**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Relações entre a estrutura da paisagem e a diversidade da vegetação em
florestas secundárias na região das cuestas, Charqueada e São Pedro, Estado
de São Paulo**

Marcelo Eric de Almeida Santos

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre
em Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em:
Conservação de Ecossistemas Florestais.

**Piracicaba
2019**

Marcelo Eric de Almeida Santos

Geógrafo

Relações entre a estrutura da paisagem e a diversidade da vegetação em florestas secundárias na região das cuestas, Charqueada e São Pedro, Estado de São Paulo

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011.

Orientadora:

Dra. **DÉBORA CRISTINA ROTHER**

Co-orientadora:

Ms. **MARIANA HORTELANI CARNESECA LONGO**

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais.

**Piracicaba
2019**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DA BIBLIOTECA - DIBD/ESALQ/USP

Santos, Marcelo Eric de Almeida

Relações entre a estrutura da paisagem e a diversidade da vegetação em florestas secundárias na região das cuestas, Charqueada e São Pedro, Estado de São Paulo / Marcelo Eric de Almeida Santos. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2019.

84p. Dissertação (Mestrado) - - - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz

1. Regeneração natural da vegetação. 2. Resiliência de paisagens agrícolas. 3. Planejamento da Restauração Florestal. 4. Mata Atlântica. 5. Floresta Estacional Semidecidual. I Título.

AGRADECIMENTOS

Agradeço em primeiro lugar ao Instituto de Pesquisas Tecnológicas do estado de São Paulo e a Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, da Universidade de São Paulo, pela oportunidade de trabalhar e estudar durante quase três anos em condições tranquilas.

Agradeço ao meu pai e a minha mãe, por cuidarem de mim e serem responsáveis por toda a parte boa e ponderada da minha personalidade.

Agradeço à Rafaela Vilar Constantini Santos, que por eu ter muita sorte apareceu na minha vida, por me apoiar nas coisas úteis que saem da minha cabeça.

Agradeço às pessoas que me ajudaram durante o decorrer do trabalho: Prof Dr. Demóstenes Ferreira da Silva Filho, Dra. Débora Rother, Me. Mariana Hortelani Carneseca Longo, Me. Vanessa de Souza Moreno, Dr. Jéferson Polizel, Giovana Oliveira, Prof. Dr. Milton Ribeiro, Igor Jacob, Me. Raíssa Andrade, Vinícius Veloso, Isadora Francesconi, Adriano Ito, Me. Marcela Locatelli, Dr. Danilo Roberti Alves de Almeida, Ms. Thiago Flores, Marcelo Pinho, etc.

Agradeço a pessoas que fizeram parte da minha jornada profissional: Prof. Dra. Solange Terezinha Lima Guimarães, Dra. Marlene Tabanez e Dr José Luiz Timoni.

Agradeço aos membros e amigos da UGP-Charqueada Melissa Sampaio, Dênis, Henrique, Rogério, Maria Eugênia, Leonardo, Bruna e Marina.

Este projeto foi desenvolvido no Programa de Pós-graduação em Recursos Florestais (PPGRF) da Universidade de São Paulo (USP), pertencente à Escola Superior de Agronomia “Luiz de Queiroz” (ESALQ), sob orientação da Doutora Débora Cristina Rother, em parceria com o Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação (LEEC), da Universidade Estadual Júlio de Mesquita Filho (UNESP), campus Rio Claro, financiado pela Fundação de Apoio ao Instituto de Pesquisas Tecnológicas (FIPT), através da Seção de Sustentabilidade em Recursos Florestais (SSRF), do Centro de Tecnologia em Florestas (CT-Floresta), sob coorientação da Mestre Mariana Hortelani Carneseca Longo, pelo programa Novos Talentos, do Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo.

SUMÁRIO

RESUMO.....	5
1. INTRODUÇÃO	7
1.1. HIPÓTESE E OBJETIVOS	9
2. REFERENCIAL TEÓRICO	11
2.1. FRAGMENTAÇÃO DO HABITAT ORIGINAL.....	11
2.2. SUCESSÃO ECOLÓGICA.....	13
2.3. ECOLOGIA DE PAISAGEM E CONECTIVIDADE	15
2.4. CONECTIVIDADE E DIVERSIDADE DA VEGETAÇÃO	17
2.5. MATA ATLÂNTICA	19
3. MATERIAIS E MÉTODOS	23
3.1. REGIÃO DE ESTUDO	23
3.2. COLETA DOS DADOS	27
3.3. ANÁLISE DOS DADOS	37
4. RESULTADOS	43
4.1. MAPEAMENTO DA VEGETAÇÃO E DA ESTRUTURA DA PAISAGEM	43
4.2. ANÁLISES COMPARATIVAS DO ESTRATO SUPERIOR DAS ÁREAS COM ALTA E BAIXA PROPORÇÃO DE COBERTURA VEGETAL NATIVA NO ENTORNO.....	48
4.3. ANÁLISES COMPARATIVAS DO ESTRATO INFERIOR DAS ÁREAS COM ALTA E BAIXA PROPORÇÃO DE COBERTURA VEGETAL NATIVA NO ENTORNO.....	53
5. DISCUSSÃO	59
5.1. EXPANSÃO DE FLORESTAS SECUNDÁRIAS.....	59
5.2. A INFLUÊNCIA DA CONECTIVIDADE NA DIVERSIDADE DA COMUNIDADE VEGETAL EM FLORESTAS SECUNDÁRIAS.....	62
6. CONCLUSÕES.....	67
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	69
REFERÊNCIAS	71

RESUMO

Relações entre a estrutura da paisagem e a diversidade da vegetação em florestas secundárias na região das cuestas, Charqueada e São Pedro, São Paulo

O estado atual do desmatamento de florestas primárias e o restabelecimento de florestas secundárias no Brasil variam de acordo com a região do país. Enquanto alguns domínios têm perdido grandes extensões de cobertura original, como a Floresta Amazônica e o Cerrado, outros têm registrado um aumento na área ocupada por florestas, como é o caso da Mata Atlântica no estado de São Paulo. O processo de regeneração de florestas secundárias tem sido registrado nos últimos 30 anos, devido ao abandono de pastagens e iniciativas de restauração florestal. Dessa forma, o objetivo principal deste estudo foi investigar se florestas secundárias regenerando em pastagens abandonadas diferem em relação à composição e diversidade de espécies florestais sob duas condições distintas de característica da paisagem: áreas com elevada proporção de cobertura florestal no entorno ($>30\%$) e áreas com baixa proporção de cobertura florestal no entorno ($<10\%$). Com base em imagens do ano de 1972, foram delimitadas as áreas ocupadas por remanescentes antigos de vegetação, com idade superior a quarenta anos. Após, o mapa de vegetação produzido com estas imagens foi sobreposto a um mapa de cobertura da terra de 2018, para identificar a expansão e a diminuição da vegetação. Com base nestes dois mapas, nós avaliamos as modificações na estrutura da paisagem, durante este período de 46 anos. Depois disso, nós selecionamos oito áreas, sendo quatro estruturalmente conectadas, com elevada proporção de cobertura florestal no entorno e quatro estruturalmente isoladas, com baixa cobertura florestal no entorno. Em cada área nós avaliamos a composição, riqueza de espécies, densidade, síndrome de dispersão, biomassa acima do solo, diversidade e equabilidade. Contrário ao que esperávamos, nossos resultados demonstraram que as plantas do estrato inferior em áreas com baixa cobertura florestal no entorno tiveram maior proporção de espécies dispersas por animais do que nas áreas com alta cobertura florestal no entorno, bem como também foram encontradas diferenças na composição de espécies da comunidade do estrato inferior. Nossas descobertas indicam que as condições estruturais da paisagem podem influenciar grupos funcionais da comunidade do estrato inferior na região das cuestas, tornando o contexto da paisagem um parâmetro essencial a ser considerado na conservação e restauração da biodiversidade, especialmente em paisagens com elevado grau de fragmentação.

Palavras-chave: Regeneração Natural da Vegetação; Resiliência de Paisagens Agrícolas; Planejamento da Restauração Florestal; Mata Atlântica; Floresta Estacional Semidecidual

ABSTRACT

Relationships between landscape structure and vegetation diversity in secondary forests in the cuestras region, Charqueada and São Pedro, São Paulo

The current state of deforestation of old-growth forests and the restablishment of secondary forests in Brazil varies according to the region. While some biomes have lost many extensions of original cover, such as Amazon forest and Cerrado, others have registered an increasing in the area occupied by forests, as the case of the Atlantic forest in São Paulo state. The regeneration process of secondary forests has been registered for the last 30 years, due to the abandonment of pastures and initiatives of seedling plantings. Therefore, the main goal of this study was to investigate whether secondary forests regenerating in abandoned pastures differ in relation to the composition and diversity of forest species under two different landscape characteristics: connected areas, with high proportion of forest cover around ($>30\%$) and isolated areas, with low proportion of forest cover around ($<10\%$). Based on images of 1972, old-forest remnants were delimited. After, the vegetation map produced for 1972 was overlapped to a land cover map of 2018 to record the expansion and decrease of vegetation. Based on these two maps, we evaluated the modifications in the landscape structure, during the 46-years period. After that, we selected eight areas, being four structurally connected and four, structurally isolated. At each area we evaluated composition, species richness, diversity, equability, density, dispersal syndrome and aboveground biomass. Contrary to expectations, our results showed that regenerating plants in isolated areas have higher proportion of animal-dispersed seed species than connected areas. We also found differences in the plant composition of regenerating communities between connected and isolated areas. Our findings indicate that structural conditions of the landscape can influence functional groups of the regenerating plants in the cuestras region, making the landscape context an essential parameter to be considered in conservation and restoration plans, especially in highly fragmented landscapes.

Keywords: Natural regeneration of vegetation; Agricultural landscape resilience; Forest restoration planning; Atlantic rain forest; Semideciduous seasonal forest.

1. INTRODUÇÃO

A ação antrópica no bioma Mata Atlântica teve início há mais de treze mil anos, mas foi a partir de 1500, com a chegada dos primeiros europeus ao continente americano, que essa região passou a ser mais densamente ocupada e explorada (DEAN, 1996). No interior do estado de São Paulo, esse processo se intensificou principalmente a partir do século XIX, com a implantação da cultura do café, das estradas de ferro, da pecuária, da cana-de-açúcar e da silvicultura, restando no início da década de 1970 apenas 13,43% da área originalmente ocupada pela vegetação nativa (NALON et al., 2008).

A expansão destas fronteiras agrícolas foi, portanto, a mais importante fonte de degradação nas formações vegetais originárias, transformando grandes florestas contínuas em um mosaico de fragmentos de vegetação, matrizes agrícolas e outros usos do solo, em diferentes proporções e diferentes configurações espaciais (RIBEIRO et al., 2009). Isto significa que existem atualmente áreas com uma paisagem mais favorável à permanência e perpetuação de diferentes formas de vida, normalmente associadas à existência de grandes manchas de vegetação na paisagem, e áreas com uma paisagem menos favorável, com menor disponibilidade de habitat para a biodiversidade, que irão interferir diretamente nas metodologias de restauração utilizadas (BENINI et al., 2017).

Grande parte destas manchas de vegetação é composta por florestas secundárias, que são florestas que regeneraram espontaneamente após o desmatamento total ou parcial da floresta original (CHAZDON, 2016), surgidas na sua maior parte pelo abandono de áreas com baixa aptidão agrícola ou por restrições legais, como as áreas de preservação permanente em margens de rios, em topos de morro, áreas declivosas e reservas legais (CALABONI et al., 2018). Apesar do grau avançado de degradação encontrado nestas florestas, elas ainda preservam uma grande diversidade de espécies vegetais nativas, podendo indicar caminhos para a restauração florestal em paisagens agrícolas altamente fragmentadas (FARAH et al., 2017; FERRAZ et al., 2014).

A área selecionada para esta pesquisa, o alto curso da bacia do Rio Araquá, é um exemplo típico de paisagem fragmentada composta por florestas secundárias em regeneração, onde há a predominância de pastagens e monoculturas, permeadas por pequenas manchas de vegetação. No entanto, por esta região estar inserida em um relevo típico de cuestas, que caracterizam áreas com elevada declividade e altitude, houve a possibilidade de manutenção de uma maior proporção de cobertura florestal, representado por um grande fragmento de vegetação localizado nas áreas do front da cuesta (SIFESP, 2010).

Estas manchas de vegetação estão situadas sob diferentes níveis de conectividade, portanto, possivelmente sujeitas a diferentes fluxos de sementes advindas do entorno

(BOSCOLO et al., 2008), o que pode interferir na diversidade de plantas de uma determinada comunidade (FAHRIG, 2013). Saber, portanto, se áreas mais próximas a este grande fragmento, situadas em um contexto florestal mais favorável possuem diferenças quanto à diversidade e estrutura da floresta (densidade, área basal e biomassa acima do solo), pode indicar caminhos para a definição de áreas mais vantajosas para a conservação e restauração.

Em um contexto mundial, a restauração de áreas degradadas tem destaque em diversas agendas globais conservacionistas, podendo ser citadas como exemplo o Desafio de Bonn e a Iniciativa 20 x 20, entre outros movimentos globais. Essas agendas têm o objetivo de recuperar mais de 150 milhões de hectares de terras degradadas e áreas desmatadas até 2020, e mais de 350 milhões de hectares até 2030 (IUCN, 2016). Durante a 13ª Conferência das Partes da Convenção da Diversidade Biológica, realizada em Cancun, no México, o governo brasileiro anunciou sua adesão a estes acordos, e se comprometeu a destinar 12 milhões de hectares para restauração e ações de reflorestamento até o ano de 2020 (BRASIL, 2015).

Outras iniciativas ainda podem ser citadas. O Pacto para a Restauração da Mata Atlântica, importante instrumento para a conservação da floresta tropical brasileira, estabeleceu o objetivo de restaurar 15 milhões de hectares desta formação vegetal até o ano de 2040 (RODRIGUES et al., 2009a). Ações indiretas também podem ser importantes no processo de restauração de paisagens, como os 5 milhões de hectares previstos no Plano de Agricultura de Baixo Carbono (Plano ABC) para o estabelecimento de sistemas de integração lavoura-pecuária-florestas e recuperação de pastagens degradadas, podendo reduzir a pressão sobre áreas naturais (BRASIL, 2016).

Dessa forma, buscou-se neste trabalho responder a seguinte pergunta: como a proximidade de florestas pré-existentes em áreas de regeneração natural pode ter influenciado a diversidade e a estrutura da vegetação? Para isso, a pesquisa foi dividida em duas etapas.

Na primeira, foram elaborados dois mapas de vegetação, correspondente aos anos de 1972 e 2018. Com base nestes mapas, foram identificadas áreas em que houve aumento expressivo de vegetação no período considerado. Estes mapas também subsidiaram a caracterização da estrutura da paisagem, viabilizando a identificação de áreas que se regeneraram em um contexto florestal mais favorável (não isoladas de fragmentos florestais contínuos) e áreas que se regeneraram em um contexto desfavorável, isto é, isoladas estruturalmente na paisagem.

A segunda etapa consistiu em uma comparação da diversidade da comunidade vegetal arbórea e arbustiva, adulta e regenerante (juvenil), localizadas em fragmentos conectados estruturalmente, isto é, ligados por corredores a alguma mancha maior, com elevada proporção de cobertura florestal no entorno e fragmentos sem conectividade estrutural, que são aqueles que

não estão conectados a nenhuma mancha por corredores, ou seja, isolados estruturalmente na paisagem e com baixa proporção de cobertura florestal no entorno. Nesta etapa, buscou-se identificar alguma relação entre um padrão espacial da paisagem – a proporção de cobertura vegetal nativa no entorno, e a diversidade e a estrutura da vegetação. Com base nestes apontamentos, foram elaboradas a hipótese e os objetivos descritos a seguir.

1.1. Hipótese e Objetivos

Foi testada a seguinte hipótese, com base nas predições da Teoria da Biogeografia de Ilhas (MacARTHUR e WILSON, 1967): áreas isoladas na paisagem apresentam riqueza, diversidade de espécies, e composição distintas das áreas não isoladas. Portanto, a conectividade de pequenos fragmentos florestais (por exemplo, < 100 hectares) a áreas de floresta contínua ou grandes fragmentos (> 100 hectares) pode influenciar a diversidade e estrutura da vegetação. Esperamos, portanto, que uma maior proximidade entre áreas possa facilitar o fluxo de espécies na paisagem, resultando em maior riqueza e diversidade de espécies, maior proporção de espécies zoocóricas e densidade de indivíduos nos estratos superior e inferior para as áreas com alta cobertura florestal no entorno do que em áreas com baixa cobertura florestal no entorno.

1.1.1. Objetivo principal

Identificar áreas de expansão de florestas secundárias e avaliar como estas florestas em distintas proporções de cobertura vegetal nativa no entorno variam quanto as características da comunidade vegetal.

1.1.2. Objetivos específicos

1. Quantificar as alterações na cobertura florestal em uma escala temporal de paisagem (1972-2018);
2. Avaliar como variam a riqueza, diversidade, composição, grupos funcionais e densidade do estrato superior da vegetação entre áreas com alta e baixa cobertura vegetal nativa no entorno;
3. Avaliar como variam a riqueza, diversidade, composição, grupos funcionais e densidade do estrato inferior da vegetação entre áreas com alta e baixa cobertura vegetal nativa no entorno.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

Este trabalho baseou-se na abordagem analítica da Ecologia da Paisagem, compreendendo que o processo de fragmentação de áreas ocupadas por formações florestais naturais originou diferentes arranjos dos elementos constituintes da paisagem, configurando áreas mais ou menos favoráveis à permanência da biodiversidade. Em florestas tropicais, a proximidade a fontes de propágulos, representados por florestas maduras e/ou conservadas, é um fator determinante para o processo de sucessão ecológica desencadeado após alterações causadas pelo ser humano. Dessa forma, buscou-se um referencial teórico capaz de expressar direta ou indiretamente a relação entre a estrutura da paisagem, representada pela proporção de cobertura florestal no entorno, e o processo biológico da regeneração natural de florestas tropicais.

2.1. Fragmentação do habitat original

O processo de ocupação do espaço pelo ser humano se baseia na substituição da cobertura vegetal natural por outra não natural, que seja normalmente de interesse econômico no momento, o que constitui uma alteração no padrão de cobertura natural da terra. Em um longo prazo de tempo, por migrações de espécies, adaptações evolutivas, ou em curto prazo, por fatores estocásticos, possivelmente associados à eventos naturais extremos, como furacões, erupções, terremotos, pragas ou pela intervenção humana, em pequena ou grande escala, quando este se instala em determinado local (RICKLEFS, 2001).

O processo de extinção antropogênica é controlado por quatro fatores principais: (1) alteração no habitat, (2) perda de habitat, (3) qualidade de habitat declinante e (4) sobre-exploração (RICKLEFFS, 2001). Esses fatores estão associados aos efeitos da substituição da cobertura natural da terra por outra não natural, dando início ao processo de fragmentação da paisagem, ou seja, quando uma mancha contínua de habitat é dividida seguidamente em partes menores, mas geralmente com algumas características distintas entre si, aumentando o isolamento na paisagem, com consequências prejudiciais para toda a biota (WILCOVE et al., 1986; MURCIA, 1995; FAHRIG, 2003).

Existem quatro características gerais inerentes ao processo de fragmentação (Figura 1). A primeira é 1) a redução na quantidade total disponível de habitat, uma condição de dependência do processo de fragmentação, já que para se fragmentar é preciso que alguma área natural seja substituída por outro uso não natural. As outras três são relativas à nova configuração da paisagem alterada, que pode resultar 2) no aumento do número de fragmentos na paisagem, 3) na diminuição do tamanho da área média disponível em relação a cada fragmento e 4) no

aumento do grau de isolamento da paisagem, que é uma forma de mensurar a ausência de habitat em uma paisagem contígua ao fragmento (FAHRIG, 2003).

Figura 1. Esquema sequencial do processo de fragmentação. Da esquerda para a direita, 1) Habitat florestal original; 2) Perda de habitat florestal; 3) Aumento na quantidade de fragmentos florestais; 4) Redução na área média de cada fragmento; 5) Aumento no isolamento dos remanescentes. Fonte: elaborada pelo autor com base em Fahrig (2003).

O retalhamento das manchas de vegetação aumenta naturalmente a quantidade de borda existente. A redução na cobertura vegetal e o contato com outras formas de uso do solo podem ser indutoras de fatores de degradação cuja ocorrência se dá principalmente nas laterais dos fragmentos, produzindo um efeito de borda nos remanescentes florestais. Este efeito de borda é o resultado da interação entre duas feições da paisagem, de um lado uma matriz florestal, e do outro um tipo de uso do solo com características diferentes do original, sendo a primeira zona de contato entre os fluxos de organismos, matéria e energia (MURCIA, 1995; CADENASSO e PICKETT, 2001).

A relação entre as manchas de habitat residuais, decorrente do processo de fragmentação, e as diversas formas de uso do solo implantadas pelo ser humano, alteram drasticamente a dinâmica dos fluxos biológicos existentes em uma área natural. Consequentemente, os animais têm seu padrão de deslocamento e hábito alterados e a alteração nos padrões de fluxo de sementes, devido à redução na disponibilidade de propágulos, de polinizadores e de dispersores, afeta a chegada de sementes às novas áreas (URIARTE et al., 2011).

A alteração no padrão natural de cobertura da terra interfere diretamente na capacidade de resiliência de um ecossistema, dado que o processo de sucessão ecológica será definido por outros fatores além dos naturais, normalmente derivados de atividades antrópicas, como pisoteio e herbivoria por animais introduzidos, incidência elevada de fogo, redução na fertilidade do solo, ausência de animais dispersores, entre outros (HOLL, 1999; CHAZDON, 2008). A resiliência é, portanto, uma propriedade dos ecossistemas naturais, manifesta na capacidade de determinado sistema retornar a um estado de equilíbrio semelhante ao existente antes do distúrbio (HOLLING, 1973; GUNDERSON, 2000). Quando se aborda ecossistemas, este processo de reorganização das comunidades naturais está incluído no conceito de sucessão ecológica (CHAZDON, 2016).

É de entendimento comum que toda a sequência de comunidades que substituam uma à outra numa determinada área chama-se *sere*; as comunidades relativamente transitórias são chamadas de estágios serais (ou subseres); o sistema estabilizado terminal e autopertpetuante é denominado de clímax. Quando o processo de formação de uma comunidade se dá sobre um substrato parcialmente desocupado, é denominado sucessão primária, enquanto aquele que começa num local anteriormente ocupado por uma comunidade é denominado sucessão secundária (ODUM, 1988).

2.2. Sucessão ecológica

Há um estado contínuo de fluxo entre as comunidades, que são compreendidas como um conjunto de espécies que ocorrem no mesmo lugar e ao mesmo tempo (FAUTH et al., 1996). A composição, riqueza e abundância dessas espécies são moldadas por processos regionais. Após o processo de ocupação e fragmentação do espaço natural, esta comunidade passa a estar embutida em uma paisagem (MAGURRAN, 2013), com quantidade reduzida de habitat disponível para as espécies. Quando diferentes fatores fazem com que áreas desmatadas sejam abandonadas, o processo de sucessão ecológica entra em curso (RICKLEFS, 2001).

A sucessão ecológica é um fenômeno que está em curso em todo o planeta, onde uma comunidade vegetal é gradualmente substituída por outra no mesmo local, ao longo de um determinado período de tempo (GANDOLFI et al., 2007). Essa substituição ocorre de forma gradual e se manifesta de diferentes maneiras dependendo do ecossistema em que está inserido e dependendo do mecanismo que desencadeou esta alteração (BRANCALION et al., 2015).

De acordo com Ricklefs (2001), as etapas presentes no processo de sucessão ecológica são denominadas *sere*. As *sere* podem ser divididas em sucessão primária e sucessão secundária. A sucessão primária é o estabelecimento e o desenvolvimento de comunidades em habitats recentemente formados, como novas ilhas que surgem após erupções vulcânicas. A sucessão secundária é a expressão da regeneração de uma comunidade após algum tipo de perturbação, e será afetada de diferentes formas dependendo do grau pelo do dano a que a estrutura de uma comunidade foi submetida, podendo interferir na redução da diversidade de espécies e funções dentro de um ecossistema, e seus sistemas de sustentação, como alterações nas dinâmicas naturais do relevo, na disponibilidade hídrica e no grau de fertilidade do local (RICKLEFS, 2001).

A reconstrução de uma nova comunidade após as alterações nas condições naturais da cobertura florestal se inicia pelo estabelecimento de espécies adaptadas às novas condições formadas no local e ao fluxo de energia, nutrientes e matéria através da comunidade (ODUM e BARRETT, 2007). De acordo com a visão clássica de Clements (1916), e considerando a

sucessão em florestas tropicais, a sequência se inicia com a predominância de espécies pioneiras, que são aquelas que normalmente dependem da luz solar para a germinação das sementes, não tolera sombra para o seu pleno desenvolvimento, reproduzem em curto período de tempo se comparadas às espécies mais longevas e tem ciclo de vida curto. Quando presentes, rebrotas de espécies de estágios mais avançados da sucessão que foram danificadas, e o banco de plântulas existente no solo exercem um papel fundamental no desenvolvimento da estrutura da floresta.

O segundo estágio é o secundário inicial, que é quando as plantas pioneiras atingem o dossel, em torno de 20 metros de altura, formando um segundo estrato abaixo das suas copas. O estágio secundário tardio das plantas começa após 20 anos de regeneração, em média, com as árvores possuindo ciclos maiores de desenvolvimento. As espécies presentes nos estágios secundários podem germinar sob sol ou sombra, tem um crescimento acelerado, entram em reprodução com cerca de dez anos e apresentam ciclo de vida médio, em torno de 40 a 50 anos (BUDOWSKI, 1965).

O quarto estágio é o de espécies secundárias tardias, com estrutura vertical bem desenvolvida e elevada diversidade de espécies climácicas, ou seja, árvores grandes com tempo de vida longo, que em geral possuem tolerância à sombra, dependem da pré-existência de um dossel florestal para o seu estabelecimento e de condições ambientais mais favoráveis, como umidade, disponibilidade de nutrientes no solo, polinizadores e dispersores específicos (BUDOWSKI, 1965; CHAZDON, 2016).

Budowski (1965) apresentou um modelo para as florestas tropicais em que a sucessão secundária é formada por um conjunto de estágios sucessionais distintos e as espécies, por sua vez, são agrupadas em função da sua ocorrência preferencial em cada um destes estágios. Nesse modelo, é apontado a conveniência de denominar os estágios serais em pioneiro, secundário inicial, secundário tardio e clímax.

Segundo essa linha, em paisagens agrícolas altamente alteradas, o estabelecimento das populações de espécies poderá não seguir uma ordem linear, rumo ao clímax da comunidade, mas seguir rumo a outra direção e permanecer estagnada nos estágios iniciais de sucessão. Isto irá originar florestas com estruturas pouco desenvolvidas, com presença de espécies dos estágios iniciais de sucessão, com baixa diversidade e incapazes de se perpetuar no tempo e no espaço, cuja composição de espécies irá depender da estrutura de paisagem em que essas comunidades estão inseridas (ÁLVAREZ-RUIZ e LUGO, 2012) e da proximidade de fontes de propágulos (METZGER, 1997).

Como contraponto a Clements, Gleason (1926) estabeleceu um modelo em que as comunidades formadas após alterações nas dinâmicas naturais não seguem um caminho

determinístico, pois as diferentes espécies existentes possuem características particulares, respondendo individualmente e de forma singular a fatores ambientais. Essa visão levou a uma nova forma de compreensão da sucessão ecológica. Atualmente, o conceito contemporâneo de sucessão a define como um processo multidirecional e não convergente, onde todos os tipos de vegetação estão submetidos a diferentes fatores que podem causar alterações inesperadas no ambiente, seja de forma natural ou por intervenção antrópica (PICKETT et al., 2009). Essa variabilidade de fatores inviabiliza a ideia de um caminho único a ser percorrido durante o reestabelecimento da vegetação, fazendo com que dificilmente um habitat alterado e posteriormente recriado seja exatamente idêntico ao anterior (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2017).

Esta mudança de paradigma é, sobretudo, fundamental para a Ecologia da Restauração em florestas tropicais, que apresentam paisagens compostas por mosaicos de florestas em diferentes estágios de regeneração. Como foco desta ciência, a restauração ecológica é definida como o processo de assistir à recuperação de um ecossistema que tenha sido degradado, danificado ou destruído (SER, 2004). Portanto, uma vez que a paisagem atual é composta por um mosaico de comunidades inseridas em um mosaico de matrizes, representada pelas diferentes formas não-naturais de uso do solo, é preciso compreender como esta nova estrutura da paisagem pode interferir no processo de sucessão ecológica e reestabelecimento de uma vegetação secundária em áreas desflorestadas.

2.3. Ecologia de Paisagem e conectividade

O relacionamento entre atributos da estrutura da paisagem e processos ecológicos tem sido o foco de estudos da ciência denominada de Ecologia de Paisagem. Esta ciência tem como eixo central identificar padrões da estrutura da paisagem que possam interferir em alguns dos diversos processos ecológicos em curso nos diferentes ecossistemas da Terra, ou seja, as causas e consequências da heterogeneidade espacial em diferentes escalas (TURNER e GARDNER, 2015). Esta ciência surgiu com base na teoria da biogeografia de ilhas (MacARTHUR e WILSON, 1967), que se desenvolveu a partir de estudos em arquipélagos inseridos em uma matriz aquática. Por essa teoria os autores observaram que o número de espécies em uma ilha estava diretamente relacionado a três fatores, sendo eles a área da ilha, o grau de isolamento e sua idade. O efeito mais direto observado na diversidade de espécies está relacionado à diversidade de habitats existentes em determinada ilha (ou fragmento), sendo que quanto maior a quantidade de habitats diferentes, provavelmente maior será a diversidade de espécies encontradas. Se a quantidade de habitats for igual, espera-se encontrar maior quantidade de espécies em áreas

maiores, menos isoladas e mais antigas (FORMAN e GODRON, 1981; MacARTHUR e WILSON, 1967).

O objeto de estudo da Ecologia de Paisagem é a paisagem, definida como “um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, sendo esta heterogeneidade existente para pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala de observação” (METZGER, 2001). Inclui ainda as causas e consequências biofísicas e sociais da heterogeneidade da paisagem (TURNER e GARDNER, 2015). A heterogeneidade, que é representada pelos diferentes padrões naturais e não naturais que compõem uma determinada porção do espaço, são os diferentes elementos da estrutura da paisagem.

A estrutura da paisagem pode ser definida como o padrão existente ao longo de um recorte espacial, que é definido pelo tipo de uso e cobertura da terra e pelo arranjo dos diferentes elementos constituintes da paisagem, podendo ser representado pelo tamanho, forma, disposição e a distribuição de elementos individuais” (WALZ, 2011). Isso implica quantificar a composição e espacializar a configuração dos diferentes tipos de uso do solo existentes em determinada localidade, compondo um mosaico de formas heterogêneas, que está na base da maioria das definições de paisagem (FORMAN e GODRON, 1981; METZGER, 2001; WALZ, 2011). Estas formas heterogêneas, portanto, são definidas por diferentes elementos constituintes da paisagem, portanto quanto maior for a heterogeneidade da paisagem, maiores serão as diferenças nos tipos de uso do solo encontrados (METZGER, 2001), indicando a variabilidade nas propriedades do sistema.

A configuração da paisagem está ligada à quantidade e distribuição das formas de uso e cobertura da terra (WALZ, 2011). A quantidade de mata existente, ou a quantidade de uma determinada matriz antrópica e a forma como estão dispostas no ambiente podem influenciar diversos processos ecológicos, como fluxo gênico, cadeias alimentares ou o deslocamento de espécies no espaço (FORMAN e GODRON, 1981; BOSCOLO et al., 2008). Por exemplo, quanto maior a área do fragmento, maior é a probabilidade de um determinado recorte espacial abrigar formas de vida diversas e saudáveis (SAUNDERS et al., 1991; ARREHENIUS, 1921). Em relação à forma, quanto mais arredondado for o fragmento, menor é a quantidade de borda em relação à área total, portanto menor será a possibilidade da ocorrência do efeito de borda, ou quanto mais alongado for o fragmento, ou seja, mais distante de uma circunferência, maior será a ocorrência do efeito de borda (SAUNDERS et al., 1991; METZGER et al., 2008).

As dinâmicas espaciais podem levar ao aumento ou redução no tamanho relativo do remanescente (SILVA et al., 2016), enquanto as alterações na estrutura do fragmento podem variar de acordo com o uso da terra predominante na borda, bem como em relação à presença de

elementos não naturais como fogo, espécies vegetais e animais exóticas invasoras, etc., gerando uma composição e riqueza de espécies diferentes do original.

Uma forma de abordar como a paisagem pode interferir na dinâmica de florestas secundárias é avaliar se a conectividade, um importante parâmetro da estrutura da paisagem, pode ter influenciado na diversidade e na estrutura da vegetação existente em fragmentos florestais (FAHRIG, 2013). O termo conectividade foi introduzido por Merriam (1984) e formalizado por Taylor et al. (1993), originalmente definido como o grau com que a paisagem facilita ou impede o movimento dos organismos entre fragmentos-fonte. Essa definição destaca que os tipos, quantidade e arranjo das manchas de habitat e da matriz influenciam o movimento e, por último, as dinâmicas populacionais e a estrutura da comunidade (TAYLOR et al., 2006). Os autores também destacam que existem três componentes essenciais da conectividade: (I) padrões e comportamentos de movimento das espécies, (II) o tamanho e disposição dos fragmentos fonte, e (III) a matriz.

Podem ser distinguidos dois tipos de conectividade, estrutural e funcional. A primeira descreve relações físicas entre as manchas, como as distâncias entre elas e os corredores. É baseada completamente na estrutura da paisagem, ignorando as respostas dos organismos. A conectividade funcional, por outro lado, considera as respostas comportamentais aos elementos da paisagem junto com a estrutura espacial.

A conectividade estrutural pode ser definida e quantificada baseada na distância entre os fragmentos, densidade, complexidade, largura e qualidade de redes de corredores, densidade de *stepping stones* e permeabilidade da matriz predominante na paisagem (METZGER e DÉCAMPS, 1997). Ela está associada à contiguidade do habitat, podendo ser medida por uma análise da estrutura da paisagem, sem considerar qualquer característica dos organismos de interesse (TISCHENDORF e FAHRIG, 2000a).

Neste trabalho, o termo conectividade foi adotado para cada fragmento, no seu sentido estrutural, o que significa que foram consideradas conectadas as áreas que possuem corredores conectando-as com áreas-fonte, com elevada proporção de cobertura vegetal nativa no entorno, e áreas isoladas as manchas que não apresentam conectividade estrutural, ou seja, não estão interligadas por corredores a qualquer fragmento considerado como fonte, com reduzida cobertura vegetal nativa no entorno (UEZU et al., 2005).

2.4. Conectividade e diversidade da vegetação

Em qualquer escala espacial, existem ambientes capazes de suportar diferentes formas de vida, intercalados em matrizes mais ou menos inóspitas (ERIKSSON e EHRLÉN, 2001).

Como consequência, para grande parte das espécies de plantas, um habitat fragmentado representa a restrição de um local de disputa onde a dinâmica de populações, processos ecológicos, adaptação e evolução irão ocorrer (MURPHY e LOVETT-DOUST, 2004).

Desta maneira, diferentes fatores e processos poderão determinar a presença de espécies nativas regenerantes em florestas tropicais. Em uma escala local, o histórico de uso da terra irá influenciar parâmetros da floresta como a composição, estrutura e função das áreas em regeneração (URIARTE e CHAZDON, 2016; GUARIGUATA e OSTERTAG, 2001). Em uma escala de paisagem, a presença de remanescentes de vegetação funciona como fonte de sementes viáveis, tanto nos estágios iniciais da regeneração como nos mais avançados (HOLL, 1999).

Como a conectividade é diretamente influenciada pela existência de manchas de habitat no entorno, é esperado que áreas mais conectadas sejam mais transitáveis para diferentes organismos em um ecossistema, facilitando os fluxos biológicos e principalmente a dispersão de sementes pela paisagem. Isso porque a maior parte das espécies de árvores tropicais é dispersa por animais (HOWE e SMALLWOOD, 1982; ALMEIDA-NETO et al., 2008), portanto a existência de agentes dispersores na paisagem e a densidade de corredores ecológicos pode influenciar na chance de chegada de sementes em novas áreas (DAMSCHEIN et al., 2006; BOSCOLO et al., 2008; FAHRIG, 2013).

O modelo teórico hipotético proposto por Metzger e Décamps (1997) exemplifica a relação esperada entre a proporção de cobertura florestal no entorno e a diversidade de plantas (Figura 2), onde a diversidade de espécies varia em etapas. Na primeira, os fragmentos estão bem conectados, e grande parte das espécies ocorre como uma única população. Ao passo que a proporção de habitat diminui, aumenta a fragmentação e diminui a conectividade estrutural da paisagem. Quando a proporção de habitat chega a um limiar crítico e, para um grande número de espécies, as taxas de extinção superam as de recolonização, a biodiversidade regional diminui repentinamente (METZGER e DÉCAMPS, 1997; BANKS-LEITE et al., 2014).

Figura 2. Modelo conceitual associando biodiversidade e proporção de habitat. Este modelo sugere a hipótese de existência de uma fase de transição onde uma diminuição abrupta

na proporção de habitat disponível ocorre para uma proporção crítica de habitat, P_c , levando a declínios na biodiversidade (METZGER e DÉCAMPS, 1997).

Em estudo na bacia do rio Jacaré-Pepira, no centro do estado de São Paulo, próximo a bacia do Rio Araquá, localidade selecionada para esta pesquisa, Metzger (1997) analisou a influência de padrões estruturais da paisagem com a diversidade de plantas vasculares. Foi encontrada correlação entre a diversidade de plantas, a conectividade florestal - representada pela densidade de corredores e *stepping stones* - e o mosaico da paisagem. As espécies de plantas dispersas pela fauna obtiveram relação com a quantidade e localização das manchas de vegetação, sendo possível observar a importância da permeabilidade da paisagem para a efetivação dos processos ecológicos. Nessa mesma área de estudo, Metzger (2000) encontrou relações entre as métricas *boundary complexity* e conectividade do fragmento com a riqueza de grupos funcionais e a diversidade total de plantas, indicando haver relações passíveis de identificação entre a estrutura da paisagem e a biodiversidade.

2.5. Mata Atlântica

Estima-se que a extensão territorial ocupada originalmente pela Mata Atlântica era de 150 milhões de hectares, sendo uma das maiores florestas tropicais e uma das mais diversas do mundo. A variedade de Angiospermas catalogadas para este domínio é de 15561 espécies (FLORA DO BRASIL 2020, 2017; LIMA et al., 2015), contando que isso é uma estimativa do pouco que restou desta formação. Da área primitiva ocupada por este Domínio Tropical Atlântico (AB'SABER, 2003), distribuída ao longo de 17 estados, restaram aproximadamente 15 milhões de ha de florestas (11.26%) e 660 mil ha de restingas e mangues (0.47%), ou seja, 88.27% da vegetação primária foi suprimida (RIBEIRO et al., 2009).

Dos 11,26% remanescentes, grande parte está concentrada em regiões de difícil acesso e/ou em áreas protegidas, normalmente associadas aos maiores fragmentos. Deste total, 13% ocorrem na Serra do Mar, distribuídos em três grandes remanescentes. O restante está distribuído em 245.173 fragmentos, sendo que 204.469 são menores que 50 hectares (20.2% da área total e 83% do número total de fragmentos) (RIBEIRO et al., 2009).

Os remanescentes menores têm importância fundamental para o fluxo de biodiversidade, pois funcionam como uma rede e conectam manchas pequenas e isoladas na paisagem, o que facilita os fluxos biológicos, reduzindo riscos de extinção e servindo como refúgio contra distúrbios antrópicos (METZGER, 1997; FARAH et al., 2017; BOSCOLO et al., 2008).

É possível afirmar, portanto, que a Mata Atlântica se trata de um ambiente em estado avançado de degradação e fragmentação. Esse processo foi intensificado no Brasil a partir do

século XVI, e no estado de São Paulo a partir de meados do século XIX, muito em função da implantação de monoculturas como café, cana e pastagens, que substituíram as áreas naturais (DEAN, 1977).

De acordo com último Inventário da Vegetação Nativa (SIFESP, 2010), no estado de São Paulo existem cerca 4.343.718 hectares (Figura 3) de cobertura arbórea remanescente (17,5% do território paulista). Desse total, 26% é ocupado pela Floresta Estacional Semidecidual (1.127.419 ha).

Figura 3. Remanescentes de vegetação nativa no estado de São Paulo, com destaque para a localização da área de estudo no retângulo vermelho. Fonte: Inventário da Vegetação Nativa do Estado de São Paulo (SIFESP, 2010).

Na porção da Mata Atlântica no interior do estado de São Paulo, onde predomina a formação da Floresta Estacional Semidecidual (SIFESP, 2010; VELOSO et al., 1992), a ocupação humana produziu um mosaico de diferentes usos da terra, onde as manchas de vegetação se restringiram a pequenas áreas protegidas, terrenos declivosos não mecanizáveis, terras improdutivas ou impróprias para a atividade agrícola (AB'SABER, 2000).

Estas manchas apresentam diferentes características do ponto de vista da estrutura da paisagem, como tamanho, forma, conectividade e uso da terra dominante, que podem influenciar no estado de conservação da vegetação remanescente (METZGER, 1999; SÃO PAULO, 2008). São paisagens em que a matriz predominante de uso da terra é a pecuária extensiva de gado, ocupando aproximadamente 6,9 milhões de hectares (33% da área do estado), seguida pela cana-de-açúcar, com cerca de 6,3 milhões de hectares (30% da área do estado) (IEA, 2017). Estas áreas

ainda apresentam elevado grau de fragmentação, sendo que os remanescentes menores que 20 hectares representam 80% do total de fragmentos existentes no estado (NALON et al., 2008).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Região de estudo

3.1.1. Localização e caracterização

As áreas selecionadas para este estudo estão situadas na bacia hidrográfica do Rio Araquá, um afluente da margem direita do baixo curso do Rio Piracicaba (SP), na região hidrográfica do Médio-Tietê, importante afluente da bacia do Paraná, localizada nos municípios de Charqueada, São Pedro e Águas de São Pedro, com área aproximada de 280 km². Este rio nasce no município de São Pedro, onde está localizada a maioria dos cursos d'água e remanescentes de vegetação. No seu médio curso, desaguam o Córrego Boa Vista e o Córrego da Grama, que têm suas nascentes e bacias de drenagem situadas em Charqueada. É uma bacia fundamental para este município, que depende exclusivamente destas águas para o abastecimento público da maior parte de sua população¹.

O setor focado neste trabalho está situado no alto curso desta bacia, entre as coordenadas geográficas 22°30' S e 47°55' W, onde existe um grande remanescente de Floresta Estacional Semidecidual no interior do estado, associado a pequenas manchas de vegetação, em diferentes estágios sucessionais e condições de paisagem (Figura 4) (SÃO PAULO, 2008; 2013; SIFESP, 2010).

¹ Informação obtida do Relatório Síntese do Plano Municipal de Saneamento Básico e Plano Municipal de Gestão Integrada dos Resíduos Sólidos (período 2016-2035) do município de Charqueada/SP, entregue à prefeitura no ano de 2015.

Figura 4. Localização da região de estudo: alta bacia do Rio Araquá, região das cuestas, Charqueada e São Pedro, estado de São Paulo.

Esta região está situada no contato entre a Depressão Periférica Paulista (Figura 5a), definida como uma área deprimida, que surge quando há o contato entre terrenos sedimentares e o embasamento (GUERRA, 1978). Essa formação configurou um relevo denominado cuestas arenítico-basálticas (Figura 5b), caracterizada por formas de relevo com tamanhos e formatos diferentes, constituídos por sucessivas camadas alternadas com diferentes capacidades de resistir a processos erosivos físicos e químicos e que se inclinam em determinada direção. Este declive é suave no reverso, e possui um corte abrupto na frente da cuesta (GUERRA, 1978).

A frente de cuesta é uma área em processo erosivo constante e intenso, sendo alvo de diversos estudos referentes ao fenômeno da erosão (FULFARO et al., 1967; PENTEADO, 1968; SÁNCHEZ, 1969; PINHEIRO, 2009; SOUZA e PEREZ FILHO, 2016). É formada pelo reverso, que corresponde a uma vertente de declive suave; a cornija, um abrupto saliente capeado por uma camada de rocha dura (GUERRA, 1978); e o tálus, que é a rampa no sopé do *front* formado pela deposição do material erodido das camadas superiores, com declividades entre 5 e 15% (PINHEIRO, 2009) (Figura 5c).

A

B

C

Figura 5. A) Divisão Geomorfológica do Estado de São Paulo. Fonte: IPT, 1981; B) Perfil geomorfológico do estado de São Paulo. Fonte: IPT, 1981; Estrutura concordante inclinada – “cuesta” – na qual há alternância de camadas duras e tenras. As camadas tenras são mais facilmente atacadas e destruídas pela erosão. Fonte: GUERRA (1978).

A dinâmica acelerada das deposições e dos diferentes processos erosivos fez com que se formassem diversas feições morfológicas ao longo dos cursos d’água, com materiais distintos e de diferentes períodos. De acordo com o mapa morfopedológico da Alta Bacia do Rio Araquá, existem sete unidades do relevo predominantes na região.

A maior parte dos remanescentes de vegetação está localizada sobre três tipos de formações. Formações de arenitos da Formação Botucatu e basaltos da Formação Serra Geral, apresentando neossolos litólicos, cambissolos e afloramentos rochosos. As áreas de várzea, onde existe uma vegetação diferente em função da umidade, muitas vezes formando brejos ao longo dos canais de drenagem e nos fundos de vale, e algumas formações de morros e colinas. É composta por arenitos da Formação Pirambóia e depósitos aluvionares junto aos cursos d’água. O solo é dominado por argissolos, neossolos litólicos, gleissolos e neossolos flúvicos (PINHEIRO, 2009). Dessa forma, os locais com alta declividade ou localizados em zonas ripárias concentram a maior parte da cobertura vegetal existente na área de estudo.

De acordo com a classificação climática de Köppen mais recente para o Brasil (ALVARES et al., 2013), a Alta Bacia do Rio Araquá possui dois tipos climáticos predominantes: Cfa, que é subtropical úmido, clima oceânico, sem estação seca e com verão quente; e Cwa, que é subtropical úmido, com inverno seco e verão quente. Isso significa que o mês mais seco pode apresentar precipitação acima de 40 mm, e o mês mais quente temperatura maior ou igual a 22°C. Em síntese, o que se tem são chuvas concentradas a partir do mês de outubro, até meados de março. O período seco possui uma entrada bem marcada, mas frequentemente intercala-se com eventos intensos de precipitação (Figura 6). Para caracterizar o regime hidrológico, foi utilizado

como referência o município de Charqueada, em função da estação de medição estar localizada mais próxima à região de estudo.

Figura 6. Precipitação média mensal entre os anos de 1939 à 2000 em uma estação de medição localizada no município de Charqueada/SP. Fonte. Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo (DAEE).

3.1.2. Tipos de vegetação

Para caracterizar os tipos de vegetação existentes na área de estudo, foi utilizado como base primeiramente o Manual Técnico da Vegetação Brasileira (MARTINS e CAVARARO, 2012), e o mapa de biomas do IBGE (IBGE, 2004). São classificações mais gerais, em escala de 1:5.000.000, o que não necessariamente indica que a fitofisionomia encontrada em campo será exatamente a mesma do mapeamento. De acordo com estas referências, a região está parcialmente abrangida pelo domínio da Mata Atlântica, enquanto a maior parte está delimitada como pertencente ao domínio do Cerrado. No entanto, a fitofisionomia predominante na área é a Floresta Estacional Semidecidual, pertencente ao domínio Mata Atlântica, ocorrendo apenas pequenas manchas ocasionais de Cerrado, conforme é possível constatar em classificações estaduais (KRONKA et al., 2005; SIFESP, 2010) e estudos locais (RODRIGUES, 1992; KOTCHETKOFF-HENRIQUES e JOLY, 1994; RODRIGUES, 1998).

Em revisão específica sobre a região das cuestas, Rodrigues (1999) caracterizou essa formação por um dossel irregular, onde predominam as famílias Anacardiaceae, Apocynaceae, Fabaceae, Lauraceae, Lecythidaceae e Malvaceae, principalmente, variando de 15 a 20 metros de altura, com alguns indivíduos emergentes se destacando entre 25 e 30 metros. O sub-bosque é dominado pelas Meliaceae, Rutaceae, Rubiaceae, Euphorbiaceae, Sapindaceae e Myrtaceae.

A vegetação existente na escarpa da cuesta possui um aspecto definido pelo relevo e pela ocupação humana. Devido a frequentes movimentações de solo, podem apresentar espécies vegetais dos estágios iniciais de sucessão, quando ocorre algum tipo de perturbação (KOTCHETKOFF-HENRIQUES e JOLY, 1994). A limitação e variação das condições edáficas também podem afetar a frequência e ocorrência de espécies vegetais. Solos mais rasos e com afloramentos rochosos podem apresentar indivíduos dos estágios iniciais de sucessão, e a variação de altitude também influencia diretamente a composição das espécies arbóreas (GANDOLFI e COLETTI JR., 1992).

Dessa maneira, é possível afirmar que a área apresenta um contexto de transição, e indica a relação das formas de crescimento com a diversidade de ambientes existentes. As variações pedológicas existentes nas alternadas feições do relevo são características de uma área antiga, formada por depósitos sedimentares de diferentes origens, altamente susceptíveis a processos erosivos, com altitudes que variam de 600 a mais de 1000 metros de altitude (PINHEIRO, 2009). Essas condições de altitude, solo, temperatura e umidade, por serem diversas em um gradiente espacial relativamente pequeno, sugerem a presença da floresta paludosa nas áreas ciliares e espécies características de Floresta Estacional Semidecidual e Decidual nas áreas declivosas (RODRIGUES, 1999).

3.2. Coleta dos dados

3.2.1. Análise temporal da cobertura florestal

Para realizar a análise temporal da variação na cobertura florestal referente ao objetivo 1, foram adquiridas imagens do ano de 1972, pertencentes ao Instituto de Pesquisas Tecnológicas, e imagens atuais do satélite Planet, para extrair um dado quantificado e espacializado referente à cobertura vegetal na área selecionada para este estudo, e que pudesse descrever as possíveis alterações nos padrões de uso e cobertura da terra nos últimos 50 anos. Para isto, as análises e procedimentos foram embasados no Manual Técnico de Uso da Terra (IBGE, 2013) e referências auxiliares que realizaram procedimentos similares para a mesma finalidade (SILVA et al., 2008; LIRA et al., 2012). Algumas alterações foram necessárias no decorrer do processo, e seguiram as etapas descritas na Figura 7.

Figura 7. Etapas do mapeamento digital da região de estudo. Fonte: IBGE, 2013.

O levantamento de campo foi realizado para identificar as classes existentes na região, e posteriormente para verificar a exatidão do produto obtido. O levantamento de informações de apoio à classificação foi realizado com base em Kronka et al. (2005) e SIFESP (2010), que são os dois últimos inventários florestais realizados pelo Instituto Florestal do estado de São Paulo, e São Paulo (2013), que é a base de dados referente ao uso e ocupação do solo da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos - 5 (Bacia Piracicaba-Capivari-Jundiaí). A definição preliminar das classes temáticas, portanto, foi realizada por levantamento de campo, análises de dados secundários produzidos até o momento para a região, e análise visual de imagens de satélite.

Para operacionalizar este mapeamento, foi necessário utilizar um procedimento automático, seguido de correção e interpretação visual do material obtido. A primeira etapa, chamada de classificação supervisionada, consiste em um procedimento de extração de informações de uma imagem, para reconhecer os padrões dos pixels e identificar os diferentes elementos que compõem a heterogeneidade da paisagem, de acordo com as classes pré-definidas (CROSTA, 1992). O processo todo se baseia na atribuição de um valor diferente para cada pixel existente em uma imagem, que é composta por milhares de pixels de valores diferentes (CROSTA, 1992). Essa atribuição é feita pelo próprio usuário, que indica para o algoritmo classificador as amostras de cada classe disponível na imagem, isto é, quais valores de cada pixel devem ser incluídos em cada classe criada. Este procedimento foi realizado no software livre

MultiSpec®, cuja especialidade é este tipo de operação, utilizando o algoritmo ECHO (Extraction and Classification of Homogeneous Objects), um classificador espacial-espectral, desenvolvido para imagens multiespectrais (LANDGRABE e BIEHL, 2011).

Após a etapa de classificação supervisionada, o arquivo *raster* obtido foi transformado em vetor, para poder ser editado e proceder as correções manuais realizadas pelo operador do Sistema de Informação Geográfica. O resultado final da classificação foi averiguado pelo índice de Kappa, que mede o grau de concordância entre as amostras, além do que seria esperado pelo acaso (CONGALTON et al., 1983). Para uma classificação supervisionada ser considerada boa, ela deve possuir uma acurácia total superior a no mínimo 85% do total de amostras utilizadas no procedimento (IBGE, 2013).

A fim de se obter um panorama histórico da vegetação existente na área de estudo, buscou-se a base de dados mais antiga disponível e que estivesse acessível para esta pesquisa. Como fruto da parceria entre a ESALQ e o IPT, foram disponibilizadas 23 ortofotos referentes à área de estudo, datadas do ano de 1972. Existe também um sobrevoo mais antigo para o estado, datado de 1962, mas não havia disponibilidade de todas as imagens para a região, o que inviabilizou o uso desta data como comparação. Dessa maneira, procederam-se as análises com base nas ortofotos cedidas pelo IPT. As ortofotos foram obtidas junto ao arquivo do setor de aerofotogrametria, do Centro de Tecnologia em Geociências (CT-Geo), do IPT, em formato físico. O sobrevoo foi realizado no dia 15/08/1972, em escala 1:30000.

As cenas referentes ao ano de 1972 foram digitalizadas em formato .TIF, com resolução de 600 dpi, e georreferenciadas no Sistema de Referência Geodésico da América do Sul (SIRGAS) 2000, fuso 23 sul, no software ArcGIS versão 10.2.2 (ESRI, 2014), com base em pontos de controle obtidos a partir de imagens do Google Earth. Para cada imagem, foram tomados no mínimo quatro pontos de controle, sendo que pontos em comum, derivados da sobreposição de parte das imagens, foram usados como pontos de amarra entre as imagens. O erro residual, que é o erro mínimo admitido para o ponto ser considerado no processo de georreferenciamento, gerado automaticamente por qualquer algoritmo georreferenciador, foi de no máximo cinco. Valores acima de cinco foram descartados, e novos pontos foram inseridos na amostra.

Após o georreferenciamento das imagens, foram eliminadas as feições indesejáveis existentes nas ortofotos, como cabeçalhos, rodapés e bordas pretas, para então proceder com a criação do mosaico com as imagens já georreferenciadas. Este procedimento foi elaborado no software ArcGIS versão 10.2.2 (ESRI, 2014), que retorna um único arquivo *raster*, em formato

.TIF, com as imagens selecionadas para a criação do mosaico agrupadas na ordem determinada pelo usuário.

Foi dada preferência às imagens de melhor qualidade e/ou que mais se ajustaram umas com as outras, na ordem de sobreposição, visando a obtenção da melhor classificação possível, considerando as limitações da resolução espacial e espectral da imagem utilizada. Em função da variação na altitude do voo realizado pelo avião utilizado para a obtenção das imagens, muitas delas possuíam uma pequena diferença na escala espacial, o que fez com que a sobreposição nem sempre fosse perfeita.

Para minimizar o efeito da variação na altitude do voo, o pré-processamento foi feito por análise visual. Na porção norte da bacia, não foi possível preencher completamente o mosaico, pela inexistência da cena referente aquele local. Em função disso, esta área foi suprimida das análises.

Após a elaboração do mosaico, foram coletadas 200 amostras de pixels, referentes a duas classes: mata e outros usos da terra. Isto porque a imagem é em tons de cinza, o que dificulta a definição do tipo exato de uso do solo. Portanto, optou-se por trabalhar com uma classificação mais simples, que possivelmente retornaria um resultado com menor possibilidade de erros.

Para a classe mata, foram selecionados os pixels correspondentes às variadas feições identificadas como vegetação; para outros usos do solo, foram incluídos pixels em variados tons de cinza, que representam as culturas agrícolas, áreas com solo exposto e áreas urbanizadas. Além da qualidade da imagem, a definição das classes se torna complicada, em função do uso do solo nas áreas não ser mais o mesmo atualmente. Após a obtenção do mapa temático classificado, procedeu-se à correção dos erros por interpretação visual, eliminando os pixels atribuídos à classe de vegetação indevidamente.

Para o mapeamento do uso e cobertura da terra atual da paisagem estudada, optou-se pelo uso de três imagens multiespectrais do satélite PlanetScope, com quatro bandas espectrais (RGB, NIR) e resolução espacial de 3 metros (PLANET, 2018).

Para a obtenção de dados espaciais a partir das imagens do satélite Planet, primeiro foram definidas 10 classes de cobertura da terra, referentes à Florestas, Pastagem, Culturas temporárias, Silvicultura, Área urbanizada, Erosões, Áreas de mineração, Corpos d'água, Solo exposto e Indefinido, quando não foi possível identificar o tipo de uso do solo.

O procedimento foi realizado no software Multispec, utilizando o mesmo algoritmo descrito na etapa anterior. Para minimizar os erros do classificador automático, foi realizado um procedimento de extração de feições que pudessem confundir o algoritmo classificador. Para

isso, foram vetorizadas todas as classes, com exceção das florestas e das pastagens, que não apresentavam feições com vértices claramente definidos. Após a classificação, o resultado foi avaliado por interpretação visual. Dessa maneira, conferiu-se maior qualidade ao produto final obtido. O arquivo gerado por este procedimento foi utilizado para identificar e quantificar os diferentes elementos existentes na paisagem atual.

3.2.2. Estrutura da paisagem

Para descrever a estrutura atual da paisagem foi utilizado como *input* os arquivos em formato *raster* obtidos a partir dos mapeamentos da vegetação realizados nas etapas descritas anteriormente. Para isso, as classes foram quantificadas visando obter o panorama atual das diferentes proporções de cobertura da terra no alto curso da bacia do Rio Araquá.

Foram selecionadas métricas em nível de fragmento, e todas as operações referentes a esta etapa foram desenvolvidas no software livre Fragstats (McGARIGAL et al., 2012). As métricas selecionadas para a análise da estrutura da paisagem foram:

- Área:

$$AREA = a_{ij} \left(\frac{1}{10,000} \right)$$

onde a_{ij} é a área do fragmento em metros quadrados;

- Perímetro:

$$PARA = p_{ij}$$

onde p_{ij} é o comprimento da borda, em metros;

- Número de fragmentos: o número de fragmentos em determinada classe de área;

- Forma:

$$SHAPE = \frac{.25 p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}}$$

onde p_{ij} é o perímetro do fragmento, e a_{ij} é a área do fragmento.

O índice de forma pode indicar se um fragmento é mais ou menos arredondado, o que pode fornecer indícios do estado de conservação da área ocupada por vegetação. Quanto mais próximo ao valor de 1, mais circular é o fragmento, e quanto mais distante de 1, mais irregular é o fragmento.

Para interpretar este índice, foram criadas 10 classes relativas a intervalos entre os valores obtidos a partir do índice de forma, separados em ≥ 1 e ≤ 2 (classe 1); > 2 e ≤ 3 (classe 2); > 3 e ≤ 4 (classe 3); > 4 e ≤ 5 (classe 4); > 5 e ≤ 6 (classe 5); > 6 e ≤ 7 (classe 6); > 7 e ≤ 8 (classe 7); > 8 e ≤ 9 (classe 8); > 9 e ≤ 10 (classe 9) e > 10 (classe 10). Os valores para este índice variaram de 1 à 26.

- Proximidade:

$$PROX = \sum_{s=1}^n \frac{a_{ijs}}{h_{ijs}^2},$$

onde a_{ijs} é a área do fragmento em metros quadrados dentro de uma distância especificada para o fragmento ij .

O índice de proximidade foi calculado pela métrica PROX, desenvolvida por Gustafson e Parker (1994). Essa métrica exige que o operador selecione um raio em metros, que será a distância máxima em que o algoritmo irá buscar outros fragmentos na paisagem. Quanto mais próximo ao 0, mais isolado o fragmento está, e quanto mais distante do 0, maior é a quantidade de fragmentos no entorno da área focal, de acordo com um raio de busca determinado.

É importante destacar que o conceito de conectividade possui diferentes abordagens, e existem várias maneiras de calcular e interpretar estes índices (TAYLOR et al., 1993; GUSTAFSON e PARKER, 1994; TAYLOR et al., 1997; TISCHENDORF e FAHRIG, 2000a; TISCHENDORF e FAHRIG, 2000b; MOILANEN e HANSKI, 2001; TISCHENDORF e FAHRIG, 2001). A ideia nesta pesquisa não foi avançar no desenvolvimento de um índice, mas utilizar um que fosse capaz de auxiliar no cumprimento do objetivo da pesquisa.

Para interpretar este índice, os resultados foram separados em sete classes relativas a intervalos entre os valores dos índices, sendo elas: ≥ 1 e ≤ 250 (classe 1); > 250 e ≤ 500 (classe 2); > 500 e ≤ 750 (classe 3); > 750 e ≤ 1000 (classe 4); > 1000 e ≤ 10000 (classe 5); > 10000 e ≤ 100000 (classe 6) e > 100000 (classe 7). Os valores variaram de 1,07 a 706.290.

As transformações na classe vegetação ocorridas durante o período delimitado foram aferidas por um procedimento de álgebra de mapas. Para identificar as áreas com aumento da cobertura arbórea, o mapa de vegetação de 1972 foi subtraído pelo mapa de 2018. Dessa maneira, restaram somente as feições identificadas como florestas secundárias. Fazendo o processo inverso, ou seja, subtraindo de 1972 o mapa de 2018, foi possível identificar as áreas em que houve desmatamento no período mapeado.

3.2.3. Dados de vegetação

Seleção dos fragmentos - Para responder ao segundo objetivo, com base nos resultados obtidos a partir dos itens 3.2.1 e 3.2.2, foram selecionados quatro fragmentos com baixa proporção de cobertura vegetal nativa no entorno (Figura 8), isolados estruturalmente na paisagem, e quatro áreas em um fragmento único representado pela escarpa da cuesta (Figura 9), com elevada proporção de cobertura florestal no entorno (Figura 8), onde foi constatado alto índice de conectividade, com base nos procedimentos realizados na etapa 3.2.2, descrita anteriormente.

A

Figura 8. Fragmentos com baixa proporção de cobertura florestal no entorno, selecionados para análise na alta bacia do Rio Araquá, região das cuestas, Charqueada e São Pedro.

B

Figura 9. Fragmentos com elevada proporção de cobertura vegetal nativa no entorno, selecionados para análise na alta bacia do Rio Araquá, região das cuestas, Charqueada e São Pedro.

Para complementar a análise de conectividade e obter um valor que confirmasse o contraste entre as áreas conectadas e isoladas, a proporção de cobertura florestal no entorno dos fragmentos foi quantificada com base em três raios de busca diferentes, sendo eles 100, 500 e 1000 metros a partir da borda de cada fragmento selecionado para análise (Figuras 10 e 11) (FAHRIG, 2013).

Figura 10. Raios de 100, 500 e 1000 metros em torno dos quatro fragmentos com baixa proporção de cobertura vegetal nativa no entorno selecionados para análise na bacia do Rio Araquá, região das cuestas, estado de São Paulo.

Figura 11. Raios de 100, 500 e 1000 metros no entorno dos quatro fragmentos com elevada proporção de cobertura vegetal nativa no entorno selecionados para análise no alto curso da bacia do Rio Araquá, região das cuestas, estado de São Paulo.

Com base na observação das imagens de 1972, foram identificadas áreas em que foi possível constatar a expansão da vegetação nativa até o período atual, portanto comprovadamente florestas secundárias. Com base na observação de imagens do Google Earth e do satélite Landsat, foi possível identificar que na década de 1990 já existiam formações florestais na área. Dessa forma, foi possível inferir que estas florestas apresentam idade aproximada entre 30 e 40 anos.

Para padronizar o tipo de vegetação a ser amostrado, foi realizada uma análise das imagens digitais da região, onde por parâmetros como cor, rugosidade, textura e posição no relevo foi possível fazer uma primeira triagem, e posteriormente em campo, evitou-se áreas alagadas, como brejos e meandros abandonados, dando preferência para áreas de meia encosta, com umidade média e declividade média a acentuada, que são as posições de relevo que mais concentram florestas na região de estudo.

Amostragem da vegetação - Para padronizar a alocação das parcelas, a seleção de cada unidade de avaliação foi baseada em uma grade de 50 x 50 m projetada em toda a paisagem, onde foram sorteados 15 pontos aleatórios dentro de cada fragmento, distando no mínimo 30 metros entre cada um deles, consistindo em uma amostragem estratificada aleatória. Destes 15 pontos, cinco foram sorteados para amostragem dentro de cada fragmento. Após a seleção dos fragmentos, a instalação das parcelas manteve sempre que possível uma distância mínima de 30 metros para o interior da floresta, para evitar o efeito de borda.

Em cada uma das oito áreas, foram instaladas cinco parcelas, de 4x25 m para os indivíduos do estrato superior ($CAP \geq 15$ cm e $H \geq 50$ cm) e cinco parcelas de 1x25 m para os indivíduos do estrato inferior ($CAP < 15$ cm) da floresta, totalizando 40 parcelas de cada estrato com área total amostrada de 0,4 ha para o estrato superior e 0,1 ha para o estrato inferior. Para as análises comparativas, cada fragmento incluído na análise foi considerado uma unidade amostral, portanto oito unidades amostrais, com cinco parcelas (unidades de avaliação) em cada uma delas.

O trabalho de campo foi iniciado em novembro de 2017 e finalizado em julho de 2018. Foram necessárias quarenta e cinco idas à campo para o levantamento de todas as informações, contando desde os campos de reconhecimento para a avaliação da viabilidade dos levantamentos de campo e seleção dos fragmentos e das parcelas até o fim do período de coletas.

Para o levantamento das informações, foram utilizados trena de 25 metros de comprimento para a demarcação da parcela, fita métrica de 150 centímetros para a medição do CAP, podão para corte em altura com extensão de seis metros, alicate de poda, câmera fotográfica Nikon® modelo Coolpix L110 e o aplicativo Avenza Maps® para a obtenção das coordenadas em campo com aparelho celular.

As amostras botânicas coletadas foram prensadas e secas de acordo com a metodologia de MARTINS e CAVARARO (2012) e MUELLER-DOMBOIS e ELLENBERG (2003). Após esta etapa, todos os materiais coletados foram depositados, analisados e identificados até o nível de espécie quando possível no Herbário da Escola Superior de Agronomia (ESA), de acordo com APG IV (2016).

Como critério de inclusão, na parcela menor foram considerados indivíduos do estrato inferior os que apresentaram altura igual ou superior a 50 cm do solo e CAP < 15 cm. Os indivíduos do estrato superior foram considerados os que tivessem CAP ≥ 15 cm. A metodologia foi baseada no Protocolo de monitoramento para programas e projetos de restauração florestal (RODRIGUES et al., 2013) e na Portaria CBRN 01/2015, considerando o disposto no artigo 16 da Resolução SMA 32/2014, que define orientações, diretrizes e critérios para a restauração ecológica no estado de São Paulo.

Cada espécie foi caracterizada quanto a síndrome de dispersão, classe sucessional e densidade da madeira. Para a síndrome de dispersão e a classe sucessional foi utilizada a Lista de Espécies Indicadas para Restauração Ecológica no Estado de São Paulo (BARBOSA et al., 2015).

Para caracterizar a síndrome de dispersão, as espécies vegetais foram classificadas de acordo com o tipo predominante de dispersão de suas sementes: espécies zoocóricas (aquelas dispersas por animais) e não-zoocóricas (dispersas por fatores abióticos) (PIJL, 1982). As classes sucessionais utilizadas foram espécies pioneiras (espécies que possuem tolerância à luz nos estágios iniciais de vida e crescimento rápido) e espécies não pioneiras (espécies incluídas nas categorias de secundárias iniciais e tardias e clímacas), adaptado de Gandolfi (2000). Para classificar cada espécie nesses dois grupos funcionais foram utilizadas as informações disponíveis na literatura (BARBOSA et al., 2015). Os dados de densidade da madeira foram obtidos da base de dados mundial de espécies Neotropicais de Chave et al. (2014) (<http://datadryad.org/handle/10255/dryad.235>).

3.3. Análise dos dados

3.3.1. Análise da paisagem

Para atender ao objetivo específico 1, *identificar áreas de expansão de florestas secundárias e quantificar as alterações na cobertura florestal em uma escala temporal da paisagem*, foi utilizada a estatística de Kappa e valores absolutos das métricas de paisagem obtidas no Fragstats.

A estatística de Kappa é um método utilizado para avaliar a concordância entre a verdade terrestre e o mapa temático, obtido a partir da interpretação visual de imagens de satélite. O valor de Kappa é obtido por meio de equações e seu resultado é comparado a valores existentes em uma tabela, que qualifica o mapa temático nas classes péssima ($K < 0,00$), ruim ($0,00 < K < 0,80$) e excelente ($0,80 < K < 1,00$).

Com base nas classes de cobertura da terra pré-definidas, reconhecidas pelo algoritmo classificador (ECHO), são determinados valores centrais e a variabilidade de cada banda (R, G, B) para cada classe. Esta informação permite ao processo determinar a probabilidade de uma célula ao acaso em um pacote de bandas pertencer a uma determinada classe do treinador. A probabilidade depende da distância do valor da célula para o valor central da classe, e o tamanho e forma das classes no espaço espectral.

Para avaliar estatisticamente a exatidão do mapeamento temático, utiliza-se a estatística Kappa extraída de uma matriz de erro, conforme descrito por Landis e Koch (1977) e Moreira (2005), obtida por meio das equações:

$$K = \frac{Po - Pc}{1 - Pc} \quad (1) \quad Po = \frac{\sum_{i=1}^M n_{ii}}{N} \quad (2) \quad Pc = \frac{\sum_{i=1}^M n_{i+} n_{+i}}{N^2} \quad (3)$$

Nesta fórmula, Po representa a exatidão geral; Pc, a proporção de unidades que coincidem ao acaso; M, a quantidade de classes existentes na matriz de erro; n_{ij} , o número de observações na linha i e na coluna j; n_{i+} e n_{+i} , os totais marginais da linha i e da coluna j, respectivamente; e N, o número total de unidades amostrais abrangidas pela matriz. O valor da estatística Kappa pode então ser definido pela equação descrita acima, e pode ser comparado em classes de acurácia, sendo que de 80% a 100% a classificação é considerada de boa à excelente.

A estatística de Kappa indicou exatidão de 94% para as amostras de treinamento (Tabela 1), e 96,7% para as amostras de teste (Tabela 2), comprovando que houve elevada acurácia no resultado final obtido a partir da classificação supervisionada (CONGALTON et al., 1983; LANDIS e KOCH, 1977).

Tabela 1. Desempenho das classes de treinamento para a imagem de 1972.

Nome da classe	Acurácia de referência (%)	Número de amostras	Amostras na classe "Mata"	Amostras na classe "Outros usos da terra"	Área ocupada pela classe (ha)
Mata	98,1	90439	88702	1737	3.079.470
Outros usos da terra	96,0	96979	3925	93054	16.885.810
TOTAL		187418	92627	94791	19.965.280
Acurácia de referência (%)			95,8	98,2	

Tabela 2. Desempenho das classes de teste para a imagem de 1972.

Nome da classe	Acurácia de referência (%)	Número de amostras	Amostras na classe "Mata"	Amostras na classe "Outros usos da terra"	Área ocupada pela classe (ha)
Mata	97,5	118606	115651	2955	3.079.470
Outros usos da terra	99,3	108051	800	107251	16.885.810
TOTAL		226657	116451	110206	19.965.280
Acurácia de referência (%)			99,3	97,3	

Para a classificação supervisionada da imagem de 2018, foi obtido um índice de Kappa de 99.4% para as amostras de treinamento (Tabela 3), e 98.7% para as amostras de teste (Tabela 4), o que indicou que também houve elevada acurácia na classificação supervisionada.

Tabela 3. Desempenho das classes de treinamento para a imagem de 2018.

Classe	Acurácia de referência (%)	Número de amostras	Amostras na classe "Floresta"	Amostras na classe "Pastagem"	Amostras na classe "Fundo"	Área ocupada pela classe (ha)
Mata	98,7	173923	171654	491	1778	3.079.470
Pastagem	100	130923	0	130923	0	16.885.810
Fundo	100	253904	0	0	253904	
TOTAL		558750	171654	131414	255682	19.965.280
Acurácia de referência (%)			100	99,6	99,3	

Tabela 4. Desempenho das classes de teste para a imagem de 2018.

Classe	Acurácia de referência (%)	Número de amostras	Amostras na classe "Mata"	Amostras na classe "Pastagem"	Amostras na classe "Fundo"	Área ocupada pela classe (ha)
Mata	97,5	196608	191641	442	4525	6.720.958
Pastagem	100	148937	0	148937	0	9.709.778
Fundo	100	256244	0	0	256244	16.388.593
TOTAL		601789	191641	149379	260769	1.965.280
Acurácia de referência (%)			100	99,7	98,3	

As métricas de paisagem selecionadas foram comparadas em relação ao valor obtido diretamente no software Fragstats versão 4.2.1 (McGARIGAL et al., 2012), sendo elas a área

total de vegetação presente na paisagem, a porcentagem de variação no período considerado, o número dos fragmentos existentes na área, o fator de forma e uma medida de conectividade e isolamento, a métrica PROX. Essas métricas foram utilizadas para a descrição da estrutura da paisagem, e a comparação entre os valores obtidos no mapa de vegetação de 1972 e de 2018 permitiram analisar a variação na estrutura da paisagem.

Com base em um procedimento de álgebra de mapas, foi calculado o valor real de quantos hectares de novas florestas surgiram, bem como o valor real de quantos hectares de florestas antigas foram desmatados neste processo. Para identificar as novas florestas que surgiram no período considerado, o mapa de 1972 foi subtraído do mapa de 2018, restando apenas as florestas que regeneraram. Já para identificar as áreas de floresta que foram suprimidas, foram reconhecidas as feições mapeadas em 1972 e que coincidiram com áreas mapeadas em 2018, sendo suprimidas do mapa de vegetação de 1972, restando apenas as áreas que existiam em 1972 e não foram identificadas em 2018.

3.3.2. Análise da vegetação

Para atender aos objetivos 2 e 3 - avaliar como variam a riqueza, diversidade, composição, grupos funcionais e densidade do estrato superior e inferior da vegetação entre áreas com alta e baixa proporção de cobertura florestal no entorno - foram realizadas as análises para os indivíduos arbustivo-arbóreos do estrato superior e para os indivíduos habitantes do estrato inferior da floresta, separadamente.

Para comparar a diversidade de espécies em relação ao número de amostras realizadas, foram utilizadas curvas de rarefação. De acordo com Magurran (2013), as curvas de rarefação representam a média de repetidas reamostragens (no presente trabalho utilizamos 100 reamostragens) de todos os indivíduos ou amostras agrupadas e são usadas para comparar a riqueza de espécies de duas ou mais comunidades em um nível comum mais baixo de abundância (MAGURRAN, 2013). Sua principal função é comparar a diversidade de espécies em uma ou mais comunidades ou conjuntos de dados. Ela deve ser vista da direita para a esquerda, ao contrário da curva de acumulação de espécies, que é interpretada da esquerda para a direita. Essa análise associa o número de espécies novas registradas conforme novas unidades amostrais ou mais indivíduos são adicionados na amostragem, e as plota em um gráfico, onde a curva toma um formato ascendente no início e tende a se estabilizar ou não, conforme a quantidade de novas espécies varia (MAGURRAN, 2013; SCHILLING, 2007). As análises de rarefação foram baseadas no número de indivíduos de cada espécie.

Para comparar a comunidade de plantas entre as áreas com alta e baixa proporção de cobertura vegetal nativa no entorno, foram elaboradas curvas de dominância-diversidade de espécies, onde a diversidade foi representada por gráficos de abundância relativa das espécies encontradas em cada parcela. Nessa análise, a abundância relativa de cada espécie é ranqueada e plotada de forma decrescente (MAGURRAN, 2013) e o formato das curvas obtidas permite comparar as áreas quanto à riqueza, abundância, dominância relativa e a equabilidade entre as espécies. Para as áreas com alta e baixa proporção de cobertura vegetal nativa no entorno, as curvas foram comparadas pelo AIC e selecionada a distribuição que gerou o menor valor de AIC (BATISTA, 2009).

A partir dos dados de riqueza e abundância foram calculados três parâmetros para caracterizar a diversidade biológica: o índice de diversidade de Shannon (H') (SHANNON e WEAVER, 1949), o índice de dominância de Simpson ($1-D$) (SIMPSON, 1949) e a equabilidade de Pielou (J') (PIELOU, 1975).

O índice de diversidade de Shannon (SHANNON e WEAVER, 1949) é derivado da Teoria da Informação, e é baseado na lógica de que a diversidade pode ser medida da mesma maneira como um código é decifrado, assumindo que os indivíduos de determinada comunidade foram amostrados aleatoriamente (MAGURRAN, 2013). É calculado pela seguinte fórmula:

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

onde p_i é a proporção de indivíduos encontrados na “ i -ésima espécie”.

Analisando somente a riqueza de uma determinada área, o peso das espécies raras é máximo, já que independentemente da quantidade de indivíduos, cada espécie vale apenas 1. O índice de Shannon, por outro lado, atribui peso intermediário à riqueza (MELO, 2008), considerando também o número de indivíduos e a frequência de ocorrência de determinada espécie. Em comunidades naturais com diversidade considerável, os valores resultantes para H' normalmente variam de 1,5 a 3,5 (MARGALEF, 1972).

O índice de dominância de Simpson (SIMPSON, 1949) calcula a probabilidade de dois indivíduos ao acaso, retirados de forma aleatória de uma comunidade infinitamente grande, pertencerem à mesma espécie (MAGURRAN, 2013), e é calculado pela seguinte fórmula:

$$D = \frac{1}{\sum p_i^2}$$

onde p_i = proporção de indivíduos na i -ésima espécie.

Este índice é afetado pela abundância de espécies, o que significa que ele atribui maior peso a espécies comuns, dando um peso relativamente menor para as espécies raras. Utilizando o complemento (1-D) ou o recíproco (1/D), o valor deste índice aumenta conforme a comunidade estudada se torna mais uniforme, ou seja, mais diversa e com menor dominância de poucas espécies (MAGURRAN, 2013; MELO, 2008). Seus valores variam de 0 a 1, sendo que 1 indica uniformidade máxima na amostra.

A equabilidade de Pielou (PIELOU, 1975) é uma medida derivada do índice de Shannon, que leva em consideração também o grau de uniformidade na abundância de espécies. É obtido a partir da seguinte fórmula:

$$J' = H'/H_{max} = H'/\ln S$$

O termo diversidade biológica foi utilizado nesse trabalho como a riqueza e abundância de espécies ocorrendo em uma determinada área de estudo (MAGURRAN, 2013). É importante definir este conceito, pois os dois componentes, riqueza e abundância, serão a base para a composição dos índices de diversidade.

A riqueza da área é o número de espécies ocorrendo no mesmo local (MCINTOSH, 1967). Neste estudo, a riqueza foi apresentada em valores absolutos para caracterizar as áreas amostradas como um todo, e tratada como riqueza média de espécies por área para realizar as análises estatísticas.

O parâmetro abundância pode ser relativo ao número de indivíduos de cada espécie, classe sucessional ou grupo ecológico em uma área delimitada (MAGURRAN, 2013). Este parâmetro foi tratado como a densidade absoluta, obtido a partir do número total de indivíduos em cada parcela transformado em número de indivíduos por hectare seguindo a fórmula:

$$N_{HA} = (n_i * 10000) / Tp$$

Onde N_{HA} é a densidade absoluta, n_i é o número total de indivíduos em cada parcela, e Tp é a área da parcela, podendo ser 100 m² (para o estrato superior) ou 25 m² (para o estrato inferior).

Em relação ao estágio de sucessão, em função de haver diferentes classificações para os estágios sucessionais das espécies vegetais, optou-se por classificar as espécies em pioneiras, que inclui as espécies do primeiro estágio da sucessão, intolerantes à sombra, e não pioneiras, que

inclui as espécies tolerantes à sombra. Esta classificação foi baseada na lista oficial de espécies indicadas para restauração ecológica no estado de São Paulo (BARBOSA et al., 2015).

Para os indivíduos do estrato superior foi calculada a biomassa acima do solo de cada parcela, a partir da equação desenvolvida por Chave et al. (2009) e exemplificada em Cesar et al. (2018). Para o cálculo foi utilizada a densidade da madeira, a altura e o diâmetro à altura do peito de cada indivíduo. A biomassa foi expressa em toneladas por hectare (ton/ha).

Para verificar como os fragmentos com alta e baixa proporção de cobertura vegetal nativa no entorno se agruparam quanto à composição de espécies, foi utilizada a análise NMDS (*non-metric multidimensional scaling*) a partir da matrix de similaridade de Jaccard entre as parcelas.

As mesmas variáveis foram utilizadas para analisar a diversidade em ambos os estratos, exceto a biomassa, que só foi calculada para os indivíduos do estrato superior em função de necessitar dos dados de altura e diâmetro, que não foram medidos nos indivíduos do estrato inferior.

Para verificar a normalidade dos resíduos dos dados, as variáveis riqueza, abundância, síndrome de dispersão, estágio sucessional e biomassa foram submetidas ao teste de Shapiro-Wilk. Se o valor de p foi maior que 0,05, os dados foram considerados normais. Para verificar a homocedasticidade dos dados, foram aplicados os testes de Levene e Bartlett. Novamente, os valores de p acima de 0,05 indicaram dados homocedásticos. Portanto, em caso de os resíduos dos dados serem paramétricos, realizou-se um teste T de Student. Quando os resíduos não foram paramétricos, optou-se pelo teste de Wilcoxon. Todos os resíduos dos dados seguiram a distribuição normal, mas nem todos apresentaram homocedasticidade.

4. RESULTADOS

4.1. Mapeamento da vegetação e da estrutura da paisagem

Os resultados apresentados neste item atendem ao objetivo específico 1, de identificar áreas de expansão de florestas secundárias e quantificar as alterações na cobertura florestal em uma escala temporal de paisagem. Os resultados do mapeamento da cobertura da terra em 2018 indicaram que as pastagens representam a matriz de uso do solo na bacia do Rio Araquá, conforme constatado em mapeamento anterior (SÃO PAULO, 2013). Essa classe de uso do solo ocupou cerca de 40% da paisagem analisada, sobretudo na porção norte, que representa o alto curso da bacia e as regiões onde estão concentrados os maiores fragmentos de vegetação e as nascentes (Figura 12).

Figura 12. Mapeamento de cobertura da terra em 2018, na região das cuestas, Charqueada e São Pedro, estado de São Paulo.

A classe de florestas ocupa atualmente 33,16% da paisagem, cerca de 4.269 hectares. A classe culturas temporárias, composta basicamente por cana-de-açúcar, ocupa 17% da área, cerca de 2.270 hectares, e está concentrada no baixo curso do rio Araquá e na porção nordeste da bacia, sobretudo nas sub-bacias dos rios Água Branca e Boa Vista, situadas no município de Charqueada (Tabela 5).

Tabela 5. Uso e cobertura do solo no alto curso da bacia do Rio Araquá, na região das cuestas, Charqueada e São Pedro, estado de São Paulo.

Uso e cobertura do solo em 2018	Área	
	(ha)	(%)
Floresta	4249,29	33,16
Pastagem	5129,15	40
Silvicultura	928,63	7,24
Culturas temporárias	2268,41	17,69
Área urbana	201,06	1,57
Solo exposto	3,65	0,03
Erosões	5,21	0,04
Corpos d'água	11,37	0,09
Indefinido	5,34	0,04
Total	12822,14	100

Na porção oeste da bacia analisada, áreas de silvicultura ocupam 7,25% da paisagem, cerca de 930 hectares de florestas plantadas. Na paisagem estudada foram identificados três padrões principais: o primeiro, composto por pastagens e grandes fragmentos, que somados representam quase 70% da área de estudo; o segundo, áreas de canaviais entremeadas por pequenos fragmentos de vegetação; e um terceiro, menor, mas representativo, composto por florestas plantadas. A classe denominada “Indefinido” é relativa a áreas em que não foi possível distinguir o tipo de uso do solo devido principalmente a existência de sombras de nuvens nas imagens.

Após esta etapa, trabalhou-se somente com a classe relativa à vegetação, para os dois períodos. Em 1972 foram mapeados 289 fragmentos, ocupando aproximadamente 2.989 ha de cobertura florestal, e aproximadamente 405 ha de *stepping stones*. Em 2018 foram mapeados 236 fragmentos, ocupando aproximadamente 4.037 ha e 212,45 ha de *stepping stones* (Tabela 6 e Figura 13).

Tabela 6. Área ocupada e número de fragmentos e *stepping stones* nos dois períodos considerados, na região das cuestas, Charqueada e São Pedro, estado de São Paulo.

Ano	Nº de fragmentos	<i>Stepping stones</i>	Fragmentos	Área total (ha)	% da paisagem
1972	289	405,26	2583,95	2989,21	23,72
2018	236	212,45	4037,50	4249,95	33,16

A

B

Figura 13. Transição florestal no período considerado. A figura da esquerda (A) retrata a cobertura florestal no ano de 1972, e a da direita (B) retrata a cobertura florestal no ano de 2018 na alta bacia do rio Araquá, região das cuestas, Charqueada e São Pedro, estado de São Paulo.

Com base nesta classificação, os resultados indicaram que no período estudado houve um aumento de cerca de 1.260 hectares na área ocupada por cobertura florestal e uma redução de aproximadamente 53 fragmentos. Apesar deste aumento, este não é o valor real que representa o total de áreas regeneradas. Isto porque, durante o período selecionado, também ocorreram desmatamentos na área. No período considerado, 949 hectares de florestas foram desmatados, enquanto 2.208 hectares de cobertura vegetal foram incorporados à paisagem, na forma de florestas secundárias, configurando um aumento de 74% na proporção de cobertura florestal existente no alto curso da bacia do Rio Araquá (Figura 14).

Figura 14. Mapa final da vegetação na alta bacia do Rio Araquá, região das cuestas, Charqueada e São Pedro, estado de São Paulo, demonstrando em verde as florestas antigas mapeadas em 1972, em amarelo as florestas secundárias mapeadas em 2018 e em vermelho as áreas que foram desmatadas neste período.

Os resultados referentes as alterações no tamanho dos fragmentos no período de 1972 a 2018 indicaram que houve redução na área ocupada por fragmentos menores que 10 ha, ao passo que ocorreu aumento na área ocupada por fragmentos de 20 à 50 ha (Tabela 7 e Figura 15). Também foi registrada a presença de um fragmento maior que 100 ha, que não havia sido mapeado em 1972, ao passo que os fragmentos com área entre 250 e 500 ha não foram mapeados em 2018. Estes resultados indicam que, ao longo do período considerado, houve uma tendência de redução do número total de fragmentos, sendo que os pequenos fragmentos estão sendo substituídos por fragmentos maiores, indicando que está havendo a expansão destas áreas de florestas secundárias, fazendo com que estes fragmentos se conectem ao longo do tempo, o que é evidenciado pela adição de 2.208 ha de cobertura florestal no período considerado. Não foram registrados fragmentos na classe entre 500 e 750 ha.

Tabela 7. Número de fragmentos e área ocupada por cada classe delimitada, na região das cuestas, Charqueada e São Pedro, estado de São Paulo.

Classes	Nº de fragmentos		Área	
	1972	2018	1972	2018
≥ 0.72 a 1 ha	78	48	66,08	40,89
> 1 a ≤ 5 ha	162	127	336,54	271,88
> 5 a ≤ 10 ha	25	26	166,22	179,75
> 10 a ≤ 20 ha	12	18	158,12	235,11
> 20 a ≤ 30 ha	2	6	51	144,96
> 30 a ≤ 40 ha	2	4	64,75	127,72
> 40 a ≤ 50 ha	1	2	44,69	88,13
> 50 a ≤ 100 ha	4	2	306,80	153,04
> 100 a ≤ 250 ha	1	2	126,69	253,39
> 250 a ≤ 500 ha	1	-	406,04	-
> 750 a ≤ 1000 ha	1	-	857	-
Acima de 1000 ha	-	1	-	2542,57
TOTAL	289	236	2583,95	4037,5

Figura 15. Mapa categorizado pelas classes de tamanho dos fragmentos, referentes ao ano de 1972 à esquerda e 2018 à direita, no alto curso da bacia do Rio Araquá, Charqueada e São Pedro, região das cuestas, estado de São Paulo.

- Índice de forma

Os resultados referentes ao índice de forma foram organizados em 10 classes, separadas em intervalos de 1, sendo que os valores acima de 10 foram incluídos em uma só classe. O maior número de fragmentos encontra-se nas três primeiras classes e estes indicaram formato mais próximo ao circular (Figura 16A). No entanto, quando olhamos para a área ocupada por estes fragmentos das três primeiras classes, veremos que os maiores fragmentos possuem formato alongado, e representam a maior parte da cobertura arbórea presente na área de estudo (Figura 16B). Este resultado já era esperado, visto que, em paisagens agrícolas com presença de monoculturas, os remanescentes de vegetação normalmente estão associados às margens de cursos d'água, conferindo o formato alongado a grande parte destas manchas de vegetação.

Figura 16. À esquerda (A), número de fragmentos categorizados pelo índice de forma. Valores mais próximos de 1 possuem formato arredondado, sendo que quanto mais distante de 1, mais alongado é o formato do fragmento em questão. À direita (B), área ocupada pelos fragmentos em cada classe criada para o índice de forma, na região das cuestas, Charqueada e São Pedro, estado de São Paulo.

- Índice de Proximidade

Os resultados obtidos a partir da métrica PROX indicaram que os pequenos fragmentos apresentaram índice de proximidade próximo a um., indicando elevado grau de isolamento na paisagem. É importante ressaltar que no período de 46 anos houve redução no número de fragmentos de menor área e aumento no número de fragmentos de maior área nas classes 100-10.000 e acima de 100.000 (Figuras 17A e 17B), o que fez com que os maiores fragmentos apresentassem valores que indicaram elevada conectividade dentro do raio de 1.000 metros em seu entorno (Figuras 18A e 18B).

A

B

Figura 17. Número de fragmentos em cada classe da métrica de proximidade (A) e área ocupada pelos fragmentos em cada classe de proximidade (B) na região das cuestas, Charqueada e São Pedro, estado de São Paulo.

A

B

Figura 18. Mapa de vegetação categorizado pela métrica PROX para 1972 (A) e para 2018 (B), onde quanto mais escuro, maior é a proximidade, e quanto mais claro, maior é o isolamento do fragmento em relação a um raio de busca de 1000 metros pré-determinado pelo usuário do software.

4.2. Análises comparativas do estrato superior das áreas com alta e baixa proporção de cobertura vegetal nativa no entorno

- Caracterização geral da comunidade

Os resultados apresentados neste item atendem ao objetivo específico 2, de avaliar como variam a riqueza, diversidade, grupos funcionais e abundância do estrato superior da vegetação entre áreas com alta e baixa proporção de cobertura vegetal nativa no entorno.

No estrato superior foram amostrados 521 indivíduos pertencentes a 93 espécies distribuídas em 36 famílias botânicas. Nas áreas com elevada proporção de cobertura vegetal

nativa no entorno, foram registrados 281 indivíduos pertencentes a 59 espécies, enquanto nas áreas com baixa proporção foram registrados menos indivíduos (240), mas pertencentes à 65 espécies diferentes (Figura 19).

Figura 19. Curvas de rarefação obtidas na amostragem dos indivíduos do estrato superior para áreas com elevada (linha azul) e baixa (linha vermelha) proporção de cobertura vegetal nativa no entorno. As linhas contínuas e o envelope apresentado pela linha pontilhada representam a média e o desvio padrão (respectivamente) das 100 reamostragens aleatórias.

Das 93 espécies registradas no estrato superior, 31 espécies foram comuns às áreas com alta e baixa proporção de cobertura vegetal nativa no entorno. No entanto, 28 espécies foram exclusivas às áreas conectadas, com elevada proporção de cobertura florestal no entorno e 34 espécies ocorreram somente nas áreas com baixa proporção.

Em relação à raridade, 32 espécies foram registradas apenas uma vez, 13 foram registradas duas vezes e sete foram registradas três vezes, indicando que 52 espécies, mais da metade do total, são espécies de rara ocorrência nessa amostragem.

- Diversidade e dominância de espécies no estrato superior

As curvas dominância-diversidade das áreas com alta e baixa proporção de cobertura vegetal nativa no entorno seguiram o modelo Log série (sensu FISHER et al., 1943). Em outras palavras, as comunidades de indivíduos do estrato superior de áreas conectadas e isoladas foram dominadas por poucas espécies, enquanto a maioria delas ocorreu em baixas abundâncias. Nas áreas conectadas, foi registrada dominância das espécies *Guarea macrophylla* e *Croton floribundus*, seguidas de *Bauhinia longifolia*, *Machaerium stipitatum*, *Vochysia tucanorum* e *Cupania vernalis* com abundâncias intermediárias (Figura 20A) As espécies *B. longifolia* e *V. tucanorum* ocorreram

somente nas áreas conectadas. Nas áreas isoladas, houve dominância de *Casearia sylvestris*, seguida de *Guarea macrophylla*, *Croton floribundus*, *Trichilia pallida*, *Cupania vernalis*, *Inga vera* e *Croton urucurana* com abundâncias intermediárias (Figura 20B). *C. urucurana* foi registrada somente nas áreas isoladas.

Figura 20. Curvas dominância-diversidade para a amostragem dos indivíduos do estrato superior de com elevada (A) e baixa (B) proporção de cobertura vegetal nativa no entorno, na região das cuestas, Charqueada e São Pedro, estado de São Paulo.

Os valores de diversidade de espécies, dominância e equitabilidade foram muito similares entre as áreas com alta e baixa proporção de cobertura vegetal nativa no entorno (Tabela 8). Quando estes parâmetros foram comparados por um teste estatístico (teste t), não apresentaram diferença significativa ($p\text{-valor} > 0.05$) (Figura 21).

Tabela 8. Resultado dos parâmetros de diversidade de Shannon (H'), dominância de Simpson ($1-D'$) e equitabilidade de Pielou (J') para a amostragem dos indivíduos do estrato superior, na região das cuestas, Charqueada e São Pedro, estado de São Paulo.

Áreas	(H')	($1-D'$)	(J')
Áreas com elevada proporção de cobertura florestal no entorno	3,58	0,95	0,87
Áreas com baixa proporção de cobertura florestal no entorno	3,69	0,96	0,88

A

B

C

Figura 21. Parâmetros de diversidade: Índice de diversidade de Shannon ($p=0,40$) (A), de dominância de Simpson ($p=0,43$) (B) e equabilidade de Pielou ($p=0,75$) (C) do estrato superior para áreas com alta e baixa proporção de cobertura vegetal nativa na região das cuestas, Charqueada e São Pedro, estado de São Paulo.

- Riqueza de espécies e densidade de indivíduos no estrato superior

Os valores médios de riqueza ou densidade de espécies por parcela indicaram um valor aproximado de sete espécies por parcela, tanto para as áreas com alta como para as áreas com baixa proporção de cobertura florestal no entorno. Para esse parâmetro não houve diferença estatística em quaisquer um dos testes realizados ($p= 0,64$) (Figura 22A).

A densidade de indivíduos do estrato superior não apresentou diferença significativa entre áreas com alta e baixa proporção de cobertura florestal no entorno ($p= 0,15$) (Figura 22B). Os valores médios variaram de 1.500 indivíduos por hectare nas áreas com alta proporção e 1.250 indivíduos por hectare nas áreas com baixa proporção de cobertura vegetal nativa no entorno.

A

B

Figura 22. Riqueza de espécies do estrato superior por fragmento florestal (A) e abundância de indivíduos do estrato superior por hectare (B) entre áreas com alta e baixa proporção de cobertura vegetal nativa em florestas secundárias na região das cuestas, Charqueada e São Pedro, estado de São Paulo.

- Grupos funcionais do estrato superior

Nas áreas com alta proporção de cobertura florestal no entorno, 49,15% das espécies foram classificadas como zoocóricas, e nas áreas com baixa proporção, 61,53% das espécies representaram esse tipo de síndrome de dispersão. Não verificamos diferença significativa entre áreas ($p=0,10$) (Figura 23A).

Nas áreas com alta proporção, 42,38% das espécies são pioneiras, e nas áreas com baixa proporção elas corresponderam a 35,39% do total de espécies. A proporção de espécies pioneiras não apresentou diferença significativa ($p= 0,52$) (Figura 23B).

Nas áreas presentes nos fragmentos com elevada proporção de cobertura vegetal nativa no entorno houve aproximadamente 75 ton/ha de biomassa acima do solo, enquanto nas áreas com baixa proporção o número de 120 ton/ha de biomassa vegetal acima do solo. Contudo, não foi verificada diferença significativa ($p= 0,42$) (Figura 23C).

Figura 23. Proporção de espécies arbóreas zoocóricas (A), proporção de espécies de árvores pioneiras (B) e comparação entre os valores médios obtidos em cada fragmento para os valores de biomassa acima do solo (C) do estrato superior em áreas com alta e baixa proporção de cobertura florestal no entorno em florestas secundárias na região das cuestas, Charqueada e São Pedro, estado de São Paulo.

A análise do gráfico NMDS não indicou agrupamento entre as amostras dos indivíduos do estrato superior, quando foram considerados os dados de composição das espécies (Figura 24). Dessa forma, é possível dizer que houve semelhança entre as duas situações de paisagem analisadas, contrariando a hipótese previamente estabelecida, que previa que haveria dissimilaridade suficiente entre as áreas de forma que fosse possível identificar dois agrupamentos de espécies diferentes entre áreas com alta e baixa proporção de cobertura florestal no entorno.

Figura 24. Ordenação de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) para os indivíduos do estrato superior, representando em vermelho as 20 parcelas das áreas com baixa proporção e em azul as 20 parcelas das áreas com elevada proporção de cobertura vegetal nativa em florestas secundárias na região das cuestas, Charqueada e São Pedro, estado de São Paulo.

4.3. Análises comparativas do estrato inferior das áreas com alta e baixa proporção de cobertura vegetal nativa no entorno

- Caracterização geral da comunidade

Os resultados apresentados neste item atendem ao objetivo específico 3, de avaliar como variam a riqueza, diversidade, grupos funcionais e abundância do estrato inferior da vegetação entre áreas com elevada e baixa proporção de cobertura vegetal nativa no entorno.

No estrato inferior foram amostrados 1.705 indivíduos, pertencentes a 150 espécies, distribuídos em 47 famílias botânicas. Nas áreas com alta proporção, foram registrados 821 indivíduos distribuídos em 97 espécies, enquanto nas áreas com baixa proporção foram registrados 884 indivíduos de 102 espécies diferentes, totalizando 150 espécies coletadas na amostragem do estrato inferior (Figura 25).

Figura 25. Curvas de rarefação obtidas na amostragem dos indivíduos do estrato inferior entre áreas com alta (linha azul) e baixa (linha vermelha) proporção de cobertura vegetal nativa no entorno. As linhas contínuas e o envelope apresentado pela linha pontilhada representam a média e o desvio padrão (respectivamente) das 100 reamostragens aleatórias.

Das 150 espécies registradas para o estrato inferior, 47 espécies foram comuns às áreas com alta e baixa proporção de cobertura vegetal nativa no entorno. No entanto, 47 espécies foram exclusivas às áreas conectadas, com elevada proporção de cobertura vegetal nativa no entorno e 54 espécies ocorreram somente nas áreas com baixa proporção de cobertura vegetal nativa no entorno.

Em relação à raridade, 48 espécies foram registradas apenas uma vez, 18 foram registradas duas vezes e 17 foram registradas três vezes, indicando que 83 espécies, mais da metade do total, são espécies de ocorrência rara nessa amostragem.

- Diversidade e dominância de espécies no estrato inferior

Semelhante às comunidades de plantas adultas, as curvas dominância-diversidade das áreas com alta e baixa proporção de cobertura florestal no entorno seguiram o modelo Log série (sensu FISHER et al., 1943). Portanto, as comunidades de indivíduos do estrato inferior dessas comunidades foram dominadas por poucas espécies, enquanto a maioria delas ocorreu em baixas abundâncias. Nas áreas com alta proporção (Figura 26A) foi registrada dominância das espécies *Siparuna guianensis* e *Guarea macrophylla*, seguidas de *Urticaceae* sp. 2, *Machaerium stipitatum*, *Eugenia florida* e *Lacistema hasslerianum* com abundâncias intermediárias. Nas áreas com baixa proporção (Figura 23B), houve dominância das espécies *Pombalia atropurpurea* e *S. guianensis*, seguida de *Piper*

arboreum, *Trichilia pallida*, *Chrysophyllum gonocarpum* e *Esenbeckia febrifuga* com abundâncias intermediárias. Somente *S. guianensis* foi abundante tanto nas áreas com baixa como nas áreas com elevada proporção de cobertura vegetal nativa no entorno.

Figura 26. Curva dominância-diversidade para a amostragem dos indivíduos do estrato inferior em áreas com alta (A) e baixa (B) proporção de cobertura vegetal nativa no entorno, na região das cuestas, Charqueada e São Pedro, estado de São Paulo.

Os valores de diversidade de espécies, dominância e equitabilidade foram similares entre as áreas (Tabela 9). Quando estes parâmetros foram comparados por um teste estatístico (teste *t*), não apresentaram diferença significativa ($p\text{-valor}>0.05$) (Figura 27).

Tabela 9. Resultado dos parâmetros de diversidade de Shannon (H'), diversidade de Simpson ($1-D'$) e equabilidade de Pielou (J') para a amostragem dos indivíduos do estrato inferior na região das cuestas, Charqueada e São Pedro, estado de São Paulo.

Áreas	(H')	($1-D'$)	(J')
Áreas com elevada proporção de cobertura vegetal nativa no entorno	3,90	0,97	0,85
Áreas com baixa proporção de cobertura vegetal nativa no entorno	3,67	0,96	0,79

Figura 27. Parâmetros de diversidade: Índice de diversidade de Shannon ($p= 0,15$) (A), de dominância de Simpson ($p= 0,15$) (B) e equabilidade de Pielou ($p= 0,25$) (C) do estrato inferior para áreas com alta e baixa proporção de cobertura vegetal nativa no entorno na região das cuestas, Charqueada e São Pedro, estado de São Paulo.

- Riqueza de espécies e densidade de indivíduos no estrato inferior

Os valores médios de riqueza ou densidade de espécies por parcela indicaram um valor aproximado de 15 e 16 espécies por parcela, respectivamente para as áreas com alta e baixa proporção de cobertura vegetal nativa no entorno. Para esse parâmetro não houve diferença entre os testes estatísticos realizados ($p= 0,62$) (Figura 28A).

A densidade de indivíduos no estrato inferior não apresentou diferença significativa entre as áreas ($p=0,55$) (Figura 28 B). Os valores médios variaram de 1.600 indivíduos por hectare nas áreas com alta e 1700 indivíduos por hectare nas áreas com baixa proporção.

A

B

Figura 28. Riqueza de espécies do estrato inferior por fragmento florestal (A) e densidade de indivíduos do estrato superior por hectare (B) entre áreas com alta e baixa proporção de cobertura vegetal nativa no entorno em florestas secundárias na região das cuestas, Charqueada e São Pedro, estado de São Paulo.

- Grupos funcionais do estrato superior

Nas áreas com elevada proporção de cobertura vegetal nativa no entorno, 51,54% das espécies foram classificadas como zoocóricas, e nas áreas com baixa proporção, 65,68% das espécies representaram esse grupo funcional. Esta foi a única variável que apresentou diferença significativa ($p= 0,02$), indicando que as áreas isoladas apresentam maior porcentagem de espécies dispersas por animais (Figura 29A).

Nas áreas com elevada proporção, 40,21% das espécies são pioneiras, e nas áreas com baixa proporção elas correspondem a 32,36 %. Contudo, não apresentou diferença significativa ($p= 0,07$) (Figura 29B).

Figura 29. Proporção de espécies arbóreas zoocóricas (A) e proporção de espécies de árvores pioneiras (B) do estrato inferior em áreas com alta e baixa proporção de cobertura vegetal nativa no entorno em florestas secundárias na região das cuestas, Charqueada e São Pedro, estado de São Paulo.

A análise do gráfico NMDS indicou que houve a formação de dois agrupamentos, um entre as parcelas amostradas em áreas com elevada proporção, e outro entre as áreas com baixa proporção de cobertura vegetal nativa no entorno (Figura 30), permitindo afirmar que para os indivíduos do estrato inferior há uma diferenciação entre as comunidades de plantas. Este resultado corrobora a hipótese previamente estabelecida, de que haveria diferenciação entre as espécies do estrato inferior presentes nas duas condições analisadas.

Figura 30. Ordenação de Escalonamento multi-dimensional não métrico (NMDS) para os indivíduos do estrato inferior, representando em vermelho as 20 parcelas dos fragmentos com baixa proporção e em azul as 20 parcelas dos fragmentos com elevada proporção de cobertura vegetal nativa em florestas secundárias na região das cuestas, Charqueada e São Pedro, estado de São Paulo.

As únicas espécies exóticas encontradas em campo foram a goiabeira (*Psidium guajava*), a bananeira (*Musa* sp.) e o cafeeiro (*Coffea* cf. *arabica*). No entanto, elas não foram observadas nas parcelas.

5. DISCUSSÃO

5.1. Expansão de florestas secundárias

Considerando o mapeamento de 1972 e o de 2018, este estudo indica que houve grande aumento de cobertura florestal na região, corroborado por mapeamentos em escala estadual, realizados a partir da segunda metade do século XX (VICTOR et al., 2005; KRONKA et al., 2005; SIFESP, 2010; FARINACI e BATISTELLA, 2012; SOS Mata Atlântica, 2018). Outros estudos relataram a expansão de florestas secundárias principalmente em regiões com características elevadas de declividade, baixa aptidão agrícola (SILVA et al., 2008; MOLIN et al., 2017), em processo de industrialização e em municípios com reduzida participação da área rural na economia (CALABONI et al., 2018).

A maioria desses remanescentes, no entanto, apresenta tamanho reduzido, está inserida em propriedades particulares destinadas à agricultura (SPAROVEK et al. 2010, 2012) e encontram-se distantes (> 25 km em média) de Unidades de Conservação (RIBEIRO et al. 2009), o que pode reduzir a diversidade de espécies vegetais nativas colonizadoras e comprometer a perpetuação destas florestas no tempo (LÔBO et al., 2011).

Apesar da expansão das florestas secundárias nessa região, também foi constatado o desmatamento de aproximadamente 900 hectares das florestas mapeadas em 1972. Essas florestas não foram registradas em 2018 por terem sido convertidas para outros tipos de uso da terra. As áreas foram suprimidas para a implantação de canaviais e de pastagens e estavam concentradas, sobretudo, nas regiões inferiores da bacia do rio Araquá e em pequenos fragmentos. Este resultado indica que, apesar do aumento na cobertura florestal, há ainda fatores que exercem pressão sobre as áreas naturais, demandando medidas eficazes de proteção da vegetação nativa, especialmente em relação aos pequenos fragmentos, pois estes estão localizados em propriedades privadas (SPAROVEK et al., 2010) e distantes de Unidades de Conservação de Proteção Integral (RIBEIRO et al. 2009).

Embora as florestas fora de Unidades de Conservação e em paisagens com elevado grau de fragmentação tenham sido negligenciadas ecológica e legalmente por muitas décadas, estudos recentes reforçam que essas áreas que representam 53% da vegetação remanescente no Brasil (SOARES-FILHO et al., 2014) apresentam alto valor para a conservação da flora e da fauna (BECA et al., 2017, FARAH et al., 2017, LIBONI, 2018, VIDAL 2018). Beca et al. (2017) encontraram 88% das espécies de mamíferos terrestres esperadas para o estado de São Paulo em um conjunto de pequenos fragmentos localizados em propriedades particulares e imersos em matriz de cana-de-açúcar. No entanto, os autores ressaltam que espécies especialistas de habitats

florestais estão sendo substituídas por espécies exóticas ou espécies típicas de habitats abertos na maioria das paisagens. Para plantas, estes pequenos fragmentos ainda mantêm elevado grau de diversidade florística, mas talvez não apresentem diversidade funcional suficiente para se manterem ao longo do tempo (FARAH et al., 2017).

Ainda que apresentem fundamental importância para a conservação da biodiversidade (BECA et al., 2017; FARAH et al., 2017, LIBONI, 2018, VIDAL, 2018) e manutenção de diferentes serviços ecossistêmicos, tal como a biomassa acima do solo e o equilíbrio global do carbono (POORTER et al., 2016), as florestas secundárias estão sujeitas a diferentes fatores de degradação (e.g., fogo recorrente, entrada de gado, corte seletivo de madeira, entre outros) (VIDAL et al. 2017). Tem-se, portanto, discutido o potencial dessas áreas localizadas em propriedades privadas para a conservação e persistências das espécies diante de sua efemeridade no tempo e no espaço. Isso implica que as florestas secundárias efêmeras podem ter papel limitado na conservação em longo prazo nas paisagens tropicais modificadas pelo homem por estarem em constante processo de expansão e recuo (REID et al., 2018). No Brasil, um dos principais mecanismos legais para manutenção de florestas em propriedades rurais é a lei de Proteção da Vegetação Nativa (BRASIL, 2012). Portanto o futuro dos remanescentes depende do cumprimento da legislação, e também depende de novas políticas que de fato assegurem a integridade e as funções essenciais das florestas.

Atualmente, ainda há um intenso desmatamento na Mata Atlântica. No período correspondente ao ano de 1985 a 2017, cerca de 1.929.233 hectares de floresta foram suprimidos, de uma área total restante de florestas de 16.272.514 hectares, sendo que no último período mapeado (2016-2017), foi registrada a supressão de 12.562 hectares de floresta (SOS Mata Atlântica, 2017). Isso representa redução de 56,8% se comparado ao ano anterior (2015-2016), quando foram desmatados 29.075 ha de Mata Atlântica, mas ainda é um número muito alto se considerarmos o pouco que restou deste domínio.

Por outro lado, entre 1985 e 2017 também foi constatada a expansão de florestas secundárias na Mata Atlântica. Neste período, foi identificada a regeneração de cerca de 219.735 ha de Mata Atlântica (equivalente a 2.197 km²), principalmente nos estados do Paraná, Minas Gerais, Santa Catarina, São Paulo e Mato Grosso do Sul (SOS Mata Atlântica, 2017), sendo que foram incluídos na análise apenas os fragmentos maiores que 3 ha.

No estado de São Paulo, fatores que impulsionaram a capacidade produtiva das propriedades, como a intensificação da produção devido a presença de maquinário agrícola, o aumento no processo de industrialização e a consequente urbanização de alguns municípios, que diminuíram a conversão de áreas naturais em áreas agrícolas, e também limitaram os tipos de

relevo capazes de receber culturas agrícolas mecanizadas, facilitaram a regeneração de grande parte das florestas secundárias (CALABONI et al., 2018). Também foi observado o favorecimento do surgimento de florestas em áreas com declividade superior a 13%, localizadas próximas a cursos d'água e de remanescentes florestais, sendo positivamente influenciada pela proximidade a fragmentos florestais, com efeito positivo de 100 a 130 metros de distância (MOLIN et al., 2017).

Outros estudos também têm constatado aumento na área ocupada por vegetação no estado de São Paulo. Victor et al. (2005) trouxe um primeiro panorama histórico do desmatamento e da regeneração de florestas no estado, quando foi sugerido que em 1973 havia cerca de 2.069.920 ha (8%) de florestas ainda preservadas. Kronka et al. (2005) constataram um aumento de 2,82% na área ocupada por formações primárias e secundárias no período entre 1990-92 e 2000-01, analisando a área inteira do estado.

Este resultado pode indicar que São Paulo pode estar se aproximando de um estado de Transição Florestal (FARINACI & BATISTELLA, 2012), que só ocorre quando há mais aumento de cobertura florestal do que perda de vegetação nativa, configurando um balanço positivo entre os dois fenômenos (MATHER & NEEDLE, 1998). Entretanto, ainda é cedo para fazer esta afirmação. É preciso primeiro entender os fatores que influenciaram este avanço da área ocupada por vegetação e a qualidade com que esta regeneração ocorreu, sendo fundamental identificar os filtros e os fatores impulsionadores do potencial de regeneração natural de áreas destinadas à restauração ecológica (CHAZDON, 2017), já que ainda restam muitas paisagens para serem recuperadas na Mata Atlântica (LATAWIEC et al., 2015; CALMON et al., 2011).

Por outro lado, há restrições à análise destes dados, muito em função dos diferentes métodos utilizados nos mapeamentos. O último dado referente à cobertura florestal remanescente na Mata Atlântica indicava a existência de aproximadamente 15 milhões de hectares de floresta (RIBEIRO et al., 2009), enquanto em estudo mais recente, Rezende et al. (2018) constataram a presença de 32 milhões de hectares de cobertura florestal na Mata Atlântica, mais que o dobro do estudo anterior. Isso pode ter acontecido devido ao uso de imagens de satélite de maior resolução espacial, que permitiram identificar fragmentos que não haviam sido mapeados anteriormente, bem como grandes áreas de floresta secundária que não eram incluídos nos outros mapeamentos (REZENDE et al., 2018). Do ponto de vista prático, essa informação é fundamental para compreendermos melhor a distribuição da cobertura florestal na Mata Atlântica, bem como as ameaças a que este bioma permanece sujeito. O dado mais recente (Rezende et al., 2018) indica a proporção de 28% de cobertura florestal na Mata Atlântica, o que

ainda a mantém como um *hotspot* global, por apresentar menos de 30% de área original do bioma (MYERS et al., 2000).

No mesmo estudo de Rezende et al. (2018), foi encontrado uma área mínima de passivo de restauração, isto é, áreas que deverão ser restauradas até 2032 (BRASIL, 2012) estimada em 5.237.804 hectares. Se restauradas, o bioma passaria a ter de 33 a 35% de cobertura florestal, superando o limiar mínimo de participação na composição da paisagem estabelecido como mínimo para a permanência de diferentes grupos taxonômicos em um bioma (Rezende et al., 2018; BANKS-LEITE et al., 2014).

Considerando a forma destes fragmentos, os resultados indicaram que a maior parte deles possui formato alongado, pois se concentram ao longo das margens dos cursos d'água. Isto é um padrão em paisagens agrícolas com elevado grau de antropização, já que as áreas associadas a margens de cursos d'água possuem mecanismos legais de proteção e menor aptidão agrícola, devido ao alagamento constante ou a elevadas declividades. Esta característica dos fragmentos possui implicações para a conservação de florestas, considerando que fragmentos alongados possuem grande quantidade de borda e menor área central disponível, configurando um habitat possivelmente mais pobre para a biodiversidade (MANGUEIRA, 2012). Analisando 1839 fragmentos florestais na região da Mata Atlântica no estado de Pernambuco, Ranta et al. (1998) encontrou o mesmo padrão. Considerando uma distância de borda de apenas 60 metros, os autores constataram que a área ocupada pelas bordas superou a ocupada pelas áreas centrais. Quando foram considerados 300 metros de borda, 94% da área total dos fragmentos foi classificada como borda.

Em relação à proporção de cobertura florestal no entorno, a maioria dos fragmentos com elevada proporção se localiza junto à escarpa da cuesta, enquanto os fragmentos com baixa proporção, ou seja, mais isolados na paisagem, estão localizados no baixo curso da bacia estudada, claramente associados às margens dos diversos afluentes do Rio Araquá. Isto implica diretamente no planejamento da restauração, pois reafirma a necessidade de, além de restaurar áreas associadas a cursos d'água, melhorar o formato destes fragmentos pode favorecer a permanência de diferentes formas de vida em locais com predominância de fragmentos alongados.

5.2. A influência da conectividade na diversidade da comunidade vegetal em florestas secundárias

As comunidades de plantas variaram em relação ao tipo de dispersão de sementes para os indivíduos do estrato superior: as espécies dispersas pela fauna predominaram nas áreas com

baixa proporção de cobertura vegetal nativa no entorno. Quando considerados os indivíduos do estrato superior, nenhuma das variáveis analisadas (riqueza, abundância, síndrome de dispersão, estágio sucessional e biomassa) variaram entre as áreas com elevada e baixa proporção de cobertura vegetal nativa no entorno.

A não detecção de relação entre as variáveis biológicas e as áreas estarem ou não conectadas pode ter se dado por diferentes motivos. Provavelmente o tempo de fragmentação e as mudanças na composição da paisagem ainda não resultaram em diferenças perceptíveis na composição de espécies e de grupos funcionais das comunidades de plantas, especialmente para os indivíduos do estrato superior. Esse atraso (*time-lag*) em observar mudanças depois de um processo que afeta as condições de habitat pode ser uma hipótese para não termos encontrado diferenças entre a riqueza, estágio sucessional, abundância e biomassa das espécies analisadas para áreas conectadas, com elevada proporção de cobertura vegetal nativa no entorno, e isoladas, com baixa proporção de cobertura vegetal nativa no entorno. Grande incerteza, no entanto, permanece em relação a esses atrasos de variáveis biológicas, especialmente para as plantas por apresentarem ciclo de vida longo, em resposta a mudanças na estrutura da paisagem e as consequências associadas aos padrões de diversidade (METZGER et al., 2009). Espécies de ciclo de vida relativamente longo podem dificultar a observação de mudanças na comunidade de cada fragmento em um curto prazo de tempo (METZGER et al., 2008). Nest trabalho, no entanto, predominaram espécies de ciclo de vida curto, como *Croton floribundus*, *Guarea macrophylla*, entre outras, o que não nos permitiu afirmar que o ciclo de vida das espécies existentes dificultou a avaliação das áreas.

Para os indivíduos do estrato inferior, no entanto, o resultado indicou que os locais isolados apresentaram maior predominância de espécies dispersas por animais. Isso pode significar que nestes locais as sementes de plantas que têm se regenerado ao longo dos últimos anos são em sua maioria advindas de locais próximos, e também que estas áreas, mesmo isoladas estruturalmente, podem estar conectadas funcionalmente pela atividade de dispersão de diferentes espécies de animais que aparentemente são tolerantes e permeáveis à matriz agrícola da região (BOSCOLO e METZGER, 2011).

Outro importante resultado encontrado foi em relação à composição de espécies no estrato inferior. Foi encontrada uma diferenciação entre as comunidades de plantas em áreas com elevada e baixa proporção de cobertura vegetal nativa no entorno. A estrutura da paisagem pode estar exercendo influência no potencial de regeneração natural da vegetação em paisagens fragmentadas. De fato, estudos anteriores mencionam a importância da estrutura da paisagem em moldar as comunidades vegetais. Analisando a bacia do rio Corumbataí, localizada ao lado da

bacia do Rio Araquá e com condições similares de paisagem, Cesar et al. (2018) encontraram diferenças na composição de espécies comparando florestas secundárias regeneradas em pastagens abandonadas, plantações florestais abandonadas, plantios de vegetação nativa e ecossistemas de referência.

Os autores ressaltam que as áreas restauradas com plantio de mudas estavam localizadas em pontos mais isolados da paisagem, se comparadas às florestas secundárias, que se regeneraram em áreas mais próximas à fragmentos antigos de vegetação, e apresentaram maior diversidade de espécies no estrato inferior da vegetação. Isso pode indicar o efeito da conectividade da paisagem na diversidade da vegetação existente no estrato superior da floresta e, se considerarmos que parte destes indivíduos regenerantes poderá se estabelecer, é esperada maior possibilidade deste local apresentar parte das espécies vegetais comuns às de ocorrência no ecossistema original, possibilitando a permanência de diferentes grupos taxonômicos.

A proporção de cobertura florestal na paisagem (cerca de 30%, em relação a uma área total de 100 km²) parece estar regulando os processos ecológicos, sobretudo em relação à diversidade de espécies (FAHRIG, 2013). Se considerarmos a riqueza geral obtida na amostragem, há ainda uma diversidade muito grande de espécies vegetais nestes fragmentos, revelando a importância destas pequenas áreas de cobertura florestal para a manutenção da diversidade e dos serviços ecossistêmicos por elas prestadas na região (HERNÁNDEZ-RUEDAS et al., 2014; FARAH et al., 2017; LIBONI 2018; VIDAL 2018), apesar de não serem grandes áreas de vegetação protegidas por Unidades de Conservação de proteção integral.

Estas áreas podem funcionar como base genética para a recuperação de áreas destinadas à restauração, bem como para o manejo adaptativo destes fragmentos, incrementando aspectos da estrutura espacial como o tamanho, a forma e a conectividade, aumentando assim a conectividade funcional da paisagem (BOSCOLO e METZGER, 2011; MANGUEIRA, 2012) e a possibilidade da permanência de diferentes formas de vida silvestres.

Estudos anteriores associaram parâmetros da estrutura da paisagem com a diversidade de espécies animais (UEZU et al., 2005; MARTENSEN et al., 2008; DIXO et al., 2009; BOSCOLO e METZGER, 2011). No entanto, a relação entre a diversidade de plantas e a conectividade da paisagem é ainda pouco compreendida (DZWONKO, 1993; KOHN e WALSH, 1994; BROSOFSKE et al., 1999; FRECKLETON & WATKINSON, 2002; LINDBORG e ERIKSSON, 2004; DAMNSCHEN et al., 2006; AMICI et al., 2015; RICKLEFS e HE, 2016), especialmente para florestas tropicais (METZGER, 1997; CABACINHA e CASTRO, 2009; ÁLVAREZ-RUIZ e LUGO, 2012; CESAR et al., 2018).

Metzger (1997) analisou a influência de padrões estruturais da paisagem com a diversidade de plantas vasculares, em uma região de Floresta Estacional Semidecidual, no estado de São Paulo. O autor encontrou relação entre a diversidade de plantas, a conectividade florestal - representada pela densidade de corredores e *stepping stones* - e o mosaico da paisagem. As espécies de plantas dispersas pela fauna tiveram relação positiva com o número e localização das manchas de vegetação, resultado parecido com o encontrado para a região do Rio Araquá, onde foi constatada maior riqueza de espécies vegetais no estrato inferior da floresta em áreas consideradas isoladas na paisagem. O autor discute que este resultado possivelmente ocorreu em função da capacidade de as aves dispersarem sementes a grandes distâncias, reduzindo o efeito do isolamento estrutural das manchas de vegetação na capacidade de regeneração natural de ecossistemas florestais.

Considerando toda a paisagem da alta bacia do rio Araquá, portanto, há ainda a presença de um elevado número de espécies vegetais, endossando a afirmação de que as florestas secundárias são reconhecidamente importantes para a conservação da diversidade biológica, além de conferirem maior resiliência às paisagens degradadas frente às mudanças climáticas globais (CHAZDON, 2016; VIDAL, 2018; FARAH et al. 2018; POORTER et al. 2017; REID et al., 2018).

6. CONCLUSÕES

Os resultados encontrados neste trabalho não demonstraram claramente o efeito da conectividade estrutural na diversidade de plantas adultas, refutando a hipótese elaborada no início da pesquisa, de que áreas com maior proporção de cobertura florestal no entorno apresentariam diferenças em relação às áreas com baixa proporção de cobertura florestal no entorno. No entanto, a relação encontrada entre síndrome de dispersão e composição das espécies do estrato inferior com as áreas isoladas pode ser um indicativo de que a paisagem exerce influência sobre a composição de espécies, determinando quais espécies irão colonizar determinadas áreas. Estes resultados corroboraram parcialmente a hipótese formulada no início da pesquisa.

Esse resultado tem implicações tanto para a conservação da biodiversidade como para a restauração de paisagens. Do ponto de vista da conservação, saber que fragmentos pequenos e isolados ainda mantém elevada diversidade de espécies vegetais pode fornecer diretrizes para o planejamento territorial em áreas antropizadas com predominância de monoculturas. Isso porque estes pequenos fragmentos podem servir como fontes de propágulos para novas áreas a serem restauradas, ou como ponto de parada para espécies dispersoras de sementes, podendo estimular a dispersão de sementes de plantas pela paisagem. Do ponto de vista da restauração, as áreas isoladas poderiam ser conectadas a áreas maiores pela criação de corredores ecológicos. Esta conexão tende a aumentar a medida que os proprietários de terras realizarem a adequação ambiental das suas propriedades agrícolas.

Estes pequenos fragmentos normalmente estão associados às margens de cursos d'água, devido à proteção legal conferida pela Lei Federal 12.561, na forma das áreas de preservação permanente, mantendo o padrão de fragmentos pequenos e alongados, podendo compor habitats com disponibilidade de recursos e condições ambientais insuficientes para a coexistência de diferentes formas de vida. Somado a isso, em locais distantes de Unidades de Conservação de Proteção Integral, como é o caso da área escolhida para este estudo, que podem estabelecer zonas de uso restrito em seu zoneamento, a predominância de propriedades privadas inviabiliza a existência de grandes manchas de vegetação na paisagem.

Dessa forma, é necessário que se desenvolvam modelos de planejamento integrado entre diversas propriedades, para que ações de restauração sejam desenvolvidas de maneira integrada, podendo originar grandes manchas de vegetação em paisagens com elevado grau de antropização. Somado a isso, as ações de restauração sempre que possível devem vir acompanhadas de projetos que visem manejar, além das áreas ocupadas por florestas ou destinadas à restauração, também a

parte produtiva dessas propriedades. Recuperação de pastagens degradadas, implantação de culturas agrícolas mais rentáveis e menos prejudiciais ao meio natural, adoção de práticas sustentáveis de manejo do solo e de saneamento rural, como a substituição das “fossas negras” por fossas sépticas biodigestoras, devem estar associadas às práticas de restauração, realizando, além da adequação ambiental, também a adequação produtiva dessas propriedades.

Neste contexto, a bacia do Rio Araquá é privilegiada, pois está localizada no baixo curso da bacia do Rio Piracicaba, fazendo parte do Comitê de Bacias Piracicaba-Capivari-Jundiá (PCJ), que atualmente apresenta organização promissora para o desenvolvimento de atividades integradoras de ações de produção e conservação. A Política de Mananciais do Comitê das Bacias PCJ, importante instrumento de gestão e aplicação de recursos desta entidade, prevê inicialmente em áreas de mananciais de abastecimento e em áreas de nascentes, o desenvolvimento de Projetos Integrados de Propriedade, que são caracterizados por diagnósticos completos de propriedades agrícolas. Assim, ao manejar também a área produtiva, é possível diminuir os conflitos existentes entre produção agrícola e conservação da biodiversidade, tornando o produtor agrícola um aliado na manutenção e restauração de áreas naturais.

A área escolhida para este estudo, no momento possui um projeto-piloto do Comitê de Bacias, desenvolvido nas sub-bacias hidrográficas do Ribeirão Água Branca e Ribeirão Boa Vista. Este projeto irá integrar ações de restauração em escala de paisagem, podendo incorporar desde ações de restauração ativa, até a adoção de modelos de condução da regeneração natural, dependendo do contexto em que estiverem inseridas. Neste sentido, os resultados obtidos neste trabalho podem auxiliar o desenvolvimento de tais projetos, pois podem incentivar a adoção da regeneração natural na composição de projetos integrados, reduzindo os custos de implantação dos projetos e aumentando os benefícios para a biodiversidade.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A ideia para esta pesquisa surgiu em 2015, fundamentada em dois pontos principais. Primeiro, o desenvolvimento de um estudo atrelado à proposição prática de diretrizes de planejamento para a conservação e manejo de remanescentes florestais em um recorte da bacia do Rio Araquá. Segundo, das observações de uma região que apresentava indicativos de priorização para incremento da conectividade e para a restauração da vegetação nativa, devido à existência de elementos que propiciaram uma configuração diferenciada do relevo, dentro da Bacia Sedimentar do Paraná, configurando uma elevada quantidade relativa de cobertura florestal, se comparada ao entorno.

Espera-se que as informações decorrentes desta pesquisa, somadas a outros esforços necessários para a efetivação de projetos que reduzam o impacto das atividades humanas nos ambientes naturais, contribuam para um melhor entendimento dos processos naturais de regeneração em florestas tropicais secundárias, e também para a recuperação e conservação de uma região fundamental para os municípios paulistas de Charqueada e São Pedro, pois o rio Araquá representa a melhor possibilidade de abastecimento hídrico para estes dois municípios.

A região de estudo apresenta grande número de nascentes, e não por acaso constitui-se como um dos principais mananciais de abastecimento hídrico da maior parte da população destas duas cidades. Demandam, portanto, maior atenção quanto ao uso e ocupação do solo, já que os custos e o tempo empregado para se recuperar um ambiente natural são elevados e com alto grau de incerteza dos resultados.

Os métodos utilizados para desenvolver este estudo possuem algumas limitações. A qualidade e a disponibilidade de imagens antigas limitam a possibilidade de determinar exatamente a data de surgimento e o histórico de perturbação das áreas analisadas. A declividade também dificulta a amostragem da vegetação em áreas posicionadas nas encostas dos morros da região. No entanto, estes são gargalos que podem vir a ser preenchidos em próximos estudos, em que se associem outros fatores locais e de paisagem que podem interferir na vegetação.

REFERÊNCIAS

- AB'SABER, A. N. **A Utilização Racional e a Integração de Matas e Cerrados Visando Conservar a Vitalidade e a Biodiversidade da Região de Porto Ferreira e Santa Rita do Passa Quatro**. Projeto de Aziz para Passa Quatro e Porto Ferreira. Prefeitura Municipal de Porto Ferreira, 2000.
- _____. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003.
- ALMEIDA-NETO, M.; CAMPASSI, F.; GALETTI, M.; JORDANO, P.; OLIVEIRA-FILHO, A. Vertebrate dispersal syndromes along the Atlantic forest: Broad-scale patterns and macroecological correlates. **Global Ecology and Biogeography**, v. 17, n. 4, p. 503–513, 2008.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- ÁLVAREZ-RUIZ, M.; LUGO, A. E. Landscape effects on structure and species composition of tabonuco forests in Puerto Rico: Implications for conservation. **Forest Ecology and Management**, v. 266, p. 138–147, 2012.
- AMICI, V.; ROCCHINI, D.; FILIBECK, G.; BACARO, G.; SANTI, E.; GERI, F.; LANDI, S.; SCOPPOLA, A.; CHIARUCCI, A. Landscape structure effects on forest plant diversity at local scale: Exploring the role of spatial extent. **Ecological Complexity**, v. 21, p. 44–52, mar. 2015.
- APG [= Angiosperm Phylogeny Group] IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Bot. J. Linnean Soc.** 181(1):1-20. 2016.
- ARRHENIUS, O. Species and Area. **British Ecological Society**, v. 9, n. 1, p. 95–99, 1921.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MELO, F. P. L.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F.; CHAZDÓN, R. L.; MEAVE, J. A.; NORDEN, N.; SANTOS, B. A.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Reviews**, v. 92, p. 326–340, 2017.
- 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.
- BATISTA, J.L.F. Verossimilhança e Máxima Verossimilhança. **Apostila de estudo**. Instituição: ESALQ/USP Piracicaba. 2009.
- BENINI, R. M.; LENTI, F. E. B.; TYMUS, J. R. C.; DA SILVA, A. P. M.; ISERNHAGEN, I. Custos de restauração da vegetação nativa no Brasil. Em: BENINI, R.M.; ADEODATO, S. **Economia da Restauração Florestal**. São Paulo: The Nature Conservancy, p. 20-36, 2017.
- BERTANI, D. F.; RODRIGUES, R. R.; BATISTA, J. L. F.; SHEPERD, G. J. Análise temporal da heterogeneidade florística e estrutural em uma floresta ribeirinha. **Revta brasil. Bot.**, São Paulo, V.24, n.1, p.11-23, mar. 2001.
- BOSCOLO, D.; CANDIA-GALLARDO, C.; AWADE, M.; METZGER, J. P. Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for lesser woodcreeper (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic forest, Brazil. **Biotropica**, v. 40, p. 273-276. 2008.
- BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. **Ecography**, v. 34, n. 6, p. 1018–1029, dez. 2011.
- BRASIL. 2012. Lei número 12.651 de 15 de maio de 2012. Regulamento da Proteção da vegetação nativa. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm
- BRASIL. **Intended Nationally Determined Contribution towards achieving the objective of the United Nations framework convention on climate change**. Federative Republic of Brazil. Contribution presented by

Brazil to the United Nations (“iNDC”) to the agreement on climate change to be adopted on the Paris Conference (COP-21) – September 27, 2015. Disponível em < http://www.itamaraty.gov.br/images/ed_desenvsust/BRAZIL-iNDC-english.pdf>. Acesso em: 19 Out. 2017.

BRASIL. Ministério da Agricultura. Adesão do Brasil ao Desafio de Bonn e à Iniciativa 20x20. 2016.

BROSOFKSKE, K. D.; CHEN, J.; CROW, T. R.; SAUNDERS, S. C. Vegetation responses to landscape structure at multiple scales across a Northern Wisconsin, USA, pine barrens landscape. **Forestry sciences**, v. 143, p. 203–218, 1999.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba** 15:40-42. 1965.

CABACINHA, C. D.; CASTRO, S. S. Relationships between floristic diversity and vegetation indices, forest structure and landscape metrics of fragments in Brazilian Cerrado. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 257, n. 10, p. 2157-2165, abr 2009.

CADENASSO, M. L.; PICKETT, S. T. A. Effect of edge structure on the flux of species into forest interiors. **Conservation Biology**, v.15, p. 91–97, 2001.

CALABONI, A. et al. The forest transition in São Paulo, Brazil: historical patterns and potential drivers. **Ecology and Society**, v. 23, n. 4, p. art7, 2018.

CALMON, M.; BRANCALION, P. H. S.; PAESE, A.; ARONSON, J.; CASTRO, P.; SILVA, S. C.; RODRIGUES, R. R. Emerging Threats and Opportunities for Large-Scale Ecological Restoration in the Atlantic Forest of Brazil. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 2, p. 154–158, 2011.

CÉSAR, R. G.; MORENO, V. S.; COLETTA, G. D.; CHAZDON, R. L.; FERRAZ, S. F. B.; ALMEIDA, D. R. A.; BRANCALION, P. H. S. Early ecological outcomes of natural regeneration and tree plantations for restoring agricultural landscapes. **Ecological Applications**, v. 28, n. 2, p. 373–384, 2018.

CHAVE, J.; COOMES, D. A.; JANSEN, S.; LEWIS, S. L.; SWENSON, N. G.; ZANNE, A. E. Towards a worldwide wood economics spectrum. **Ecology Letters** 12:351–366. 2009.

CHAZDON, R. Chance and Determinism in Tropical Forest Succession. Em: CARSON, W. P.; SCHNITZER, S. A. (Eds.). **Tropical Forest Community Ecology**. 1. ed. [s.l.] Blackwell Publishing Ltd, 2008.

CHAZDON, R. L. **Renascimento de florestas: regeneração na era do desmatamento**. São Paulo: Oficina de Textos, 2016.

CHAZDON, R. L. Landscape Restoration, Natural Regeneration, and the Forests of the Future. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 102, n. 2, p. 251–257, 2017.

CLEMENTS, F. E. Nature and structure of the climax. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 24, n. 1, p. 252-284, 1936.

CONGALTON, R. G.; ODERWALD, R. G.; MEAD, R. A. Assessing Landsat classification accuracy using discrete multivariate statistical techniques. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing** 49:1671 – 1678. 1983.

CROSTA, A. P. **Processamento Digital de Imagens de Sensoriamento Remoto**. Campinas: IG/UNICAMP, ISBN 85-853-690-27, 1992.

DAMSCHEIN, E. I.; HADDAD, N. M.; ORROCK, J. L.; TEWKSBURY, J. J.; LEVEY, D. J. Corridors increase plant species richness at large scales. **Science**, v. 313, n. 5791, p. 1284–1286, 2006.

DEAN, W. **Rio Claro: um Sistema brasileiro de grande lavoura, 1820-1920**. Rio de Janeiro, Paz e Terra, 1977.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras. 1996.

DIXO, M.; METZGER, J. P. Are corridors, fragment size and forest structure important for the conservation of leaf-litter lizards in a fragmented landscape? **Oryx**, v. 43, n. 3, p. 435–442, 2009.

ERIKSSON, O.; EHRLÉN, J. Landscape fragmentation and the viability of plant populations. *Integrating Ecology and Evolution in a Spatial Context* (eds J. Silvertown & J. Antonovics), pp. 157–175. Blackwells, Oxford. 2001.

ESRI. ArcGIS Desktop: versão 10.2.2. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute (ESRI). 2014.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487–515, nov. 2003.

FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: The habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**, v. 40, n. 9, p. 1649–1663, 2013.

FARAH, F. T.; MUYLEAERT, R. L.; RIBEIRO, M. C.; RIBEIRO, J. W.; MANGUEIRA, J. R. S. A.; SOUZA, V.C.; RODRIGUES, R. R. Integrating plant richness in forest patches can rescue overall biodiversity in human-modified landscapes. **Forest Ecology and Management**, v. 397, p. 78-88, 2017.

FARINACI, J. S.; BATISTELLA, M. Variação na cobertura vegetal nativa em São Paulo: um panorama do conhecimento atual. **Revista Árvore**, v. 36, n. 4, p. 695–705, ago. 2012.

FAUTH, J. E.; BERNARDO, J.; CAMARA, M.; RESETARITS, W. J.; van BUSKIRK, JR. J.; MCCOLLUM, S. A. Simplifying the Jargon of Community Ecology: A Conceptual Approach. **The American Naturalist**, v. 147, n. 2, p. 282–286, 1996.

FERRAZ, S. F. B., FERRAZ, K. M. P. M. B., CASSIANO, C. C., BRANCALION, P. H. S., DA LUZ, D. T. A., AZEVEDO, T. N., TAMBOSI, L. R.; METZGER, J. P. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? **Landscape Ecology**, v. 29, p. 187–200, 2014.

FISHER, R. A.; CORBET, A. S.; WILLIAMS, C. B. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of animal population. **Journal of Animal Ecology** 12, 42–58. 1943.

FLORA DO BRASIL 2020 EM CONSTRUÇÃO. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 2017. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >. Acesso em: 05 Out. 2017.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. Components Ecology Landscape Structural. **BioScience**, v. 31, n. 10, p. 733–740, 1981.

FRECKLETON, R. P.; WATKINSON, A. R. Large-scale spatial dynamics of plants: metapopulations, regional ensembles and patchy populations. **Journal of Ecology**, v. 90, p. 419–434, 2002.

FÚLFARO, V. J.; LANDIM, P. M. B.; ELLERT, N. A Tectônica das Serras de Santana e São Pedro (SP). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 21, 1967, Curitiba. **Anais...** Curitiba: SGB, p. 198-205, 1967.

GANDOLFI, S. História natural de uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Campinas (São Paulo, Brasil). 2000. 551p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

GANDOLFI, S.; COLETTI JR., R. Levantamento florístico de uma floresta mesófila semidecídua num relevo de cuestas, da Serra de São Pedro. In: **CONGRESSO DA SOCIEDADE BOTÂNICA DE SÃO PAULO**, 9, p. 165, Resumos, 1992.

GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V. Theoretical bases of the forest ecological restoration. In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GNADOLFI, S. (eds.). **High diversity forest restoration in degraded áreas**. New York: Nova Science Publishers, 286 p., 2007.

GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD, R. O.; MALCOLM, J. R.; STOUFFER, P. C.; VASCONCELOS, H.; LAURANCE, W. F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M.; BORGES, S. Matrix habitat and species persistence in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, v. 91, p. 223–229, 1999.

GLEASON, H. A. The individualist concept of the plant association. **Bulletin of the Torrey Botanical Club**, v. 53, nº1, p. 7-26. 1926.

GUARIGUATA, M. R., OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v. 148, p. 185–206, 2001.

- GUERRA, A. T. **Dicionário geológico-geomorfológico**. 5 ed. Rio de Janeiro, IBGE, 1978.
- GUNDERSON, L. H. Ecological resilience – in theory and application. **Ann. Rev. Ecol. Syst.**, v. 31, p. 425- 439, 2000.
- GUSTAFSON, E. J.; PARKER, G. R. Using an index of habitat patch proximity for landscape design. **Landscape and Urban Planning** 29:117-30. 1994.
- HERNÁNDEZ-RUEDAS, M. A.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MEAVE, J. A.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; IBARRA-MANRÍQUEZ, G.; MARTÍNEZ, E.; JAMANGAPÉ, G.; MELO, F. P. L.; SANTOS, B. A. Conserving Tropical Tree Diversity and Forest Structure: The Value of Small Rainforest Patches in Moderately-Managed Landscapes. **PLoS ONE**, v. 9, n. 6, p. e98931, 5 jun. 2014.
- HOLL, K. D. Factors Limiting Tropical Rain Forest Regeneration in Abandoned Pasture: Seed Rain, Seed Germination, Microclimate, and Soil. **Biotropica**, v. 31, n. 2, p. 229–242, jun. 1999.
- HOLLING, C. S. Resilience and stability of ecological systems. **Annu. Rev. Ecol. Syst.**, v. 4, p. 1-23, 1973.
- HOWE, H. F.; SMALLWOOD, J. Ecology of Seed Dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**. v. 13, p. 201–228. 1982.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Mapa de Biomas do Brasil. Escala 1:5.000.000. 2004. Disponível em <https://ww2.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/21052004biomashtml.shtm>. Acesso em: 20 Dez, 2018.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico de Uso da Terra**. Diretoria de Geociências, Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. 3 ed. Rio de Janeiro: IBGE; 2013.
- IEA. Instituto de Economia Agrícola. Estudos Sobre a Ocupação e Uso do Solo Agrícola no Estado de São Paulo, Período de 1990 a 2015. **Análises e Indicadores do Agronegócio**, v. 12, n. 6, 2017. Disponível em <<http://www.iea.sp.gov.br/ftpica/AIA/AIA-38-2017.pdf>>. Acesso em: 14 Out. 2017.
- INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO (IPT) – Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo, 1981.
- IUCN. The Boon Challenge. Disponível em <<http://www.bonnchallenge.org/blog/brazil-restore-12-million-hectares-forests-under-bonn-challenge-biodiversity-and-climate>>. Acesso em: 11 Out. 2017.
- KOHN, D. D.; WALSH, D. M. Plant Species Richness - The Effect of Island Size and Habitat Diversity. **The Journal of Ecology**, v. 82, n. 2, p. 367, jun. 1994.
- KOTCHETKOFF-HENRIQUES, O. **Composição florística e estrutura de uma mata mesófila semidecídua na cabeceira do rio da cachoeira, serra de Itaqueri, Itirapina, SP**. Campinas, Instituto de Biologia – UNICAMP. 135p. (Tese de Doutorado). 1989.
- KOTCHETKOFF-HENRIQUES, O.; JOLY, C.A. Estudo florístico e fitossociológico em uma mata mesófila semidecídua na Serra do Itaqueri, Itirapina, SP. **Revista brasileira de biologia**, v.53, n.3, p.477-487, 1994.
- KRONKA, F. J. N. et al. Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente/ Instituto Florestal, 200 p., 2005.
- LANDGREBE, D.; BIEHL, L. **An Introduction & Reference for MultiSpec®**. Version 9.2011. Purdue Research Foundation, West Lafayette, Indiana, USA. 2011.
- LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, v.33, p.159-174, 1977.
- LATAWIEC, A. E.; STRASSBURG, B.B.N.; BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R.; GARDNER, T. Creating space for large-scale restoration in tropical agricultural landscapes. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 13, n. 4, p. 211–218, 2015.

- LIBONI, A. P. Florestas secundárias em paisagens agrícolas com matriz de cana-de-açúcar: Diversidade florística e implicações para estratégias de conservação da biodiversidade. Piracicaba: ESALQ/USP, 199p. Tese (Doutorado) Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. 2018.
- LINDBORG, R.; ERIKSSON, O. Historical Landscape Connectivity Affects Present Plant Species Diversity. **Ecology**, v. 85, n. 7, p. 1840–1845, 2004.
- LIMA, R.; MORI, D. P.; PITTA, G.; MELITO, M. O.; BELLO, C.; MAGNAGO, L. F.; ZWIENER, V. P.; SARAIVA, D. D.; MARQUES, M. C. M.; de OLIVEIRA, A. A.; PRADO, P. I. How much do we know about the endangered Atlantic Forest? Reviewing nearly 70 years of information on tree community surveys. **Biodiversity and Conservation**, 24, 2135–2148. 2015.
- LIRA, P. K.; TAMBOSI, L. R.; EWERS, R. M.; METZGER, J. P. Land-use and land-cover change in Atlantic Forest landscapes. **Forest Ecology and Management**, v. 278, p. 80–89, ago. 2012.
- LÔBO, D. et al. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **Diversity and Distributions**, v. 17, p. 287–296, 2011.
- MacARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA. 1967.
- MAGURRAN, A. A. E. **Medindo a diversidade biológica**. 261 p. Curitiba: Ed. Da UFPR, 2013.
- MANGUEIRA, J. R. S. A. regeneração natural como indicadora de conservação, de sustentabilidade e como base do manejo adaptativo de fragmentos florestais remanescentes inseridos em diferentes matrizes agrícolas. Piracicaba: ESALQ/USP, 128p. Tese (Mestrado) Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. 2012.
- MARGALEF, R. Homage to Evelyn Hutchinson, or why is there an upper limit to diversity? **Transactions of the Connecticut Academy of Arts and Sciences**, 44, 211-235. 1972.
- MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 141, n. 9, p. 2184–2192, 2008.
- MARTINS, L.; CAVARARO, R. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Sistema fitogeográfico. Inventário das formações florestais e campestres. Técnicas e manejo de coleções botânicas. Procedimentos para mapeamentos**. IBGE. Rio de Janeiro, 2012.
- MATHER, A. S.; NEEDLE, C. L. The forest transition: a theoretical basis. **The Royal Geographic Society (with the Institute of British Geographers)**, v. 30, n. 2, p. 117–124, 1998.
- MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A.; ENE, E. **FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps**. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. 2012. Disponível em <<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>>. Acesso em: 05 Out 2017.
- MCINTOSH, R. P. An Index of Diversity and the Relation of Certain Concepts to Diversity. **Ecology**, v. 48, n. 3, p. 392–404, maio 1967.
- MELO, A. S. O que ganhamos “confundindo” riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica**, v. 8, n. 3, p. 21–27, 2008.
- MERRIAM, G. Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. Em: BRANDT, J. e AGGER, P. (eds), **Proceedings of the 1st international seminar on methodology in landscape ecological research and planning**. Roskilde Univ., Denmark, pp. 5–15. 1984.
- METZGER, J. P. Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forests of South-East Brazil. **Landscape and Urban Planning**, p. 29-35, v. 37, 1997.
- METZGER, J. P. Estrutura da Paisagem e Fragmentação: Análise Bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 71, p. 445-462, 1999.

- METZGER, J. P. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. **Ecological Applications**, v. 10, n. 4, p. 1147–1161, 2000.
- METZGER, J.P. O que é Ecologia de Paisagens? **Biota Neotropica**, v.1, n. 1, 2001.
- METZGER, J. P.; H. DECAMPS, H. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. **Acta Oecologica - International Journal of Ecology** 18: 1-12.1997.
- METZGER, J. P.; RIBEIRO, M. C.; CIOCHETTI, G.; TAMBOSI, L. R. Uso de índices da paisagem para a definição de ações. Em: **Diretrizes Para a Conservação e Restauração da Biodiversidade no Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente/Instituto de Botânica/Programa BIOTA/FAPESP. 2008.
- METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; DIXO, M.; BERNACCI, L. C.; RIBEIRO, M. C.; TEIXEIRA, A. M. G.; PARDINI, R. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1166–1177, 2009.
- MOILANEN, A.; HANSKI, I. On the use of connectivity measures in spatial ecology. **Oikos**, v. 95, n. 1, p. 147–151, out. 2001.
- MOLIN, P. G.; MIRANDA, F. T. S. E.; SAMPAIO, J. V.; FRANSOZI, A. A.; FERRAZ, S. F. B. Mapeamento de uso e cobertura do solo da bacia do rio Piracicaba, SP: Anos 1990, 2000 e 2010. **Circular técnica / Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais**, v. 207, p. 1-11, 2015.
- MOLIN, P. G.; GERGEL, S. E.; SOARES-FILHO, B. S.; FERRAZ, S. F. B. Spatial determinants of Atlantic Forest loss and recovery in Brazil. **Landscape Ecology**, 32:857-870. 2017.
- MOREIRA, M. A. **Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicação**. 3.ed. 320 p. Viçosa: UFV, 2005.
- MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. Caldwell [Estados Unidos]: Blackburn Press, 547 p. 2003.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v.10, n.1, p.58-62, 1995.
- MURPHY, H. T.; LOVETT-DOUST, J. Context and connectivity in plant metapopulations and landscape mosaics: does the matrix matter? **Oikos**, v. 105, n. 1, p. 3–14, abr. 2004.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; da FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403, 853–858, 2000.
- NALON, M. A.; MATTOS, I. F. A.; FRANCO, G. A. D. C. Capítulo 2: Meio físico e aspectos da fragmentação da vegetação. Em: **Diretrizes Para a Conservação e Restauração da Biodiversidade no Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente/Instituto de Botânica/Programa BIOTA/FAPESP. 2008.
- ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. **Fundamentos de Ecologia**. 5. Ed., Editora Thomson Pioneira, 616 p., 2007.
- PENTEADO, M. M. **Geomorfologia do Setor Centro-Ocidental da Depressão Periférica Paulista** Rio Claro: FFCL/RC., 160p. 1968. Tese (Doutorado em Geografia) – Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras, 1968.
- PICKETT, S. T. A.; CADENASSO, M. L.; MEINERS, S. J. Ever since Clements : from succession to vegetation dynamics and understanding to intervention. **Applied Vegetation Science**, v. 12, p. 9-21, 2009.
- PIELOU, E. C. **Ecological diversity**. New York: Wiley InterScience. 1975.
- PIJL, van der. **Principles of dispersal in higher plants**. 3a ed., Springer-Verlag, Berlin. 1982
- PINHEIRO, M. R. **Técnicas Cartográficas e Aerofotogramétricas no Estudo da Erosão: Alta Bacia do Ribeirão Araquá – São Pedro e Charqueada / SP**. São Paulo, 2009. Dissertação (Mestrado). Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo, 2009.

PLANET. Planet imagery product specifications. August, 2018. Disponível em <https://assets.planet.com/docs/Planet_Combined_Imagery_Product_Specs_letter_screen.pdf>. Acesso em 20 de Set, 2018.

QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2015. Quantum GIS User Guide/Manual (QGIS 2.18). Disponível em http://docs.qgis.org/2.18/pt_PT/docs/user_manual/index.html. Acesso em: 20 Out., 2017.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. 2017. Disponível em <<http://www.r-project.org>>.

RANTA, P.; BLOM, T.; NIEMELA, J.; JOENSUU, E.; SIITONEN, M. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, p. 385–403, 1998.

REID, J. L.; ZAHAWI, R. A.; FAGAN, M. E.; LUCAS, J.; SLAUGHTER, J. The ephemerality of secondary forests in southern Costa Rica. **Conservation Letters**, n. February, p. 1–7, 2018.

REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; STRASSBURG, B. B. N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G. A.; MITTERMEIER, R. A. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208–214, 2018.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, 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**, v. 142, p. 1141–1153. 2009.

RICKLEFS, R. E. 2001. **A Economia da Natureza**. Guanabara Koogan, 5a Edição. 503 p.

RICKLEFS, R. E.; HE, F. Region effects influence local tree species diversity. **PNAS**, v. 113, n. 3, p. 674–679, 2016.

RODRIGUES, L. N. **Aspectos sucessionais de um trecho de floresta de encosta íngreme em São Pedro, SP**. Piracicaba: ESALQ/USP, 122p. Tese (Mestrado) Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. 1998.

RODRIGUES, R. R. **Análise de um remanescente de vegetação natural às margens do Rio Passa Cinco, Ipeúna, SP**. Tese (Doutorado em Ciências) - Unicamp, Campinas, SP, 1992.

RODRIGUES, R. R. A vegetação de Piracicaba e municípios do entorno. **Circular técnica, nº 189. Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais**. 1999.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Orgs.) **Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009a.

RODRIGUES, R. R.; LIMA, R. A. F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1242–1251, 2009b.

RODRIGUES, R.R.; PADOVEZI, A.; FARAH, F. T.; GARCIA, L. C.; SANGLADE, L. C.; BRANCALION, P. H. S.; CHAVEZ, R. B.; BARRETO, T. E.; STRASSBURG, B.; SCCARAMUZZA, C. A. M.; VIANI, R. A. C. Protocolo de monitoramento para programas e projetos de restauração florestal. Grupos de Trabalho Técnico – Científico e de Economia da Restauração do Pacto pela Restauração da Mata Atlântica. 2013

ROSS, J. L. S.; MOROZ, I. C. **Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo**. São Paulo, SP: FFLCH/USP e IPT/FAPESP, Mapas e Relatório. 1997.

SALIS, S. M. **Composição florística e estrutura de um remanescente de mata ciliar do rio Jacaré-Pepira, Brotas, SP**. Campinas, Instituto de biologia - UNICAMP. 111 p. (Dissertação de Mestrado). 1990.

SÁNCHEZ, M. C. **Os Municípios de São Pedro e Charqueada: aspectos de sua geografia agrária**. 1969. 135f. Tese (Doutorado em Geografia) – Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Rio Claro, 1969.

SÃO PAULO: SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE/INSTITUTO DE BOTÂNICA/PROGRAMA BIOTA/FAPESP. **Diretrizes Para a Conservação e Restauração da Biodiversidade no Estado de São Paulo**. 2008.

SÃO PAULO: SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO/INSTITUTO GEOLÓGICO. **Mapeamento do Uso e Cobertura do Solo da UGRHI 5 (PCJ) - Escala 1:25.000** - Coordenadoria de Planejamento Ambiental, Instituto Geológico, SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2013. Disponível em <<http://www.ambiente.sp.gov.br/cpla/mapa-de-uso-e-ocupacao-da-terra-ugrhi-5-pcj/>> Acesso em 23/06/2017, às 16:20 hrs.

SÃO PAULO, 2014. Resolução SMA N°32, de 03 de abril de 2014. Estabelece as orientações, diretrizes e critérios para restauração ecológica no estado de São Paulo, e dá outras providências. Secretaria de Meio Ambiente. Governo do estado de São Paulo, 2014.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. **Conservation Biology**, v.5, n.1, pp. 18-32, 1991.

SCHILLING, A. C. **Amostragem da diversidade de espécies arbóreas em florestas tropicais: padrões e limitações de algumas medidas**. Universidade de São Paulo - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2007.

SER – SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION. Society for Ecological Restoration International's primer of ecological restoration. 2004.

SHANNON, C. E.; WEAVER, W. **The mathematical theory of communication**. Urbana, IL: University of Illinois Press. 1949.

SIFESP. SISTEMA DE INFORMAÇÕES FLORESTAIS DO ESTADO DE SÃO PAULO. Disponível em: <<http://www.iflorestal.sp.gov.br/sifesp/>> Acesso em: 26 de jul. 2018.

SILVA, R. F.; BATISTELLA, M.; MORAN, E. F. Drivers of land change: Human-environment interactions and the Atlantic Forest transition in the Paraíba Valley, Brazil. **Land Use Policy**. v. 58, p. 133-44. 2016.

SILVA, W. G. DA; METZGER, J. P.; BERNACCI, L. C.; CATHARINO, E. L. M.; DURIGAN, G.; SIMÕES, S. Relief influence on tree species richness in secondary forest fragments of Atlantic Forest, SE, Brazil. **Acta Botanica brasílica**, v. 22, n. 2, p. 589–598, jun. 2008.

SIMPSON, E. H. Measurement of Diversity. **Nature**, v. 163, n. 4148, p. 688–688, 30 abr. 1949.

SOARES-FILHO, B.; RAJÃO, R.; MACEDO, M. Cracking Brazil's Forest Code. **Science**, 344, 363–364, 2014.

SOS Mata Atlântica. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica: Período 2016-2017**, 2018. Disponível em https://www.sosma.org.br/link/Atlas_Mata_Atlantica_2016-2017_relatorio_tecnico_2018_final.pdf. Acesso em 22 de Ago, 2018.

SOUZA, A. O.; PEREZ FILHO, A. Mudanças na dinâmica fluvial da bacia hidrográfica do ribeirão Araquá: eventos tectônicos e climáticos no Quaternário. **Geosp – Espaço e Tempo** (Online), v. 20, n. 3, p. 636-656, mês. 2016.

SPAROVEK, G.; BERNDEN, G.; KLUG, I. L. F.; BARRETTO, A. G. O. P. Brazilian Agriculture and Environmental Legislation: Status and Future Challenges. **Environmental Science & Technology**, v. 44, p. 6046-6053, 2010.

SPAROVEK, G.; BERNDEN, G.; BARRETTO, A. G. O. P.; KLUG, I. L. F. The revision of the Brazilian Forest Act: increased deforestation or a historic step towards balancing agricultural development and nature conservation? **Environmental Science & Policy**, v. 16, p. 65-72, 2012.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; KRINGEN, H.; GRAY, M. Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. **Oikos**, v. 68, n. 3, p. 571, 1993.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; WITH, K. A. Landscape connectivity: a return to the basics. Em: CROOKS, K. R.; SANJAYAN, M. (eds) **Connectivity conservation**. Cambridge University Press, New York, pp 29–43. 2006.

TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. How should we measure landscape connectivity? **Landscape Ecology**, v. 15, n. 7, p. 633–641, 2000a.

- TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. On the usage and measurement of landscape connectivity. **Oikos**, v. 90, n. 1, p. 7–19, 2000b.
- TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. On the use of connectivity measures in spatial ecology. A reply. **Oikos**, v. 95, n. 1, p. 152–155, 2001.
- TURNER, M. G.; GARDNER, R. H. **Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process**. 2. ed. New York: Springer New York Heidelberg Dordrecht London, 2015.
- UEZU, A.; METZGER, J. P.; VIELLIARD, J. M. E. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, v. 123, n. 4, p. 507–519, jun. 2005.
- URIARTE, M.; ANCIÃES, M.; DA SILVA, M.T.B.; RUBIM, P.; JOHNSON, E.; BRUNA, E. M. Disentangling the drivers of reduced long-distance seed dispersal by birds in an experimentally fragmented landscape. **Ecology**, v. 92, n. 4, p. 924–937, abr. 2011.
- URIARTE, M.; CHAZDON, R. L. Incorporating natural regeneration in forest landscape restoration in tropical regions: synthesis and key research gaps. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 915–924, 2016.
- VELOSO, H. P.; OLIVEIRA-FILHO, L. C.; VAZ, A. M. S. F.; LIMA, M. P. M.; MARQUETE, R.; BRAZÃO, J. E. M. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Manuais técnicos em geociências, 1. Rio de Janeiro, Secretaria de Planejamento, Orçamento e Coordenação, Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria de Geociências, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 93p. 1992.
- VICTOR, M. A. V.; CAVALLI, A. C.; GUILLAUMON, J. R.; FILHO, R. S. **Cem Anos de Devastação: revisitada 30 anos depois**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Diretoria do Programa Nacional de Conservação da Biodiversidade, 2005.
- VIDAL, C. Y.; MANGUEIRA, J. R.; FARAH, F. T.; ROTHER, D. C.; RODRIGUES, R. R. 8. Biodiversity Conservation of Forests and their Ecological Restoration in Highly-modified Landscapes. In: Carla Gheler-Costa, Maria Carolina Lyra-Jorge, Luciano Martins Verdade. (Org.). Biodiversity in Agricultural Landscapes of Southeastern Brazil. 1ed.: De Gruyter Open, v. 1, p. 1-342. 2016.
- VIDAL, C. Y. A importância da biodiversidade dos fragmentos florestais para a conservação e restauração ecológica em paisagens agrícolas. Doutorado em Biologia Vegetal. UNICAMP. 2018.
- WALZ, U. Landscape Structure, Landscape Metrics and Biodiversity. **Living Reviews in Landscape Research**, 5, 3, 2011.
- WILCOVE, D. S.; MCLELLAN, C. H.; DOBSON, A. P. **Habitat fragmentation in the temperate zone**. Em *Conservation Biology*, ed. ME Soulé, pp. 237–56. Sunderland, MA: Sinauer. 1986.

ANEXO A. Lista de espécies encontradas nas 40 parcelas de amostragem na bacia do Rio Araquá. Estágio sucessional: P = pioneira; NP = não pioneira; P/NP = pioneira/não pioneira; NC = não classificada. Síndrome de dispersão: Zoo = zoocórica; NZ = não zoocórica; NC = não classificada; SD = síndrome de dispersão; ES = estágio sucessional; BC = baixa cobertura de vegetação nativa; AC = alta cobertura de vegetação nativa.

Família	Espécie	Grupo ecológico		Ocorrência	
		SD	ES	BC	AC
Acanthaceae	<i>Ruellia brevifolia</i> (Pohl) C.Ezcurra	NZ	NP		x
	Acanthaceae 1	NC	NC	x	
	Acanthaceae 2	NC	NC		x
Anacardiaceae	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	NZ	NP		x
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Zoo	NP	x	x
Annonaceae	<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hill.	Zoo	P		x
	<i>Guatteria sellowiana</i> Schltdl.	NC	NC	x	x
Apocynaceae	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll.Arg.	NZ	NP		x
	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A.DC.	Zoo	P	x	
Araliaceae	<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch.	Zoo	P	x	x
Arecaceae	<i>Syagrus oleracea</i> (Mart.) Becc.	Zoo	NP	x	
	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Zoo	NP	x	x
	Arecaceae 1	Zoo	NC	x	x
Asteraceae	<i>Moquiniastrium polymorphum</i> (Less.) G.Sancho	NZ	P	x	x
	<i>Symphlyopappus compressus</i> (Gardner) B.L.Rob.	NZ	P		x
	<i>Eupatorium</i> sp.	NC	NC		x
	<i>Moquiniastrium</i> sp.	NZ	P		x
	Asteraceae 1	NC	NC		x
Bignoniaceae	<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	NZ	NP		x
	<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex. Verl.	NZ	P/NP	x	x
	<i>Handroanthus</i> sp.	NZ	NP		x
Boraginaceae	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	Zoo	P	x	
	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	NZ	NP	x	x
	<i>Cordia</i> sp.	Zoo	NC		x
	<i>Tournefortia</i> sp.	NC	NC	x	
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Zoo	NP		x
Cannabaceae	<i>Celtis fluminensis</i> Carauta	Zoo	NP	x	x
	<i>Trema micranta</i> (L.) Blume	Zoo	P	x	
Cardiopteridaceae	<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard	Zoo	NP	x	
Celastraceae	<i>Monteverdia aquifolia</i> Mart.	Zoo	NP	x	x
Combretaceae	<i>Terminalia</i> sp.	NZ	NC		x
Ebenaceae	<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	Zoo	NP	x	
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A.St.-Hil.	Zoo	NP	x	
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon conceptionis</i> (Chodat & Hassl.) Hochr.	NZ	NP	x	x

	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	Zoo	P	x	x
	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	NZ	P	x	x
	<i>Croton urucurana</i> Baill.	NZ	P	x	x
	<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	NZ	NP	x	
Fabaceae	<i>Bauhinia forficata</i> Link	NZ	P	x	x
	<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud.	NZ	P	x	x
	<i>Bauhinia</i> sp.	NZ	P		x
	<i>Calliandra tweedii</i> Benth.	NZ	P	x	
	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillem. Ex Benth.	NZ	NP	x	x
	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Zoo	NP	x	x
	<i>Dahlstedtia muehlbergiana</i> (Hassl.) M.J.Silva & A.M.G. Azevedo	NZ	NP		x
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	NZ	P	x	x
	<i>Inga cf sessilis</i> (Vell.) Mart.	Zoo	P		x
	<i>Inga marginata</i> Willd.	Zoo	NP	x	x
	<i>Inga vera</i> Willd.	Zoo	P	x	x
	<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	NZ	NP	x	x
	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	NZ	NP	x	
	<i>Machaerium birtum</i> (Vell.) Stellfeld	NZ	NP	x	x
	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	NZ	NP	x	x
	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	NZ	NP	x	x
	<i>Machaerium villosum</i> Vogel	NZ	NP	x	x
	<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	Zoo	NP	x	
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	NZ	P	x	
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	NZ	P	x	x
	<i>Platypodium elegans</i> Vogel	NZ	NP	x	x
	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	NZ	NP	x	
	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	NZ	P	x	
	Fabaceae 1	NC	NC	x	x
Lacistemataceae	<i>Lacistema basslerianum</i> Chodat	Zoo	NP	x	x
Lamiaceae	<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	Zoo	P	x	
Lauraceae	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	Zoo	NP	x	x
	<i>Nectandra megapota</i> (Spreng.) Mez	Zoo	NP		x
	<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	Zoo	NP	x	
	<i>Nectandra</i> sp. 1	NC	NC	x	x
	<i>Nectandra</i> sp. 2	NC	NC	x	
	Lauraceae 1	NC	NC	x	
	Lauraceae 2	NC	NC	x	x
	Lauraceae 3	NC	NC	x	x
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	NZ	NP	x	x
	<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	NZ	NP	x	

Loganiaceae	<i>Strychnos brasiliensis</i> Mart.	Zoo	NP		x
Malvaceae	<i>Ceiba speciose</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	NZ	NP		x
	<i>Eriotheca candolleana</i> (K.Schum.) A.Robyns	NZ	NP	x	x
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Zoo	P	x	x
	<i>Luehea</i> sp.	NZ	NP	x	x
	<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	NZ	NP	x	
	<i>Pavonia</i> sp. Cav.	NZ	NC	x	
	Malvaceae sp. 1	NC	NC	x	
	Malvaceae sp. 2	NC	NC		x
Melastomataceae	<i>Leandra carassana</i> (DC.) Cogn.	Zoo	NP	x	
	<i>Miconia</i> sp.	Zoo	NC	x	
	Melastomataceae sp. 1	NC	NC	x	x
	Melastomataceae sp. 2	NC	NC	x	x
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Zoo	NP	x	
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	NZ	NP		x
	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	Zoo	NP		x
	<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.	Zoo	NP	x	
	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	Zoo	NP	x	x
	<i>Trichilia casaretti</i> C.DC.	Zoo	NP		x
	<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	Zoo	NP	x	x
	<i>Trichilia clauseni</i> C.DC.	Zoo	NP	x	x
	<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	Zoo	NP	x	
	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Zoo	NP	x	x
Monimiaceae	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	Zoo	NP	x	
	<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.	Zoo	NP		x
Myrtaceae	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	Zoo	NP	x	
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	Zoo	NP		x
	<i>Eugenia florida</i> DC.	Zoo	NP	x	x
	<i>Eugenia paracatuana</i> O.Berg	Zoo	NP	x	
	<i>Eugenia</i> sp.	Zoo	NP		x
	<i>Myrcia</i> cf <i>larnotteana</i> Cambess.	Zoo	P		x
	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Zoo	NP	x	x
	<i>Myrcia venulosa</i> DC.	NC	NC		x
	<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	Zoo	NP	x	x
	<i>Psidium guajava</i> L.*	Zoo	Exótica	x	x
	<i>Psidium sartorianum</i> (O.Berg) Nied.	NC	NC		x
	Myrtaceae sp. 01	NC	NC		x
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Zoo	NP	x	x
	<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	Zoo	NP	x	
Oxalydaceae	<i>Oxalis rhombeo-ovata</i> A.St.-Hill.	NZ	NP	x	

Peraceae	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. Ex Baill.	Zoo	P	x	x
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	NZ	NP		x
Piperaceae	<i>Piper amalago</i> L.	Zoo	NP	x	x
	<i>Piper arboreum</i> Aubl.	Zoo	NP	x	x
	<i>Piper gaudichaudianum</i> Kunth	Zoo	NP	x	
	<i>Piper malacophyllum</i> (C.Presl) C.DC.	Zoo	NP	x	x
	<i>Piper umbellatum</i> L.	Zoo	NP	x	
	<i>Piper</i> sp. 1	Zoo	NP		x
	<i>Piper</i> sp. 2	Zoo	NP		x
	<i>Piper</i> sp. 3	Zoo	NP	x	
Polygonaceae	<i>Coccoloba</i> sp.	Zoo	NP	x	
Primulaceae	<i>Myrsine</i> sp.	Zoo	NC	x	
	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	Zoo	P		x
Rhamnaceae	<i>Gouania virgata</i> Reissek	NC	NC	x	
	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	Zoo	NP	x	
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Zoo	NP	x	x
Rubiaceae	<i>Chomelia bella</i> (Standl.) Steyerf.	Zoo	NP	x	
	<i>Chomelia obtuse</i> Cham. & Schltdl.	Zoo	NP	x	
	<i>Cordia</i> sp.	Zoo	NP	x	
	<i>Contarea hexandra</i> (Jacq.) K.Schum.	NZ	NP	x	
	<i>Palicourea racemose</i> (Aubl.) Borhidi	Zoo	NP	x	
	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	Zoo	NP	x	x
	<i>Psychotria hoffmannseggiana</i> (Willd. ex Schult.) Müll.Arg.	Zoo	NP	x	
	<i>Psychotria stachyoides</i> Benth.	Zoo	NP	x	
	<i>Randia calycina</i> Cham.	Zoo	NP	x	
	<i>Randia calycina</i> Cham.	Zoo	NP	x	
Rutaceae	<i>Conchocarpus pentandrus</i> (A. St.-Hil.) Kallunki & Pirani	NC	NC		x
	<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A.St.-Hil.) A.Juss. Ex Mart.	NZ	NP	x	x
	<i>Metrodorea nigra</i> A.St.-Hill.	NZ	NP	x	
	<i>Zanthoxylum monogynum</i> A.St.-Hill	Zoo	NP	x	
	<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.	Zoo	NP	x	
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Zoo	NP	x	
	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	Zoo	P	x	x
	<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	Zoo	NP	x	
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Zoo	P	x	x
	<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	NZ	NP		x
	<i>Prockia crucis</i> P.Browne ex L.	Zoo	NP	x	
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. Ex Niederl.	Zoo	P	x	x
	<i>Cupania tenuivalvis</i> Radlk.	Zoo	NP		x
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Zoo	NP	x	x
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Zoo	NP	x	x

Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	Zoo	NP	x	x
	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	Zoo	NP		x
Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Zoo	NP	x	x
Solanaceae	<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schltdl.	Zoo	P	x	
	<i>Cestrum</i> sp. 1	Zoo	NP	x	x
	<i>Cestrum</i> sp. 2	Zoo	NP	x	x
	<i>Cestrum</i> sp. 3	Zoo	NP	x	
	<i>Solanum</i> sp.	NC	NC		x
	Solanaceae sp.	NC	NC	x	
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul.	Zoo	P	x	
	Urticaceae 1	NC	NC		x
	Urticaceae 2	NC	NC		x
Verbenaceae	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	Zoo	P	x	x
	<i>Lantana camara</i> L.	Zoo	P	x	
	<i>Lantana fucata</i> Lindl.	Zoo	P	x	
	<i>Lantana</i> sp.	Zoo	P	x	
Violaceae	<i>Pombalia atropurpurea</i> (A.St.-Hil.) Paula-Souza	NZ	NP	x	x
Vochysiaceae	<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	NZ	NP	x	x
	Não identificada 1	NC	NC	x	
	Não identificada 2	NC	NC		x
	Não identificada 3	NC	NC		x
	Não identificada 4	NC	NC		x
	Não identificada 5	NC	NC		x
	Não identificada 6	NC	NC		x