D. M. The Disturbing History of Intermediate Disturbance, **Oikos**, V. 84, N. 1 pp. 145-147, 1999.
- ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis**, Prentice-Hall, ED. 4, 1999.