

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ  
DIRETORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS AMBIENTAIS**

**THAIS DE FÁTIMA BALBINO LISBOA**

**CARACTERIZAÇÃO E AVALIAÇÃO DA RESTAURAÇÃO PASSIVA  
EM MATA CILIAR COM USO DE PROTOCOLOS DE  
MONITORAMENTO NA REGIÃO OESTE DO PARANÁ**

**DISSERTAÇÃO**

**MEDIANEIRA  
2019**

**THAIS DE FÁTIMA BALBINO LISBOA**

**CARACTERIZAÇÃO E AVALIAÇÃO DA RESTAURAÇÃO PASSIVA  
EM MATA CILIAR COM USO DE PROTOCOLOS DE  
MONITORAMENTO NA REGIÃO OESTE DO PARANÁ**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Tecnologias Ambientais, do Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais – PPGTAMB – da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR – Câmpus Medianeira.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Carla Daniela Câmara

Coorientador: Pqc. Dr. Roque Cielo-Filho

**MEDIANEIRA  
2019**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

L769c	<p>Lisboa, Thais de Fátima Balbino</p> <p>Caracterização e avaliação da restauração passiva em mata ciliar com uso de protocolos de monitoramento na região Oeste do Paraná / Thais de Fátima Balbino Lisboa– 2019. 71 f. : il. ; 30 cm.</p> <p>Texto em português com resumo em inglês Orientadora: Carla Daniela Câmara Coorientador: Roque Cielo-Filho Dissertação (Mestrado) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais. Medianeira, 2019. Inclui bibliografias.</p> <p>1. Florestas-Conservação. 2. Recuperação ecológica. 3. Gestão ambiental .4. Tecnologias Ambientais - Dissertações. I. Câmara, Carla Daniela. II. Cielo-Filho, Roque III. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais. IV. Título.</p> <p>CDD: 600</p>
-------	--



## **TERMO DE APROVAÇÃO**

### **CARACTERIZAÇÃO E AVALIAÇÃO DA RESTAURAÇÃO PASSIVA EM MATA CILIAR COM USO DE PROTOCOLOS DE MONITORAMENTO NA REGIÃO OESTE DO PARANÁ**

Por

**THAIS DE FÁTIMA BALBINO LISBOA**

Essa dissertação foi apresentada às 9 horas, do dia 22 de março de dois mil e dezanove, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Tecnologias Ambientais, Linha de Pesquisa Tecnologias de Prevenção e Controle de Impactos Ambientais, no Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná. A candidata foi arguida pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho aprovado.

---

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Carla Daniela Câmara (Orientador – PPGTAMB)

---

Pqc. Dr. Roque Cielo-Filho (Coorientador – PPGTAMB)

---

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Rejane Barbosa de Oliveira (Membro Interno – UTFPR)

---

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Yule Roberta Ferreira Nunes (Membro Externo – UNIMONTES)

**A Folha de Aprovação assinada encontra-se na Coordenação do Programa**

Aos meus queridos pais, Maria José e João,  
pelo incentivo e apoio em todas as  
*empreitadas* que me aventurei e pelos belos  
exemplos de vida.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente, expresso minha gratidão a Deus, pois sem a sua graça nenhuma das minhas conquistas seria possível.

Agradeço à minha orientadora, Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Carla Daniela Câmara, e ao meu coorientador, Pqc. Dr. Roque Cielo Filho pela paciência, dedicação e confiança conferidas a mim na realização deste trabalho, e pelas contribuições significativas nos estudos da área botânica.

À minha família, pelo incentivo prestado, mesmo à distância, para que eu concluísse mais esse trabalho com êxito.

Aos alunos de iniciação científica Andreia Kiister Bosio e Luiz Henrique Barbosa Pinto pelo auxílio no desenvolvimento dos trabalhos de campo.

Aos moradores da comunidade Xaxim e proprietários das áreas em que este estudo foi realizado, os quais possibilitaram a execução desse trabalho científico.

À CAPES pelo auxílio financeiro, indispensável para a realização deste estudo.

À Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Câmpus Medianeira, professores do PPGTAMB, servidores e funcionários em geral, pela estrutura e atendimento fornecidos, pelo conhecimento transmitido, e pela colaboração e auxílio em geral.

Aos colegas de turma, em especial Giselle, Jéssica e Fábio; pelo companheirismo, apoio e brincadeiras que tornaram essa jornada mais prazerosa.

Enfim, a todos que contribuíram, direta ou indiretamente, para o desenvolvimento deste trabalho e fizeram parte da minha formação, meu muito obrigada!

“Nesses tempos de céus de cinzas e chumbos, nós precisamos de árvores desesperadamente verdes” (QUINTANA, Mário).

## RESUMO

LISBOA, Thais de F. B. **Caracterização e avaliação da restauração passiva em mata ciliar com uso de protocolos de monitoramento na região Oeste do Paraná.** 2019. 71 f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais), Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Medianeira, 2019.

A riqueza de recursos naturais é uma característica notória do Brasil, conhecida mundialmente. Contudo, conforme ocorre a ocupação humana do território brasileiro, também há um aumento progressivo da destruição dos recursos naturais. A restauração florestal surge como uma alternativa para reverter a degradação ambiental, através de técnicas como a restauração passiva. O presente estudo foi desenvolvido em uma área em processo de restauração passiva, localizada na região Oeste do Estado do Paraná. Há cerca de 12 anos atrás, não havia cobertura de mata ciliar na área, mas após incentivo da empresa Itaipu Binacional em parceria com moradores locais, foi aplicada uma estratégia de restauração passiva na área degradada. Desde então, não foram feitas avaliações que permitissem analisar a resposta da área em processo de restauração à técnica aplicada. Diante disso, este trabalho buscou analisar a resposta ambiental da área através da caracterização e avaliação da restauração passiva utilizando dois protocolos de monitoramento da restauração ecológica. A caracterização da área revelou a ocorrência de 64 espécies, pertencentes a 31 famílias, sendo *Myrcia laruotteana*, *Gymnanthes klotzschiana*, *Myrcia subcordata*, *Eugenia involucrata*, *Sebastiania brasiliensis*, *Calyptanthes concinna* e *Calliandra foliolosa*, as espécies mais abundantes. Verificou-se também a predominância de espécies zoocóricas e não-pioneiras, características estas que ajudam a evidenciar o sucesso da restauração. Também foram avaliados oito indicadores do sucesso da restauração: cobertura de copas; área basal; biomassa acima do solo; riqueza total; riqueza e densidade de regenerantes arbóreos com  $DAP < 5$  cm; riqueza e densidade de regenerantes arbóreos com  $1 \text{ cm} \leq DAP < 5$  cm. Verificou-se que a restauração da área está sendo bem-sucedida, pois a avaliação realizada com os dois protocolos revelou que os valores obtidos para os indicadores avaliados (exceto área basal e biomassa) encontram-se acima dos valores de referência esperados para uma área com idade de 12 anos de restauração.

**Palavras-chave:** Floresta Estacional Semidecidual. Resiliência. Restauração ecológica. Avaliação. Valores de referência.



## ABSTRACT

LISBOA, Thais de F. B. **Characterization and evaluation of passive restoration of riparian forests by using monitoring protocols in the West of Paraná.** 2019. 71 f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais), Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Medianeira, 2019.

The wealth of natural resources is a notorious feature of Brazil, known worldwide. However, as the human occupation of the Brazilian territory occurs, there is also a progressive increase in the destruction of natural resources. Forest restoration emerges as an alternative to reverse environmental degradation through techniques such as passive restoration. The present study was developed in an area undergoing passive restoration, located in the western region of the State of Paraná. About 12 years ago, there was no riparian vegetation cover in the area but after encouragement from the Itaipu Binacional company in partnership with local residents, a passive restoration strategy was applied to the damaged area. Since then, no evaluations have been made that allowed analyzing the response of the restoration area to the applied technique. Therefore, this work sought an environmental response of the area through the characterization and evaluation of passive restoration using two monitoring protocols of the ecological restoration. The characterization of the area revealed the occurrence of 64 species belonging to 31 families, being *Myrcia laruotteana*, *Gymnanthes klotzschiana*, *Myrcia subcordata*, *Eugenia involucrata*, *Sebastiania brasiliensis*, *Calyptranthes concinna* and *Calliandra foliolosa*, the most abundant ones. It was also verified the predominance of zoocoric and non-pioneer species, which are characteristics that help highlight the success of the restoration. Eight indicators of the success of the restoration were also evaluated: crown coverage; basal area; above ground biomass; total richness; richness and density of arboreal regenerants with  $DBH < 5$  cm; richness and density of arboreal regenerants with  $1 \text{ cm} \leq DAP < 5$  cm. It was verified that the restoration of the area is being successful, seeing that the evaluation carried out with the two protocols revealed that the values obtained for the evaluated indicators (except basal area and biomass) are above the expected reference values for an area of 12 years of restoration.

**Keywords:** Seasonal Semideciduous Forest. Resilience. Ecological restoration. Evaluation. Reference values.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa do Brasil, Mapa do Estado do Paraná e detalhe com a localização da área de estudo na divisa entre os Municípios de Céu Azul e Matelândia. ....	26
Figura 2 – Visualização do entorno da área de estudo em um raio de 10 km, evidenciando a distância até a maior fonte de propágulos (Parque Nacional do Iguaçu) e a fragmentação florestal da região, em que a área de estudo está inserida. ....	27
Figura 3 – Moita de bambu na localização original da parcela de amostragem 3 .....	32
Figura 4 – Pequeno córrego na localização original da parcela de amostragem 8 ...	32
Figura 5 – Esquema exemplificativo de aferição do indicador cobertura de copas pelo método de linhas, em uma parcela com presença de clareira e espécies exóticas. A cobertura de copas é a área do solo coberta pela copa das espécies nativas. Neste exemplo, a cobertura do solo por espécies nativas na parcela é de 10,5 metros, ou seja, 52,5%.....	35
Figura 6 – Curva de rarefação envolvendo as classes 1 e 2 para obtenção do número de espécies a ser comparado com o valor de referência (ponto em vermelho). ....	50
Figura 7 – Curva de rarefação envolvendo somente a classe 2 para obtenção do número de espécies a ser comparado com o valor de referência (ponto em vermelho). ....	50

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Protocolo I: valores de referência para oito indicadores de sucesso, em uma área com idade de 12 anos. CC – cobertura de copas, AB – área basal, BAS – biomassa acima do solo, RT – riqueza total, RR – riqueza de regenerantes, DR – densidade de regenerantes. Valores de riqueza correspondem ao número de espécies amostrados em 1.000 m <sup>2</sup> . ....	37
Tabela 2. Protocolo II: valores de referência para três indicadores de sucesso, em áreas com idades de 10 e 15 anos, e valores intermediários para idade de 12,5 anos. CC – cobertura de copas, RR – riqueza de regenerantes, DR – densidade de regenerantes. Valores de riqueza correspondem ao número de espécies amostrados em 1.000 m <sup>2</sup> . ....	37
Tabela 3. Níveis de abundância (número de indivíduos) considerados nas comparações envolvendo o parâmetro riqueza, e valores de referência de riqueza de acordo com os protocolos I e II. ....	38
Tabela 4. Relação de espécies arbóreas e/ou arbustivas com características ecológicas. IND (indivíduos); Hábito: arb – arbusto, arv – árvore; SD (síndrome de dispersão): ANE – anemocórica, AUT – autocórica, ZOO – zoocórica; CS (categoria sucessional): P – pioneira, NP – não-pioneira.....	41
Tabela 5. Relação de espécies exóticas encontradas nas parcelas. ....	44
Tabela 6. Densidade absoluta – ind.ha <sup>-1</sup> , densidade relativa expressa em percentagem e frequência absoluta expressa em percentagem, das espécies amostradas na área de estudo. DA (densidade absoluta), DR (densidade relativa), FA (frequência absoluta). ....	47
Tabela 7. Valores obtidos e valores de referência para cada um dos indicadores de sucesso apontados no protocolo I.....	51
Tabela 8. Valores obtidos e valores de referência para cada um dos indicadores de sucesso apontados no protocolo II.....	51
Tabela 9. Valores esperados (VE) e valores críticos (VC) para cada um dos indicadores de sucesso (valores de riqueza correspondem ao número de espécies amostrados em 1.000 m <sup>2</sup> ). ....	70

Tabela 10. Valores intermediários de referência para monitoramento dos projetos de restauração ecológica, para cada tipo de vegetação. C – crítico, M – mínimo, A – adequado. ....71

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>12</b>
<b>2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>14</b>
2.1 MATAS CILIARES.....	14
2.2 RESILIÊNCIA ECOLÓGICA.....	15
2.3 SUCESSÃO ECOLÓGICA .....	16
2.4 RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA.....	17
2.5 RESTAURAÇÃO PASSIVA.....	19
2.6 MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA .....	20
2.7 SELEÇÃO E IMPORTÂNCIA DE INDICADORES ECOLÓGICOS .....	22
<b>3 OBJETIVOS</b> .....	<b>24</b>
3.1 OBJETIVO GERAL .....	24
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	24
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>25</b>
4.1 ÁREA DE ESTUDO.....	25
4.2 SELEÇÃO DOS PROTOCOLOS DE MONITORAMENTO .....	28
4.2.1 Protocolo I .....	28
4.2.2 Protocolo II .....	29
4.3 AMOSTRAGEM E COLETA DE DADOS .....	31
4.4 ANÁLISE DE DADOS.....	35
4.5 IDENTIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DE ESPÉCIES AMOSTRADAS.....	39
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>41</b>
5.1 CARACTERÍSTICAS ECOLÓGICAS DAS ESPÉCIES IDENTIFICADAS.....	41
5.2 COMPARAÇÃO DE VALORES OBTIDOS E VALORES DE REFERÊNCIA .....	49
5.3 COMPARAÇÃO DE PROTOCOLOS .....	54
<b>6 CONCLUSÃO</b> .....	<b>57</b>
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>59</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A riqueza de recursos naturais é uma característica notória do Brasil, conhecida mundialmente. Tal aspecto pode ser confirmado na última Avaliação de Recursos Florestais Mundiais (“Global Forest Resources Assessment” - FRA), realizada em 2015, que revela que cerca de 59% do território nacional é coberto por florestas nativas (FAO, 2015, p. 3).

Mas apesar de tamanha abundância florestal, a ocupação humana do território brasileiro provoca um aumento progressivo da destruição dos recursos naturais, em que florestas são substituídas por outros usos do solo (RECH *et al.*, 2015, p. 195), como agricultura, mineração, pecuária, urbanização, etc.

Dentre as formações florestais impactadas pelas atividades antrópicas, as matas ciliares necessitam de considerável atenção devido a algumas características típicas. Como as importantes funções ecológicas que elas desempenham, em especial na proteção dos recursos hídricos (TUNDISI; TUNDISI, 2010); e devido a sua localização que geralmente se dá em áreas favoráveis a ocupação humana, tornando-as mais suscetíveis a perturbações (RECH *et al.*, 2015, p. 195).

Frente a esse quadro de progressivos danos ambientais, a intervenção do homem em áreas degradadas se torna necessária como modo de auxiliar a reversão dos processos de degradação ambiental e direcionar para a sucessão natural (ENGEL; PARROTTA, 2008). Tal intervenção pode ser feita através da restauração florestal, prática que tem crescido muito no Brasil em virtude do aumento das exigências legais para regularização ambiental das atividades produtivas e para redução dos impactos ambientais (BRANCALION *et al.*, 2012).

Projetos de restauração ecológica vêm sendo realizados no mundo todo, utilizando-se diversas técnicas (SUGANUMA, 2013, p.21). Dentre elas, encontra-se a restauração passiva, que se configura no processo pelo qual espécies nativas se estabelecem em áreas que sofreram perturbações, sem que haja intervenção humana deliberada (BRASIL, 2017). A restauração passiva, se comparada às técnicas de restauração ativa, é simples e vantajosa do ponto de vista econômico, pois a regeneração natural desempenha um papel importante na redução dos custos de restauração (REZENDE *et al.*, 2015), o que a torna relevante para países em

desenvolvimento que necessitam recuperar grandes extensões territoriais, como é o caso do Brasil.

Dentre as etapas que compõem um projeto de restauração ambiental, a etapa de avaliação e monitoramento de áreas submetidas ao processo de restauração é essencial, pois permite a análise contínua das respostas da área aos tratamentos que lhe foram aplicados (BRANCALION *et al.*, 2012). Pesquisas na área de avaliação e monitoramento da restauração podem contribuir para o aperfeiçoamento das técnicas de restauração ecológica e, quando endereçadas à restauração passiva, auxiliam na compreensão dos processos de sucessão secundária e na avaliação do potencial de restauração da regeneração natural (VIAPIANA *et al.*, 2019).

Este estudo foi desenvolvido em uma área rural em processo de restauração passiva, localizada na região Oeste do Estado do Paraná. Tal área está situada próxima a vetores de ocupação humana, como áreas urbanas, rios e estradas; o que favoreceu o desmatamento (REZENDE *et al.*, 2015) da mata ciliar local, visando a utilização da área para atividades agropecuárias. Os prejuízos ambientais e econômicos provocados pela ausência da vegetação ripária, aliados à necessidade de cumprimento da legislação motivaram a realização de iniciativas para restauração da área degradada, por meio da aplicação da restauração passiva (ARONSON; DURIGAN; BRANCALION, 2011) em que a intervenção humana se limitou ao cercamento e isolamento da área, de modo a promover o processo de regeneração natural. Tal projeto teve sua aplicação há cerca de 12 anos, mas nesse tempo não foram feitas avaliações que permitissem analisar a resposta da área em processo de restauração à técnica aplicada.

Diante disso, este trabalho buscou analisar a resposta ambiental da área através da avaliação de parâmetros indicadores do sucesso da restauração, utilizando-se valores de referência adaptados de dois protocolos de monitoramento da restauração ecológica. O protocolo I, que apresenta valores de referência provenientes do trabalho de Durigan, Sukanuma e Melo (2016); e o protocolo II, que apresenta valores de referência provenientes da Resolução SMA N° 32, de 03 de abril de 2014 (SÃO PAULO, 2014).

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 MATAS CILIARES

Os ecossistemas do planeta, sejam eles naturais ou restaurados, possuem alto valor biológico e socioeconômico; e desempenham importantes serviços ecossistêmicos, dos quais a espécie humana é altamente dependente (MCDONALD *et al.*, 2016, p. 7). Tais serviços podem ser classificados em: serviços de provisão (alimentos, água, madeira), serviços de regulação (melhoria na qualidade da água, regulação do clima), serviços culturais (recreação, valores espirituais e estéticos) e serviços de suporte (fotossíntese e ciclagem de nutrientes) (MEA, 2005).

As matas ciliares, ou vegetação ripária (ARONSON; DURIGAN; BRANCALION, 2011, p.17), são formações florestais que se situam na zona de transição entre os ecossistemas terrestres e aquáticos e tem influência direta nos parâmetros físico-químicos e biológicos dos corpos hídricos (TAMBOSI *et al.*, 2015, p. 154). Elas são componentes fundamentais dos ecossistemas aquáticos, os quais são responsáveis por fornecer um amplo conjunto de serviços ecossistêmicos (TUNDISI; TUNDISI, 2010, p. 68).

Sendo assim, matas ciliares contribuem direta e indiretamente para o fornecimento de diversos serviços ambientais e funções eco-hidrológicas, como a redução da incidência solar e, conseqüente, aumento da estabilidade térmica do ambiente aquático (TAMBOSI *et al.*, 2015, p. 155); e a manutenção de corredores ecológicos para movimento da fauna, os quais apresentam grande diversidade de espécies animais (NAIMAN; BILBY; BISSON, 2000).

Em associação com a vegetação de outras áreas da bacia hidrográfica, a vegetação ripária atua no equilíbrio do fluxo da água, regulando a vazão em eventos de estresse hídrico ou cheias (LIMA *et al.*, 2012), e na regulação de ciclos biológicos e biogeoquímicos (TUNDISI; TUNDISI, 2010, p. 74). Ela também atua no controle de processos erosivos, o que reduz a quantidade de poluentes e sedimentos carregados para os corpos hídricos (TAMBOSI *et al.*, 2015, p. 155) e altera a química da água superficial e subterrânea, reduzindo, assim, processos degradantes de



assoreamento e eutrofização (NAIMAN; BILBY; BISSON, 2000; TUNDISI; TUNDISI, 2010).

Em razão das importantes funções desempenhadas pela vegetação ripária, de acordo com o novo código florestal brasileiro (LEI 12.651, DE 25 DE MAIO DE 2012), as matas ciliares (trechos marginais de cursos d'água e ao redor de nascentes) são consideradas Áreas de Preservação Permanente (APP's) e são delimitadas faixas para sua proteção que variam de 30 a 500 metros de largura (BRASIL, 2012).

A preservação da vegetação ripária é de fundamental importância na gestão de bacias hidrográficas, de modo que sua remoção pode intensificar a degradação de mananciais gerando aumento de custos de tratamento da água para abastecimento, dentre outros múltiplos prejuízos ambientais e econômicos (TUNDISI; TUNDISI, 2010). Por isso nessas áreas, é obrigatória a restauração da vegetação ciliar que tenha sofrido supressão nos 20 anos após a adesão do proprietário ao "Programa de Regularização Ambiental", dado que a extensão a ser restaurada depende do tamanho da propriedade, do tipo de APP e da largura do corpo hídrico (BRASIL, 2012; CHAVES *et al.*, 2015, p. 755).

## 2.2 RESILIÊNCIA ECOLÓGICA

O conceito de resiliência surgiu na Ecologia, na década de 1970 sendo definida por Holling (1973, p. 14) como "uma medida da persistência dos sistemas e de sua capacidade de absorver mudanças e distúrbios, e ainda manter os mesmos relacionamentos entre as populações ou as variáveis de estado". Para Buschbacher (2014, p. 18) a resiliência está relacionada com a adaptabilidade, e pode ser definida como a capacidade do sistema de manter suas características estruturais e funcionais indispensáveis, após sofrer um colapso e reorganização. Sendo assim, a resiliência pode ser entendida como a capacidade do ecossistema de recuperar os atributos estruturais e funcionais após sofrer prejuízos provenientes de estresses ou distúrbios (SER, 2004); de modo que quanto menor a resiliência de um ecossistema, mais frágil e suscetível à degradação ele é (ENGEL; PARROTTA, 2008).

A resiliência pode ser avaliada pelo tempo necessário que o ecossistema levará para recuperar seus atributos essenciais (ARONSON; DURIGAN; BRANCALION, 2011, p. 22), existindo uma grande variação no tempo de recuperação entre diferentes ecossistemas após sofrerem distúrbios (HOLL; AIDE, 2011).

O conceito de resiliência pode ser aplicado no processo de restauração ecológica, de modo que ela também é compreendida como o potencial de autorrecuperação de uma área a ser restaurada, e pode ser estimada pela possibilidade de aproveitamento da regeneração natural, a qual tende a ocorrer em áreas que apresentam alta resiliência ecológica (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015, p.190, HOLL; AIDE, 2011). Pode-se classificar a resiliência em: resiliência local, a qual é influenciada pelos indivíduos regenerantes de espécies nativas presentes ou que poderão surgir através do banco de sementes; e resiliência de paisagem, a qual é expressa na forma de chegada de sementes e propágulos oriundos de fragmentos da paisagem, e determina a possibilidade de colonização futura da área a ser restaurada (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015, p.190).

A interação da resiliência de paisagem e da resiliência local que determina o potencial da área para aplicação de diferentes estratégias de restauração, com maior ou menor nível de intervenção humana (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Informações sobre a resiliência e demais fatores que afetam a taxa de recuperação de um ecossistema, como o nível de degradação e características da paisagem circunvizinha, auxiliam na análise do tipo e grau de intervenção necessários, e na decisão da melhor estratégia de restauração a ser empregada em um sistema degradado (HOLL; AIDE, 2011).

### 2.3 SUCESSÃO ECOLÓGICA

De acordo com Suganuma (2013, p. 29), a restauração é pautada nas teorias de sucessão ecológica, em que a restauração tem o papel base de desencadear o processo de sucessão. A sucessão ecológica pode ser definida como “padrões de mudança e substituição que ocorrem nos ecossistemas ao longo do

tempo, em resposta a perturbações” (MCDONALD *et al.*, 2016, p. 39). Para Engel e Parrotta (2008), “a sucessão é o processo natural pelo qual os ecossistemas se recuperam de distúrbios”. Segundo Odum (2004) a sucessão ecológica se traduz em um processo ordenado e razoavelmente previsível de alterações temporais, resultante de modificações do ambiente físico pela comunidade, e que culmina em um ecossistema estabilizado.

De acordo com Leitão Filho e Morellato (1995, p. 30) a sucessão é tida “como o acréscimo ou substituição sequencial de espécies em uma comunidade, acompanhada de alterações na abundância das espécies anteriormente presentes e nas condições ambientais locais”. Essa substituição de espécies ocorre, segundo Odum (2004), devido a modificação do ambiente físico pelas populações, o que cria condições favoráveis para outras populações de estabelecerem, até que seja alcançado o equilíbrio entre o biótico e o abiótico.

Desse modo, entende-se que a sucessão é um processo que ocorre naturalmente após uma perturbação, e o processo de retomada da vegetação no ambiente florestal que foi perturbado é de extrema importância, pois é através das etapas de sucessão que o ecossistema irá se restabelecer (SILVA *et al.*, 2012). Mas se uma área é degradada a ponto de perder sua capacidade de retornar ao equilíbrio, após um distúrbio, é necessária a intervenção antrópica para auxiliar na reversão dos processos de degradação e direcionar para o processo de sucessão natural (ENGEL; PARROTA, 2008), através da aplicação de projetos de restauração. Assim, há diversos estudos que analisam a sucessão florestal em cronosequência através da avaliação de múltiplos atributos ecológicos, com vistas a dar contribuições e sugerir estratégias para a restauração florestal (AIDE *et al.*, 2000; LIEBSCH; MARQUES; GOLDENBERG, 2008; AGUIAR, 2016).

## 2.4 RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

A restauração ecológica é definida pela “Society for Ecological Restoration” – SER - como o “processo de assistência à recuperação de um ecossistema degradado, danificado ou destruído”, ou também como “uma atividade intencional que inicia ou acelera a recuperação de um ecossistema em relação à sua saúde,

integridade e sustentabilidade” (SER, 2004). Essa definição abrange a restauração ecológica de ecossistemas em geral e não somente de florestas.

A restauração difere de outros conceitos presentes na literatura, como reabilitação, recuperação, revegetação; os quais visam principalmente o recobrimento do solo por um dado tipo de vegetação (BRANCALION et al., 2012). A revegetação é entendida como o estabelecimento de plantas nativas ou não, em locais terrestres e aquáticos (MCDONALD et al., 2016; ARONSON; DURIGAN; BRANCALION, 2011, p. 23); a reabilitação tem como objetivo restabelecer um nível de funcionalidade do ecossistema em que haja provisão contínua de bens e serviços (MCDONALD et al., 2016); e a recuperação se trata da restituição de um ecossistema degradado a uma condição não degradada, a qual pode diferir da sua condição original (BRASIL, 2000). Essas técnicas podem fazer parte do processo de restauração, que é definido pela Lei Federal 9.985; como a “restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada o mais próximo possível da sua condição original” (BRASIL, 2000).

Alguns autores como Balaguer *et al.* (2014), defendem que a restauração de um ecossistema pode se basear em um modelo de referência de base histórica, o qual não deve ser copiado, mas utilizado como guia para auxiliar no restabelecimento do ecossistema degradado em sua trajetória ecológica histórica. Para os autores, esse prosseguimento histórico pode considerar inclusive intervenções humanas que contribuíram para as condições atuais do ecossistema, mesmo as próprias intervenções de restauração ecológica.

Devido às características dos ecossistemas naturais, como sua capacidade de mudança temporal; restituí-los à sua condição original é improvável (ENGEL; PARROTTA, 2008). Se a meta de um projeto de restauração for igualar ao ecossistema anterior a degradação é provável que o mesmo não seja considerado bem-sucedido. Comparações de ecossistemas em restauração com ecossistemas naturais remanescentes somente demonstram a distância entre ambos e não permitem avaliar se o ritmo de restauração está adequado ou não (DURIGAN; SUGANUMA; MELO, 2016, p. 464).

Engel e Parrota (2008) apontam alguns aspectos importantes que devem ser analisados para que a restauração ecológica obtenha sucesso, como a definição dos objetivos da restauração, conhecimento do ecossistema a ser restaurado e a identificação de barreiras ecológicas que possam dificultar a regeneração natural.

Crouzeilles *et al.* (2016) afirmam que fatores como o tempo decorrido desde o início da restauração, o tipo de perturbação a que a área foi submetida e a fragmentação da paisagem também influenciam o sucesso da restauração. De modo que, a restauração da paisagem florestal tende a ser mais bem-sucedida quando a perturbação local anterior for menos intensiva e o habitat for menos fragmentado, no contexto da paisagem.

O novo Código Florestal brasileiro (BRASIL, 2012), determina as circunstâncias que tornam a restauração obrigatória em uma área, porém não esclarece quais níveis e características estruturais, funcionais e composicionais devam ser atingidas para cumprir os requisitos legais e a área ser considerada restaurada, o que pode prejudicar a eficácia da lei (CHAVES *et al.*, 2015). Mas estudiosos como Brancalion *et al.* (2012), consideram que um ecossistema restaurado deve ter a capacidade de se desenvolver sem assistência ou subsídio, sustentar-se estruturalmente e funcionalmente, possuir resiliência às faixas normais de perturbação, e possuir fluxos bióticos e abióticos para interação com ecossistemas adjacentes. Por isso, os projetos de restauração ecológica de florestas tropicais, em sua maioria, vêm concentrando-se no restabelecimento de comunidades vegetais nativas com vistas a contribuir para os processos ecológicos que permitem a sustentabilidade da área restaurada (BRANCALION; LIMA; RODRIGUES, 2013, p. 566).

## 2.5 RESTAURAÇÃO PASSIVA

O campo da ecologia de restauração está repleto de diversas estratégias, as quais podem ser divididas em restauração ativa (com intervenção humana) e restauração passiva (recuperação natural ou não assistida) (HOLL, AIDE, 2011). A escolha da estratégia mais apropriada para determinada área depende de características como o nível de degradação da área e os objetivos de restauração que se deseja alcançar (AIDE *et al.*, 2000, p. 336).

Segundo Aronson, Duringan e Brancalion (2011, p. 23), a restauração passiva se traduz no “retorno espontâneo de um ecossistema degradado rumo a um estado ou trajetória desejável pré-existente, por meio de resiliência, sucessão ou

regeneração natural, sem intervenção humana deliberada”. Em situações em que a área degradada apresenta resiliência elevada, a restauração passiva constitui-se na estratégia de restauração florestal com maiores chances de sucesso e menores custos, quando comparada com a restauração ativa (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Pois, como a regeneração natural dispensa intervenções humanas acentuadas, a restauração passiva se torna uma alternativa mais acessível economicamente para aumentar a cobertura florestal em escala de paisagem (BIRCH *et al.* 2010). Com isso, a restauração passiva permite a restauração de áreas extensas, que podem influenciar a biodiversidade regional e os estoques de água e carbono (AIDE *et al.*, 2000, p. 329).

Estudos apontam que tendências demográficas como o êxodo rural refletem no padrão de uso da terra, diminuindo a área cultivada e permitindo o avanço do processo de sucessão ecológica em áreas abandonadas (REZENDE *et al.*, 2015). Isso demonstra a influência de fatores antrópicos na restauração ecológica, de modo que podem ser feitas pequenas intervenções de baixo custo para favorecer a expressão da sucessão secundária em áreas degradadas pela ação humana, tais como a instalação de cercas para exclusão do gado, prevenção de incêndios, e o controle de espécies-problema (animais ou vegetais) (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015, p. 204; HOLL; AIDE, 2011). Tais intervenções podem ser capazes de desencadear o processo de sucessão e permitir que ocorra a regeneração natural em uma área em processo de restauração (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015, p.204). Como evidenciado nos estudos de Cielo-Filho e Souza (2016, p. 484) que revelaram uma alta eficácia da restauração passiva na recuperação da riqueza de espécies, diversidade, síndromes de dispersão e composição dos grupos funcionais em áreas em processo de restauração; mesmo em uma paisagem com cobertura florestal altamente fragmentada.

## 2.6 MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

O monitoramento e avaliação de áreas em processo de restauração são fundamentais para se saber o grau de efetividade e sucesso dos esforços aplicados para restauração, além de permitir a identificação e a correção de problemas

(BRANCALION *et al.*, 2012; ENGEL; PARROTTA, 2008; MELO; MIRANDA; DURIGAN, 2007, p. 322). Nos últimos anos têm surgido diversos trabalhos como os de Viani *et al.* (2017); Durigan, Suganuma e Melo (2016); Aguiar (2016); Cielo-Filho e Souza (2016); Gilman *et al.* (2016); Rech *et al.* (2015); Suganuma (2013); Suganuma e Durigan (2015); os quais têm contribuído para a redução de barreiras no monitoramento de áreas restauradas, como a complexidade de se encontrar indicadores adequados para avaliar a sustentabilidade de ecossistemas restaurados (SUGANUMA, 2013, p.26) e parâmetros para avaliação do que é necessário ou prejudicial em cada etapa da trajetória sucessional (DURIGAN; SUGANUMA; MELO, 2016, p. 464).

Um projeto de restauração, em sua etapa de planejamento deve definir claramente as metas e objetivos que se queira alcançar (SER, 2004, p. 11). Isso facilitará a etapa de monitoramento e avaliação que, segundo Aronson, Durigan e Brancalion (2011, p. 18), se configura na avaliação regular de indicadores ecológicos para verificar se os objetivos e metas do projeto de restauração estão sendo atingidos. O desenvolvimento de tais indicadores é uma área que ainda necessita de intensa pesquisa, apesar de haver uma base científica razoavelmente bem estabelecida para a seleção destes, ainda resta testá-los e validá-los (NOSS, 1999, p. 145).

Assim, é necessário a elaboração de métodos efetivos para avaliação e monitoramento da integridade ecológica dos ecossistemas, fazendo-se uso de indicadores ecológicos (DALE; BEYELER, 2001). O monitoramento e avaliação da restauração ecológica podem ser feitos a partir de estratégias como a análise direta, que consiste em comparar parâmetros entre a área em restauração e sítios de referência; análise de atributos, a qual se baseia na avaliação de atributos ecológicos, através da comparação de dados quantitativos da área em restauração com dados provenientes de outros inventários; e análise da trajetória, que seria a análise periódica de dados de áreas em restauração com vistas a estabelecer tendências e saber se estas conduzem ou não às condições desejadas de restauração (SER, 2004). Os métodos de monitoramento ambiental, quando planejados cuidadosamente, facilitam a coleta de dados a longo prazo, contribuindo para a avaliação da eficácia dos métodos de restauração (MELI *et al.*, 2017, p. 13).

## 2.7 SELEÇÃO E IMPORTÂNCIA DE INDICADORES ECOLÓGICOS

Indicadores ecológicos são definidos, pela resolução SMA Nº 32, de 03 de abril de 2014 (SÃO PAULO, 2014), como “variáveis utilizadas para o monitoramento das alterações na estrutura e autossustentabilidade do ecossistema em restauração, ao longo de sua trajetória, em direção à condição não degradada”. Segundo Dale e Beyeler (2001) eles podem ser usados em avaliações e monitoramentos de condições ambientais, servindo de alerta à mudanças no ambiente e facilitadores no diagnóstico de distúrbios ambientais.

Existe uma extensa variedade de indicadores que podem ser avaliados em uma área em processo de restauração, como por exemplo, a riqueza e composição de espécies, biomassa, densidade lenhosa, quantificação de carbono, fluxos gênicos, dentre outros (RUIZ-JAEN; AIDE, 2005a). Mas para se evitar o uso de indicadores redundantes na avaliação de uma área, deve-se estabelecer indicadores-chave (BRANCALION; LIMA; RODRIGUES, 2015, p. 577-578). A seleção desses indicadores é fundamental para a realização de um monitoramento de qualidade, de modo que os indicadores ecológicos precisam abranger as complexidades do ecossistema, e conjuntamente, apresentarem facilidade de implementação, tempo e custos reduzidos (DALE; BEYELER, 2001). O conjunto de indicadores deve representar informações importantes referentes a diversidade, estrutura e função do ecossistema (RUIZ-JAEN; AIDE, 2005a; DALE; BEYELER, 2001). Durigan, Suganuma e Melo (2016), selecionaram um conjunto de indicadores com relevante significado ecológico e que possuem uma avaliação relativamente fácil e de baixo custo, como cobertura de copas, área basal, biomassa acima do solo, riqueza e densidade.

O indicador cobertura de copas é um importante parâmetro estrutural, que pode ser definido como “a proporção do solo ocupada pela projeção vertical da copa das plantas em dada área” (MORO; MARTINS, 2011, p. 199). A cobertura de copas possui estreita relação com as mudanças microclimáticas, pois sua redução pode gerar o aumento da temperatura do solo e perda da umidade em estações secas (HOLL, 1999). Isso pode limitar o estabelecimento de novas plantas, sendo fator determinante para a composição florística do local e de grande influência na recuperação florestal (MELO; MIRANDA; DURIGAN, 2007; HOLL, 1999). O aumento



da cobertura de copas por sua vez, se relaciona com a deposição de serapilheira e a ciclagem de nutrientes (RUIZ-JAÉN; AIDE, 2005b). Além de proporcionar a interceptação da chuva, o que reduz os impactos diretos no solo reduzindo, assim, os processos erosivos (MELO; MIRANDA; DURIGAN, 2007) e influenciando indiretamente o restabelecimento de importantes serviços ecossistêmicos relacionados a processos hidrológicos e do solo (DURIGAN; SUGANUMA; MELO, 2016; CHAVES *et al.*, 2015).

Os indicadores área basal e biomassa indicam a evolução estrutural da vegetação e estão correlacionados entre si (DURIGAN; SUGANUMA; MELO, 2016). Eles representam os mesmos processos ecológicos, porém o uso da área basal é mais comum e seus valores são usados para os cálculos de determinação da biomassa (MORO; MARTINS, 2011). Tais cálculos podem ser feitos de modo indireto com base em equações de regressão disponíveis na literatura (BROWN; GILLESPIE; LUGO, 1989), evitando assim o uso de métodos diretos que envolvem o corte de plantas e causam maiores prejuízos à vegetação (MORO; MARTINS, 2011, p. 202). A biomassa pode ser usada para informar sobre o potencial da área em ofertar importantes serviços ecossistêmicos de regulação e provisão, referentes à quantificação do sequestro de carbono e da produção de madeira, respectivamente (SHVIDENKO *et al.*, 2005, p. 596).

A riqueza de espécies figura como um indicador de recuperação da biodiversidade, e em se tratando de regeneração natural, compreende a persistência e estabelecimento das espécies e a recuperação de mecanismos de dispersão (SUGANUMA; DURIGAN, 2015, p. 249).

A densidade se refere ao número de indivíduos em uma dada área (MORO; MARTINS, 2011, p. 196) e aplicada a indivíduos regenerantes, em conjunto com a riqueza de espécies, fornece evidências diretas da restauração progressiva de um ecossistema, que seria a recuperação de sua resiliência e auto-sustentabilidade (SUGANUMA; DURIGAN, 2015, p. 249).

### 3 OBJETIVOS

#### 3.1 OBJETIVO GERAL

Caracterizar e avaliar a restauração ecológica em mata ciliar submetida ao processo de restauração passiva com uso de protocolos de monitoramento, na região Oeste do Estado do Paraná.

#### 3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar a área estudo quanto a diversidade de espécies, suas características ecológicas (hábito, origem, síndrome de dispersão e categoria sucessional), e ameaça de extinção;
- Avaliar a restauração passiva de uma área ciliar com idade de 12 anos, através da comparação de valores de indicadores de restauração observados nesse estudo com valores de referência adaptados a partir de protocolos de avaliação e monitoramento encontrados na literatura [protocolo I - valores de referência fornecidos por Durigan, Suganuma e Melo (2016), e protocolo II - valores de referência provenientes da Resolução SMA Nº 32, de 03 de abril de 2014 (SÃO PAULO, 2014)];
- Comparar os dois protocolos de avaliação utilizados quanto ao alcance do sucesso da restauração passiva na área de estudo, indicada por cada protocolo, com base na percentagem de valores de referência alcançados; e quanto à sua aplicabilidade prática, com base no grau de dificuldade de implementação de cada protocolo.

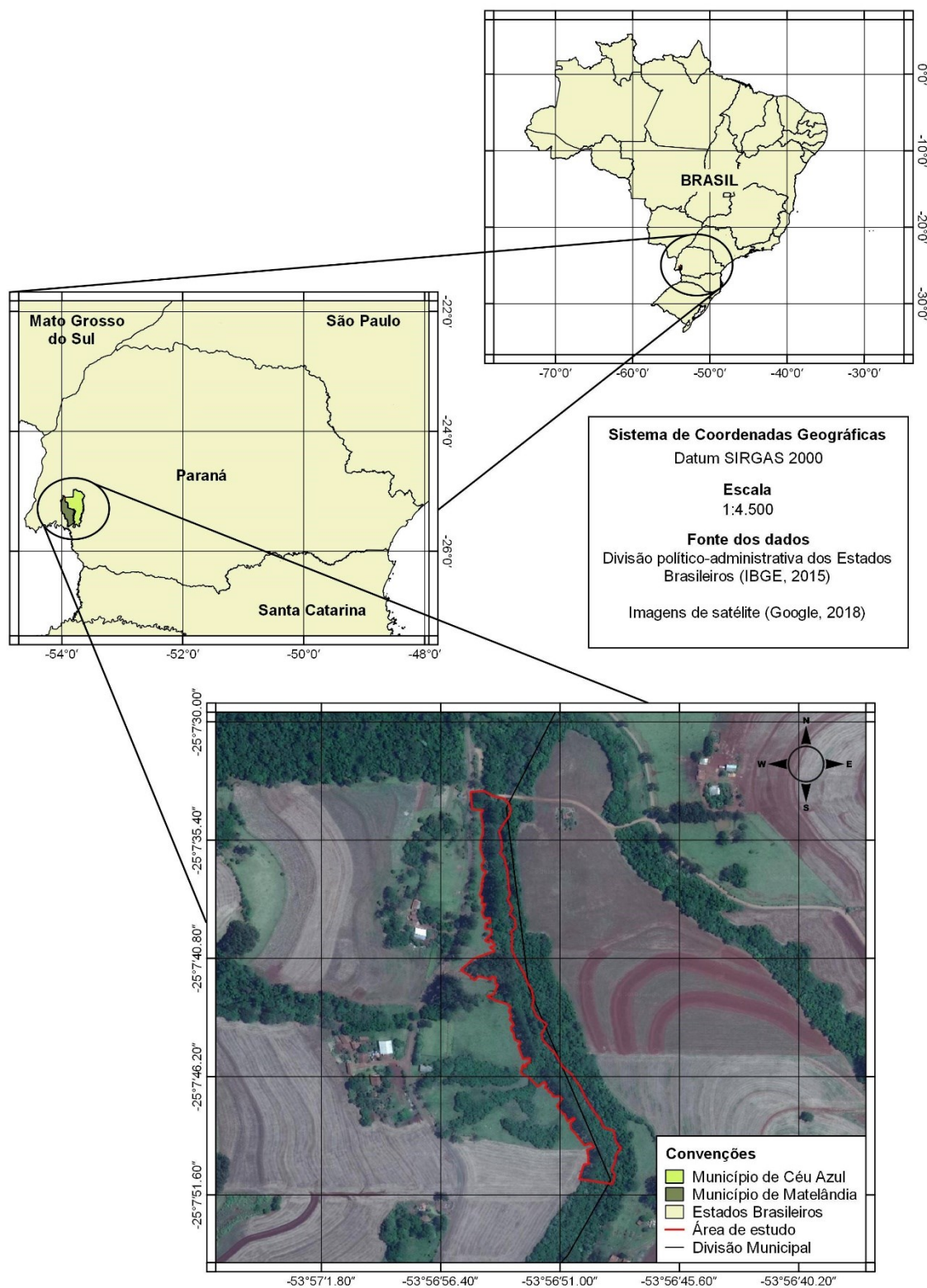
## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo localiza-se na microbacia do rio Xaxim, pertencente à bacia hidrográfica Paraná 3, situada na divisa entre os municípios de Matelândia e Céu Azul, região Oeste do estado do Paraná. Trata-se de uma Área de Preservação Permanente (APP), com cobertura vegetal de mata ciliar e encontra-se, em média, a 489 m acima do nível do mar e tem retângulo envolvente com coordenadas de longitude oeste entre 53°56'52.43" e 53°56'52.69", e latitude sul entre 25°7'32.81" e 25°7'51.51" (Figura 1).

Dentre as 11 classes de solo predominantes na bacia hidrográfica Paraná 3, o solo encontrado no local de estudo é o Nitossolo Vermelho eutroférico, caracterizado pela alta argilosidade e elevada saturação de bases e teor de óxidos de ferro no horizonte B, sendo considerado um solo fértil e apropriado para agricultura tecnificada (UNIOESTE, 2014a, p.32). A temperatura média anual na área é de 20,5° C, com média pluviométrica anual acima de 2.000 mm, sendo o clima, portanto, considerado como subtropical, Cfa, no sistema de classificação de Köppen (WREGE et al., 2012). A formação vegetal predominante nos fragmentos florestais da região é a Floresta Estacional Semidecidual (UNIOESTE, 2014b), que possui caráter estacional devido ao clima subtropical da região, com ausência de período seco, mas com inverno bastante rigoroso; o qual determina o caráter de semidecuidade que se refere à queda parcial das folhas das árvores no inverno (IBGE, 2012). A Floresta Estacional Semidecidual é pertencente ao complexo de Ecorregiões da Mata Atlântica, mais especificamente à Ecorregião Florestas do Alto Paraná, a qual possuía uma área original de 471.204 km<sup>2</sup>, sendo a floresta mais extensa dentre as ecorregiões do Complexo Mata Atlântica, apresentando alta biodiversidade composta por diferentes comunidades florestais (DI BITETTI; PLACCI; DIETZ, 2003, p. 18). Apesar da degradação e fragmentação das florestas dessa ecorregião, a vegetação ainda possui um dos maiores blocos de floresta remanescente de Mata Atlântica (DI BITETTI; PLACCI; DIETZ, 2003).

Figura 1 – Mapa do Brasil, Mapa do Estado do Paraná e detalhe com a localização da área de estudo na divisa entre os Municípios de Céu Azul e Matelândia.



Fonte: IBGE (2015) e adaptado de Google Earth (2018).

A região da bacia hidrográfica Paraná 3, onde a área de estudo está inserida, se encontra altamente fragmentada, tendo como principais usos do solo as atividades agrícolas e pecuárias (UNIOESTE, 2014b). Em um raio de 10 km, partindo do centro do local de estudo, é possível observar a presença de pequenos fragmentos florestais. A distância entre a área de estudo, que possui cerca de 2,1 ha, e os limites do Parque Nacional do Iguaçu, que figura como a maior fonte de propágulos da região com 185.262,20 ha, é de aproximadamente 10 km (Figura 2).

**Figura 2 – Visualização do entorno da área de estudo em um raio de 10 km, evidenciando a distância até a maior fonte de propágulos (Parque Nacional do Iguaçu) e a fragmentação florestal da região, em que a área de estudo está inserida.**



Fonte: Adaptado de Google Earth (2019).

Segundo relatos de moradores locais, até cerca de 12 anos atrás, as áreas marginais ao rio Xaxim estavam desprotegidas, com pouca ou nenhuma cobertura de mata ciliar, sujeitas ao impacto do gado e das atividades agrícolas que eram realizadas até as margens do rio. Com vistas à adequação a legislação (BRASIL,

2012), e após incentivo da empresa Itaipu Binacional em parceria com os moradores locais, foi aplicada uma estratégia de restauração que consistiu na delimitação de faixas de aproximadamente 30 m de largura às margens do corpo d'água, as quais foram isoladas e cercadas. Com exceção do isolamento da área por meio da instalação de cercas, visando à contenção dos fatores de degradação, não foi realizada nenhuma outra intervenção humana deliberada visando à restauração. A partir disso, a área está em processo de restauração através da sucessão secundária – restauração passiva (*sensu* ARONSON; DURIGAN; BRANCALION, 2011).

Como critério de seleção da área, considerando-se a variedade de atividades realizadas na região, optou-se por escolher um local que possuísse uniformidade em seu histórico de uso do solo e no período de início do processo de regeneração natural. Sendo assim, a área selecionada teve seu uso, no passado, somente para fins de pastagem, e a mesma foi cercada há aproximadamente 12 anos, permanecendo desde então relativamente isolada dos impactos externos.

## 4.2 SELEÇÃO DOS PROTOCOLOS DE MONITORAMENTO

A avaliação da restauração passiva da área de estudo foi feita através da comparação de valores de indicadores de restauração observados nesse estudo com valores de referência adaptados a partir de protocolos de avaliação e monitoramento encontrados na literatura, os quais são descritos a seguir.

### 4.2.1 Protocolo I

O protocolo I foi adaptado dos valores de referência fornecidos por Durigan, Sukanuma e Melo (2016) (Anexo A). Tais valores são apresentados como valores esperados e críticos para diferentes indicadores ecológicos de acordo com o tempo decorrido desde a intervenção na área, variando entre 4 e 25 anos; e foram

originados a partir de um estudo feito pelos autores com o objetivo de auxiliar na avaliação do processo de restauração de matas ciliares.

Um estudo anterior realizado pelos mesmos autores (SUGANUMA, 2013; SUGANUMA; DURIGAN, 2015), serviu de base para obtenção dos valores de referência (esperados e críticos). Tal estudo fez o modelamento das modificações temporais na estrutura, composição e riqueza de matas ciliares a partir de um amplo banco de dados de levantamentos da comunidade vegetal, realizados em 26 plantios de matas ciliares com diferentes idades na região da Floresta Estacional Semidecidual, englobando os estados de São Paulo, Paraná e Mato Grosso do Sul.

A partir desses modelos, os autores conseguiram gerar valores esperados e críticos, para cada indicador ecológico, para idades entre 4 e 25 anos. De modo que valores que estejam abaixo dos valores críticos representam uma condição de inadequação daquele ecossistema para a idade em que se encontra e a necessidade de ações de manejo adaptativo que devem ser planejadas com base no diagnóstico das perturbações que possam estar dificultando a trajetória do ecossistema rumo ao estado desejado. Valores que atinjam os valores esperados representam a condição de adequação do ecossistema para sua idade e por consequência um processo de restauração bem-sucedido até ali.

Sendo assim, a escolha desse protocolo para uso em comparações no presente estudo, se deu com base nos indicadores utilizados no protocolo, os quais possuem relevante significado ecológico; na metodologia utilizada que fez uso de um método robusto de modelagem e foi baseada em um amplo conjunto de dados; e na região de estudo que está inserida no mesmo tipo vegetacional abordado nesse trabalho, matas ciliares em região de Floresta Estacional Semidecidual do bioma Mata Atlântica.

#### 4.2.2 Protocolo II

Segundo Chaves *et al.* (2015), devido a grande extensão e heterogeneidade do Brasil, os governos estaduais devem estabelecer instrumentos legais regionais que determinem e regulem os níveis de referência de sucesso da restauração para cada tipo de ecossistema de sua abrangência territorial. Porém, ainda estamos

distantes dessa realidade, e na ausência de uma legislação que regule tais níveis de referência no Estado do Paraná, nesse estudo utilizou-se a Resolução SMA Nº 32, de 03 de abril de 2014 (SÃO PAULO, 2014), desenvolvida no Estado de São Paulo, na qual o protocolo II foi baseado.

A Resolução aqui mencionada foi criada pela Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, com objetivo de estabelecer orientações, diretrizes e critérios para avaliação dos resultados dos projetos de restauração ecológica (SÃO PAULO, 2014). Segundo Chaves *et al.* (2015), essa Resolução surgiu a partir da interação entre cientistas e agentes públicos, e suas diretrizes gerais para a metodologia de monitoramento ambiental é baseada no “Protocolo de Monitoramento” publicado pelo Pacto de Restauração da Mata Atlântica (PACTO, 2013).

A Resolução SMA 32/2014, define valores de referência para um conjunto de indicadores ecológicos que integram estrutura, diversidade e funcionamento do ecossistema, com vistas a verificar se as metas de projetos obrigatórios de restauração estão sendo alcançados. O anexo I dessa Resolução (Anexo B), do qual foram adaptados os valores de referência do protocolo II utilizado neste estudo, apresenta valores considerados críticos, mínimos e adequados para diferentes tipos de vegetação e diferentes idades (3, 5, 10, 15 e 20 anos). Desse modo, valores que estejam na faixa de valores críticos representam a necessidade de ajustes na concepção do projeto de restauração; valores que alcancem os valores mínimos representam uma condição aceitável, mas ainda passível de medidas corretivas; e valores que alcancem os valores adequados representam um estado desejado.

Com isso, o protocolo proveniente da Resolução SMA 32/2014 foi selecionado para uso neste estudo, devido aos indicadores utilizados que integram importantes características do ecossistema; à metodologia utilizada que foi baseada em um protocolo mais abrangente do bioma Mata Atlântica e que foi feito em cooperação com diversos cientistas e organizações públicas do país; e à região de Floresta Estacional em que ele pode ser aplicado, na qual se enquadra o tipo vegetacional deste estudo.

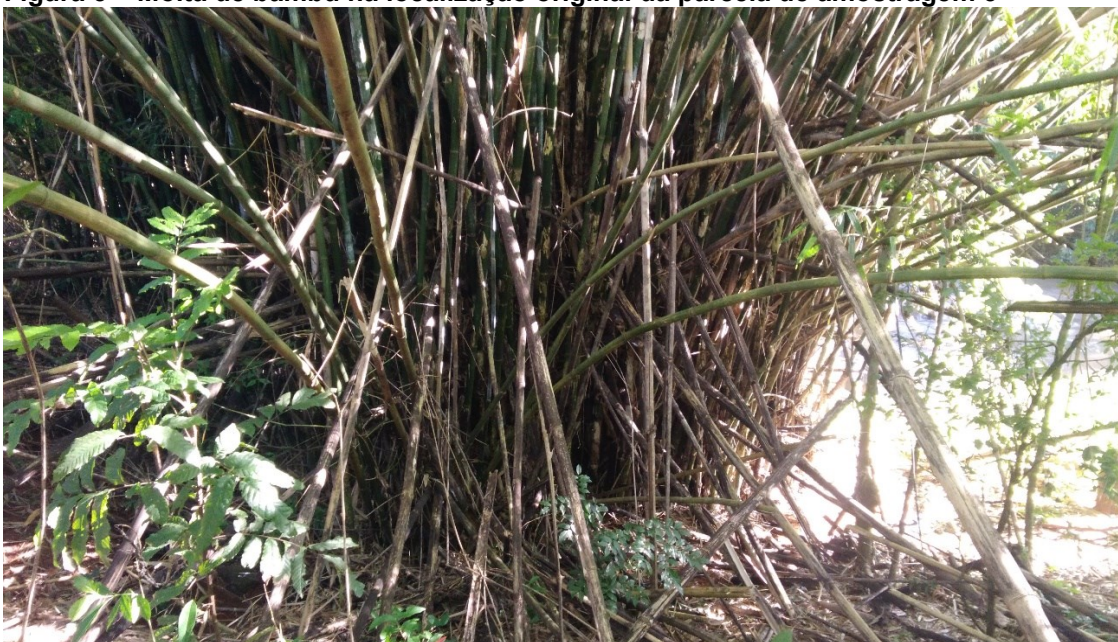


### 4.3 AMOSTRAGEM E COLETA DE DADOS

Para possibilitar comparações entre os resultados obtidos nesse estudo com os protocolos I e II adaptados da literatura, a metodologia utilizada para amostragem e coleta de dados foi baseada nos trabalhos que originaram tais protocolos.

A coleta de dados se deu entre os meses de novembro de 2017 e julho de 2018. Para amostragem da comunidade vegetal foram instaladas 10 parcelas retangulares de 20 m x 5 m cada, paralelas à margem do rio e distribuídas de forma sistemática a cada 30 m, resultando em uma área total amostrada de 1.000 m<sup>2</sup> (DURIGAN; SUGANUMA; MELO, 2016, p. 466). A localização da primeira parcela foi definida por meio de obtenção de número aleatório entre 10 m e 50 m, obtendo-se assim, 26 m de distância entre o ponto mais a jusante da área e o início da primeira parcela. A partir daí as demais parcelas foram instaladas a montante da primeira a intervalos regulares de 30 m, salvo algumas exceções: a parcela 3 que foi alocada a uma distância de 40 m da parcela adjacente a jusante devido à existência de uma moita de bambu na distância de 30 m (Figura 3); e as parcelas 6 e 8 foram alocadas a distâncias de 20 m e 35 m, respectivamente, em relação às parcelas adjacentes a jusante, devido à existência de pequenos córregos na localização original das parcelas (Figura 4). Tais adequações foram feitas com objetivo de evitar redução da área das amostras.

**Figura 3 – Moita de bambu na localização original da parcela de amostragem 3**



Fonte: Autoria Própria (2017).

**Figura 4 – Pequeno córrego na localização original da parcela de amostragem 8**



Fonte: Autoria própria (2018).

O protocolo I utilizado para comparação neste estudo foi desenvolvido em áreas submetidas à restauração ativa, as quais, em geral, apresentam densidade bem inferior ao verificado comumente em áreas de restauração passiva, conforme evidenciado no trabalho de *Crouzeilles et al.* (2017) em que a regeneração natural

supera a restauração ativa em diversas medidas de estrutura da vegetação. Tal aspecto foi evidenciado no início da coleta de dados em que se verificou que a densidade de indivíduos era demasiado elevada para ser tomada a partir da amostragem de parcelas de 100 m<sup>2</sup> (20 x 5 m). Visto que a dimensão de parcela de 100 m<sup>2</sup> foi concebida para amostragem de áreas submetidas à restauração ativa (DURIGAN; SUGANUMA; MELO, 2016), e a área deste estudo está sendo restaurada passivamente, foi feita uma adequação do esforço amostral por meio do uso de sub-parcelas de 25 m<sup>2</sup> com vistas a viabilizar a estimativa e parte dos parâmetros utilizados nas comparações entre resultados obtidos e valores de referência.

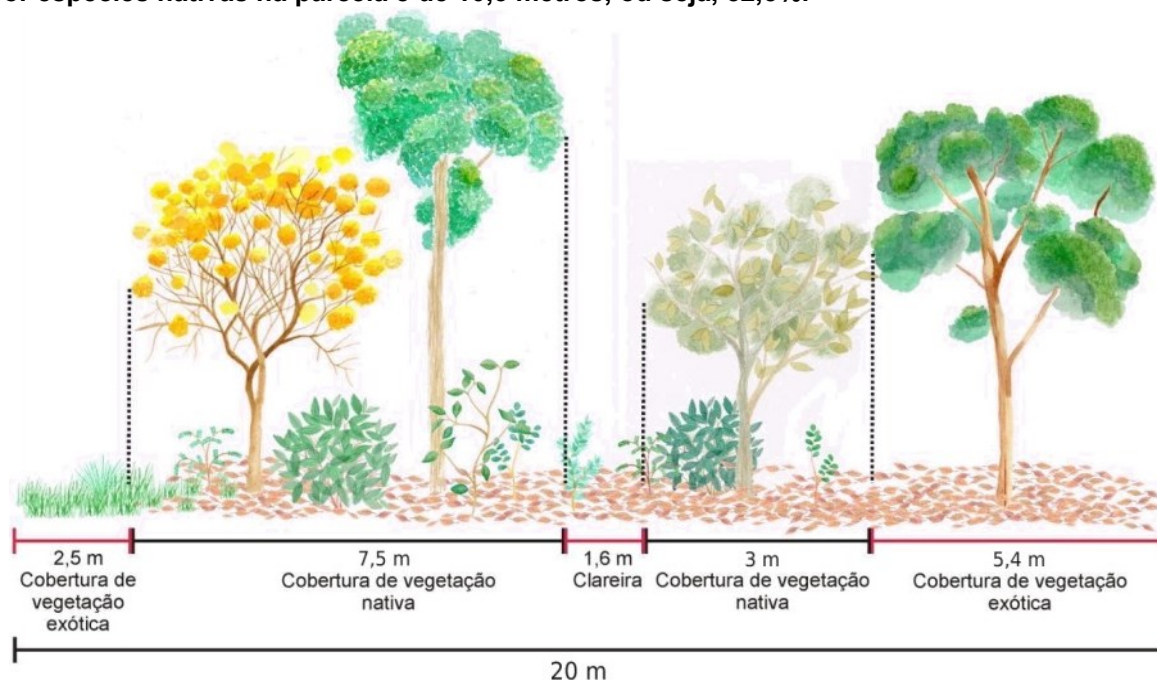
Assim, na porção central de cada parcela foi instalada uma sub-parcela de 5 m x 5 m onde foram identificados e contados os indivíduos de espécies arbóreas e arbustivas com altura igual ou superior a 0,5 m. A utilização das parcelas e sub-parcelas resultou em áreas totais amostradas de 1000 m<sup>2</sup> e 250 m<sup>2</sup>, respectivamente, nas quais foram amostrados diferentes parâmetros, dos quais apenas o parâmetro cobertura de copas foi avaliado com o uso das parcelas de 20 m x 5 m, para melhor ajuste ao método de linhas, utilizado para essa aferição. Os demais parâmetros foram estimados considerando apenas as sub-parcelas de 5 m x 5 m.

De acordo com relatos dos proprietários rurais, algumas poucas árvores já ocorriam de forma isolada nas margens do rio antes do isolamento da área para recuperação. Neste trabalho foi assumido que essas árvores pré-existentes, por seu número reduzido, não poderiam influenciar significativamente na avaliação da regeneração natural. Mas, por precaução, os indivíduos que atualmente apresentam mais de 30 cm de diâmetro do tronco a 1,30 m acima da superfície do solo (DAP) foram excluídos das análises, tendo em vista a alta probabilidade de que estes já ocorriam na área de estudo antes de seu isolamento, devido ao porte relativamente elevado. Os indivíduos amostrados foram categorizados, de acordo com o DAP, em três classes de tamanho: classe 1 - DAP < 1 cm; classe 2 - 1 cm ≤ DAP < 5 cm; e classe 3 - 5 cm ≤ DAP < 30 cm (DURIGAN; SUGANUMA; MELO, 2016). Os indivíduos das três classes foram contados e identificados. Para as classes 2 e 3 os indivíduos tiveram também tomadas as medidas de circunferência do tronco a 1,30 m acima da superfície do solo (CAP), com fita métrica; e a altura total, com auxílio de vara graduada.

Foram avaliados oito indicadores do sucesso da restauração: cobertura de copas pelo método de linhas, área basal, biomassa acima do solo, riqueza total, riqueza e densidade de regenerantes arbóreos com  $DAP < 5$  cm (classes 1 e 2); riqueza e densidade de regenerantes arbóreos com  $1 \text{ cm} \leq DAP < 5$  cm (classe 2). Conforme metodologia utilizada em Durigan, Suganuma e Melo (2016) os cálculos dos parâmetros se deram a partir das seguintes considerações: a área basal e a biomassa acima do solo foram calculadas considerando apenas os indivíduos da classe 3; a riqueza de regenerantes foi avaliada com três critérios de inclusão – para a comunidade arbórea como um todo (riqueza total), para o sub-bosque total (riqueza de regenerantes das classes 1 e 2), e para regenerantes maiores (riqueza de regenerantes apenas da classe 2); a densidade de regenerantes foi avaliada com dois critérios de inclusão – para o sub-bosque total (densidade de regenerantes das classes 1 e 2), e para regenerantes maiores (densidade de regenerantes apenas da classe 2); e todos os parâmetros foram calculados considerando somente as espécies arbóreas.

A cobertura de copas foi dada em porcentagem e foi feita aplicando-se o método de linhas (SÃO PAULO, 2015), que consistiu na disposição de uma trena na vegetação do interior de cada parcela de 20 x 5 m. A trena foi colocada no início da parcela e estendida pelo meio da mesma por toda extensão de 20 m, de forma a possibilitar o registro dos valores de comprimento dos trechos que ficaram sob a projeção da copa de indivíduos de espécies nativas. A cobertura com espécies exóticas não foi considerada (Figura 5).

**Figura 5 – Esquema exemplificativo de aferição do indicador cobertura de copas pelo método de linhas, em uma parcela com presença de clareira e espécies exóticas. A cobertura de copas é a área do solo coberta pela copa das espécies nativas. Neste exemplo, a cobertura do solo por espécies nativas na parcela é de 10,5 metros, ou seja, 52,5%.**



Fonte: Adaptado de São Paulo (2015, p. 7).

#### 4.4 ANÁLISE DE DADOS

Com vistas a conhecer a distribuição e abundância das espécies, foram calculadas a densidade absoluta e relativa, e a frequência absoluta das espécies amostradas na área de estudo.

A cobertura de copas total, pelo método de linhas (SÃO PAULO, 2015), foi calculada através da seguinte fórmula:

$$CCt = 100(Li/Lt)$$

Onde: CCt = cobertura de copas total; Li = soma do comprimento dos trechos cobertos pela projeção das copas dos indivíduos de espécies arbóreas nativas, em metros; Lt = soma do comprimento total das parcelas de amostragem, em metros (MORO; MARTINS, 2011, p. 200).

Para o cálculo da biomassa acima do solo, foram previamente calculados o DAP e a área basal de cada indivíduo através das fórmulas:

$$DAP = CAP/\pi$$

$$AB = \pi*((DAP)^2/40.000)$$

Onde: DAP = diâmetro do tronco a 1,30 m acima da superfície do solo, em centímetros; CAP = circunferência do tronco a 1,30 m acima da superfície do solo, em centímetros;  $\pi = 3,1416$ ; AB = área basal, em metros quadrados.

Com vistas a evitar um cálculo errôneo da biomassa, foram calculados DAP e área basal para cada ramificação dos indivíduos que apresentaram troncos múltiplos. Após a soma dos valores de área basal do indivíduo ramificado, o DAP foi recalculado, por indivíduo, para possibilitar seu uso na equação do cálculo de biomassa. Foi usada a seguinte fórmula para recalculá-los:

$$\sqrt{(40000*AB)/\pi}$$

A biomassa acima do solo foi calculada aplicando-se o modelo de Brown; Gillespie e Lugo (1989) através da seguinte equação:

$$Y = \exp \{-3,1141 + 0,9719 \ln (DAP^2H)\}$$

Onde: Y = biomassa acima do solo, em nível de indivíduo, expressa em toneladas ou megagramas; H = altura de cada indivíduo. Nessa fórmula o DAP e a altura são expressos em metros.

Após a descrição dos dados, os valores obtidos dos oito indicadores foram comparados com valores de referência do protocolo I (Tabela 1), adaptado da tabela de valores esperados de referência, fornecida por Durigan, Sukanuma e Melo (2016) para uma área com idade de restauração de 12 anos (Anexo A), visando avaliar a restauração passiva na área de estudo.

**Tabela 1. Protocolo I: valores de referência para oito indicadores de sucesso, em uma área com idade de 12 anos. CC – cobertura de copas, AB – área basal, BAS – biomassa acima do solo, RT – riqueza total, RR – riqueza de regenerantes, DR – densidade de regenerantes. Valores de riqueza correspondem ao número de espécies amostrados em 1.000 m<sup>2</sup>.**

Idade (anos)	CC (%)	AB (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	BAS (Mg ha <sup>-1</sup> )	RT (nº de spp)	RR Classes 1 e 2 (nº de spp)	DR Classes 1 e 2 (indiv. ha <sup>-1</sup> )	RR Classe 2 (nº de spp)	DR Classe 2 (indiv. ha <sup>-1</sup> )
12	91,7	28,3	144,7	45	30	4562	14	856

Fonte: Adaptado de Durigan, Suganuma e Melo (2016, p. 468).

Também foram comparados os valores obtidos na área de estudo com os valores de referência do protocolo II (Tabela 2), adaptado da Resolução SMA Nº 32, de 03 de abril de 2014 (SÃO PAULO, 2014), a qual considera apenas três indicadores (cobertura de copas pelo método de linhas, riqueza e densidade de regenerantes arbóreos) (Anexo B). Neste caso, como a Resolução não apresenta valores para a idade de 12 anos, os valores de referência utilizados nas comparações foram os intermediários entre as idades de 10 e 15 anos. E utilizou-se os valores de referência considerados adequados pela referida Resolução.

**Tabela 2. Protocolo II: valores de referência para três indicadores de sucesso, em áreas com idades de 10 e 15 anos, e valores intermediários para idade de 12,5 anos. CC – cobertura de copas, RR – riqueza de regenerantes, DR – densidade de regenerantes. Valores de riqueza correspondem ao número de espécies amostrados em 1.000 m<sup>2</sup>.**

Idade (anos)	CC (%)	RR Classes 1 e 2 (nº de spp)	DR Classes 1 e 2 (indiv. ha <sup>-1</sup> )
10	acima de 80	acima de 20	acima de 2000
12,5	acima de 80	acima de 23	acima de 2250
15	acima de 80	acima de 25	acima de 2500

Fonte: Adaptado de SÃO PAULO (2014).

Para as comparações com os valores de referência dos protocolos I e II, os valores obtidos para as comparações envolvendo a densidade foram expressos em indiv.ha<sup>-1</sup>. Nas comparações de área basal e de biomassa acima do solo os valores foram expressos em m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> e Mg.ha<sup>-1</sup>, respectivamente.

Os valores obtidos nesse estudo para uso nas comparações com valores de referência envolvendo a riqueza, exceto riqueza total, foram obtidos por meio de

curvas de rarefação para os níveis de abundância (número de indivíduos) expressos na tabela 3.

A definição dos níveis de abundância empregados nas comparações com os valores de referência de riqueza indicados no protocolo I, teve por base os valores esperados de densidade, apontados nesse protocolo, para cada classe de tamanho. Como os valores de densidade foram expressos em ind.ha<sup>-1</sup> e os valores de riqueza na base 1000 m<sup>2</sup>, os valores de densidade foram reduzidos de uma ordem de grandeza e arredondados para obtenção dos níveis de abundância utilizados nas comparações envolvendo o parâmetro riqueza. Assim, para as comparações envolvendo as classes de tamanho 1 e 2 e somente a classe 2; obtiveram-se níveis de abundância de 456 e 86 indivíduos, para os quais foram considerados como valores de referência para riqueza 30 espécies e 14 espécies, respectivamente (Tabela 3).

Para a definição dos níveis de abundância empregados nas comparações com os valores de referência de riqueza indicados no protocolo II, considerou-se a metodologia de amostragem para coleta de dados descrita pela Portaria CBRN 01/2015 (SÃO PAULO, 2015), que define metodologia e aplicação dos valores de referência da Resolução SMA Nº 32, de 03 de abril de 2014 (SÃO PAULO, 2014), a qual originou o protocolo II. Considerando-se que a área de estudo possui cerca de 2,1 ha, e portanto, segundo a referida Portaria a área deveria ser amostrada com seis parcelas de 100 m<sup>2</sup>, totalizando 600 m<sup>2</sup> de área amostrada, o nível de abundância foi obtido aplicando-se regra de três. A partir dos valores de referência de densidade indicados no protocolo II, tem-se que para 12,5 anos de idade, a densidade adequada é de 2250 ind.ha<sup>-1</sup>, assim aplicando-se regra de três (2250 \* 600 / 10000) obteve-se o nível de abundância de 135 indivíduos para o qual foi considerado como valor de referência para riqueza, 23 espécies (Tabela 3).

**Tabela 3. Níveis de abundância (número de indivíduos) considerados nas comparações envolvendo o parâmetro riqueza, e valores de referência de riqueza de acordo com os protocolos I e II.**

Protocolo	Parâmetro	Nível de abundância	Valor de referência de riqueza
I	Riqueza classes 1 e 2	456 indivíduos	30
I	Riqueza classe 2	86 indivíduos	14
II	Riqueza classes 1 e 2	135 indivíduos	23

Fonte: Autoria própria (2018).



Após a definição dos níveis de abundância e valores de referência de riqueza, foi possível construir curvas de rarefação através de reamostragem de indivíduos sem reposição (9999 iterações), utilizando o programa EcoSim (ENTSMINGER, 2004), e assim, obter os valores de riqueza a serem utilizadas nas comparações com os valores de referência dos protocolos I e II.

Os dois protocolos de avaliação foram comparados quanto ao alcance do sucesso da restauração passiva na área de estudo, indicada por cada protocolo, com base na percentagem de valores de referência alcançados para cada indicador ecológico. E também foram comparados quanto à sua aplicabilidade prática, com base no grau de dificuldade de execução de cada protocolo.

#### 4.5 IDENTIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DE ESPÉCIES AMOSTRADAS

Sempre que possível, a identificação das espécies foi feita no local, mas com maior frequência foi coletado material botânico para posterior identificação por meio de comparação com material de herbário, com base na literatura ou com auxílio de especialistas. As espécies foram ordenadas em famílias de acordo com o sistema APG IV (APG, 2016). As sinónimas botânicas, grafias e abreviações foram verificadas na Lista de Espécies da Flora do Brasil (Flora do Brasil 2020 em construção, 2019). O material botânico foi herborizado, conforme técnicas usuais descritas em Fidalgo e Bononi (1984). Foram confeccionadas exsiccatas com os materiais férteis coletados, para depósito na coleção do herbário da Figueira (FIG) da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Câmpus Medianeira.

Com base na literatura (BARBOSA *et al.*, 2015; CIELO-FILHO *et al.*, 2017a), foram compiladas informações para cada espécie quanto à síndrome de dispersão (zoocoria, anemocoria e autocoria) e categoria sucessional (pioneiras e não-pioneiras). Informações relativas ao hábito (arbóreas e arbustivas) e a origem (nativas e exóticas) das espécies identificadas foram consultadas na base de dados do site Flora do Brasil 2020 (Flora do Brasil 2020 em construção, 2019). Somente a informação sobre o hábito da espécie *Syagrus romanzoffiana*, divergiu da informação contida no site Flora do Brasil 2020, pois optou-se por adotar o hábito definido para essa espécie em Barbosa *et al.* (2015). Também foram verificadas as

espécies ameaçadas de extinção tomando como base a Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção (BRASIL, 2014), em que as espécies são classificadas nas categorias Extinta na Natureza (EW), Criticamente em Perigo (CR), Em Perigo (EN) e Vulnerável (VU).

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 CARACTERÍSTICAS ECOLÓGICAS DAS ESPÉCIES IDENTIFICADAS

Na área total amostrada (250 m<sup>2</sup>), foram contabilizados 856 indivíduos de espécies arbóreas e/ou arbustivas, as quais foram identificadas em sua maioria ao nível de espécie, algumas ao nível de gênero (três) ou família (uma), e somente uma permaneceu sem identificação; totalizando 64 morfoespécies distribuídas em 31 famílias (Tabela 4), sendo quatro espécies consideradas exóticas (Tabela 5).

Com vistas a possibilitar comparações com os protocolos de monitoramento utilizados nesse estudo, as espécies arbustivas e exóticas foram excluídas das análises dos parâmetros, restando somente as espécies arbóreas nativas, as quais contabilizaram 778 indivíduos pertencentes a 51 espécies e distribuídos em 27 famílias. Porém, para fornecer uma melhor caracterização das espécies encontradas na área de estudo, as informações contidas nesta seção são referentes ao total de espécies identificadas na área de amostragem, incluindo as espécies exóticas e arbustivas. As espécies exóticas, as não identificadas, ou identificadas somente em gênero ou família, não tiveram o hábito, síndrome de dispersão ou categoria sucessional caracterizados.

**Tabela 4. Relação de espécies arbóreas e/ou arbustivas com características ecológicas. IND (indivíduos); Hábito: arb – arbusto, arv – árvore; SD (síndrome de dispersão): ANE – anemocórica, AUT – autocórica, ZOO – zoocórica; CS (categoria sucessional): P – pioneira, NP – não-pioneira.**

(continua)				
<b>FAMÍLIA/Espécie</b>	<b>Nº IND</b>	<b>Hábito</b>	<b>SD</b>	<b>CS</b>
<b>ACANTHACEAE</b>				
<i>Aphelandra schottiana</i> (Ness) Profice	35	arb	AUT	NP
<b>ANNONACEAE</b>				
<i>Annona</i> sp.	1	-	-	-
<b>ARECACEAE</b>				
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	2	arv	ZOO	NP
<b>ASPARAGACEAE</b>				
<i>Cordyline spectabilis</i> Kunth & Bouché	2	arv	ZOO	P
<b>ASTERACEAE</b>				
<i>Dasyphyllum brasiliense</i> (Spreng.) Cabrera	1	arb, arv	ANE	NP

Tabela 4. Relação de espécies arbóreas e/ou arbustivas com características ecológicas. IND (indivíduos); Hábito: arb – arbusto, arv – árvore; SD (síndrome de dispersão): ANE – anemocórica, AUT – autocórica, ZOO – zoocórica; CS (categoria sucessional): P – pioneira, NP – não-pioneira.

(continua)				
FAMÍLIA/Espécie	Nº IND	Hábito	SD	CS
<b>BIGNONIACEAE</b>				
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	2	arv	ANE	P
<b>BORAGINACEAE</b>				
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	1	arv	ANE	NP
<b>ERYTHROXYLACEAE</b>				
<i>Erythroxylum myrsinites</i> Mart.	14	arb, arv	ZOO	NP
<b>EUPHORBIACEAE</b>				
<i>Bernardia pulchella</i> (Baill.) Müll.Arg.	1	arb	AUT	P
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	122	arb, arv	AUT	NP
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	52	arb, arv	AUT	P
<b>FABACEAE</b>				
<i>Calliandra foliolosa</i> Benth.	36	arb, arv	AUT	NP
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	3	arb	ANE	NP
<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	1	arv	ANE	NP
<i>Muelleria campestris</i> (Mart. ex Benth.) M.J. Silva & A.M.G. Azevedo	5	arv	ANE	NP
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	12	arv	AUT	NP
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	1	arv	ANE	P
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	2	arb, arv	AUT	P
<b>LAMINACEAE</b>				
<i>Aegiphila brachiata</i> Vell.	1	arb, arv	ZOO	P
<b>LAURACEAE</b>				
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	7	arv	ZOO	NP
<b>LOGANIACEAE</b>				
<i>Strychnos brasiliensis</i> Mart.	6	arb	ZOO	NP
<b>MALVACEAE</b>				
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	1	arv	ZOO	P
<i>Heliocharpus popayanensis</i> Kunth.	1	arv	ANE	P
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	3	arv	ANE	P
<i>Pavonia sepium</i> A.St.-Hil.	2	arb, arv	AUT	NP
<b>MELASTOMATACEAE</b>				
<i>Miconia cinerascens</i> Miq.	4	arb, arv	ZOO	P
<b>MELIACEAE</b>				
<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	1	arb, arv	ZOO	NP
<b>MORACEAE</b>				
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	3	arv	ZOO	NP
<b>MYRTACEAE</b>				
<i>Calyptanthus concinna</i> DC.	48	arv	ZOO	NP
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O. Berg	16	arv	ZOO	NP
<i>Eugenia florida</i> DC.	23	arb, arv	ZOO	NP
<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.	9	arb, arv	ZOO	P
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	59	arv	ZOO	NP
<i>Eugenia uniflora</i> L.	12	arb, arv	ZOO	NP
<i>Myrceugenia euosma</i> (O.Berg) D.Legrand	7	arv	ZOO	P

Tabela 4. Relação de espécies arbóreas e/ou arbustivas com características ecológicas. IND (indivíduos); Hábito: arb – arbusto, arv – árvore; SD (síndrome de dispersão): ANE – anemocórica, AUT – autocórica, ZOO – zoocórica; CS (categoria sucessional): P – pioneira, NP – não-pioneira.

FAMÍLIA/Espécie	Nº IND	Hábito	(conclusão)	
			SD	CS
<i>Myrcia laruotteana</i> Cambess.	186	arv	ZOO	P
<i>Myrcia subcordata</i> DC.	69	arv	ZOO	NP
Myrtaceae	1	-	-	-
<b>PIPERACEAE</b>				
<i>Piper</i> sp.	14	-	-	-
<i>Piper aduncum</i> L.	1	arb, arv	ZOO	P
<b>PRIMULACEAE</b>				
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	2	arb, arv	ZOO	P
<b>ROSACEAE</b>				
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	6	arv	ZOO	NP
<b>RUBIACEAE</b>				
<i>Chomelia obtusa</i> Cham. & Schltld.	11	arb, arv	ZOO	NP
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	1	arb, arv	ZOO	NP
<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schltld.	3	arb	ZOO	NP
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	2	arb, arv	ZOO	NP
<b>RUTACEAE</b>				
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	1	arv	ZOO	NP
<b>SAPINDACEAE</b>				
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., A.Juss. & Cambess.) Hieron. ex Niederl.	4	arb, arv	ZOO	P
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	6	arv	ZOO	NP
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	8	arb, arv	ZOO	NP
<b>SAPOTACEAE</b>				
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	3	arv	ZOO	NP
<b>SOLANACEAE</b>				
<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	3	arb, arv	ZOO	P
<i>Cestrum strigilatum</i> Ruiz & Pav.	1	arb, arv	ZOO	P
<i>Solanum</i> sp.	1	-	-	-
<i>Solanum caavurana</i> Vell.	5	arb	ZOO	P
<b>SYMPLOCACEAE</b>				
<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth.	3	arb, arv	ZOO	P
<b>URTICACEAE</b>				
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	3	arv	ZOO	P
<i>Boehmeria caudata</i> Sw.	13	arb	ZOO	NP
<b>VIOLACEAE</b>				
<i>Pombalia bigibbosa</i> (A.St.Hil.) Paula-Souza	1	arb	AUT	P
<b>INDETERMINADA</b>				
Indeterminada	3	-	-	-

Fonte: Autoria própria (2018).

**Tabela 5. Relação de espécies exóticas encontradas nas parcelas.**

<b>FAMÍLIA/Espécie</b>	<b>Nº IND</b>
<b>MYRTACEAE</b>	
<i>Psidium guajava</i> L.	1
<b>RHAMNACEAE</b>	
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	3
<b>ROSACEAE</b>	
<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	1
<b>RUTACEAE</b>	
<i>Citrus limon</i> (L.) Osbeck	4

Fonte: Autoria própria (2018).

Além disso, nenhuma das espécies identificadas se encontra em ameaça de extinção, segundo a Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção (BRASIL, 2014).

As espécies exóticas amostradas na área (quatro) estão compreendidas em quatro famílias, das quais apenas a família Rhamnaceae está representada exclusivamente por espécie exótica, *Hovenia dulcis*. Todas as espécies exóticas encontradas nesse estudo também foram relatadas em um levantamento florístico nos arredores do Parque Nacional do Iguaçu, e possuem potencial invasivo na região (CIELO-FILHO *et al.* 2017a). Mas entende-se que pelo reduzido número de espécies e indivíduos (nove), as espécies exóticas amostradas não figuram como ameaça, portanto não estão comprometendo o processo de restauração passiva na área. Ainda assim, sugere-se que seja feito um acompanhamento para observar se ao longo do tempo a reprodução dessas espécies não se tornará prejudicial à biodiversidade da área, levando a necessidade de ações de controle.

Como pode ser observado na Tabela 4, as espécies arbóreas foram maioria com 24 espécies, as espécies de hábito arbóreo-arbustivo contabilizaram 23 espécies, e as espécies arbustivas perfizeram oito espécies. Alguns fatores como diferenças entre esforços amostrais, épocas de coleta e estado de conservação da vegetação influenciam os resultados de levantamentos acerca das diferentes formas de vida, e dificultam comparações precisas entre áreas (CIELO-FILHO *et al.* 2009). Mas, assim como nesse estudo, o hábito arbóreo foi predominante em diversos levantamentos abrangendo formas de vida da Floresta Estacional Semidecidual nos Estados de São Paulo e Paraná (MIKISH; SILVA, 2001, p. 93; YAMAMOTO; KINOSHITA; MARTINS, 2005, p. 193; KINOSHITA *et al.*, 2006, p. 316; CIELO-FILHO *et al.*, 2017a; CIELO-FILHO *et al.*, 2017b). Segundo Mikish e Silva (2001), a

predominância de árvores dentre as formas de vida vegetais é uma característica de florestas mais desenvolvidas, o que evidencia a o avanço de processos sucessionais na área.

A família mais abundante, em número de indivíduos (431) e riqueza de espécies (11), foi Myrtaceae, a qual aparece entre as famílias mais representativas em diversos trabalhos de levantamentos florísticos desenvolvidos na Floresta Estacional Semidecidual (MIKISH; SILVA, 2001, p. 93; ESTEVAN; VIEIRA; GORENSTEIN, 2016, p. 716; CIELO-FILHO *et al.*, 2017a) e na Floresta Ombrófila Mista (DIAS; VIEIRA; PAIVA, 2002, p. 110) no Estado do Paraná, sendo considerada uma importante família na contribuição do enriquecimento florestal (LIEBSCH; MARQUES; GOLDENBERG, 2008, p. 1723).

A família Euphorbiaceae também se destacou pelo número de indivíduos (175), mas estes estão distribuídos em somente três espécies, *Bernardia pulchella*, *Gymnanthes klotzschiana* e *Sebastiania brasiliensis*. Esse padrão divergente entre número de indivíduos e número de espécies apresentado pelas famílias Myrtaceae e Euphorbiaceae, também foi relatado no trabalho de Dias *et al.*, (1998) em que ambas famílias apresentaram elevado número de indivíduos, mas somente a família Myrtaceae se distinguiu com uma riqueza maior de espécies.

Outra família que se destacou nesse estudo pela expressiva riqueza de espécies e abundância foi Fabaceae, que apresentou sete espécies e 60 indivíduos. A família Fabaceae, em conjunto com as demais famílias mais representativas nesse estudo (Euphorbiaceae e Myrtaceae) está entre as famílias mais ricas no mundo, em especial em regiões tropicais (GOOD, 1974 apud YAMAMOTO; KINOSHITA; MARTINS, 2005, p. 200). Essa família também possui presença marcante em estudos desenvolvidos em Florestas Estacionais Semidecíduais (KINOSHITA *et al.*, 2006; DIAS; VIEIRA; PAIVA, 2002), e figura como família mais rica em vários levantamentos florísticos no ambiente semidecíduo na Argentina e no Brasil (BORGHI *et al.* 2014; CIELO-FILHO *et al.* 2017a; ESTEVAN; VIEIRA; GORENSTEIN, 2016, p. 716). Em vista disso, tais famílias possuem significativa importância na restauração de ambientes ripários e semidecíduos (BORGHI *et al.* 2014).

Em relação às síndromes de dispersão, as espécies zoocóricas (37) foram a maioria, seguidas pelas espécies autocóricas (nove) e anemocóricas (nove). No que se refere à categoria sucessional, houve predominância de espécies não-pioneiras

(32) em relação às espécies pioneiras (23). A predominância de espécies zoocóricas e não-pioneiras também foi observada em áreas em processo de restauração passiva na Floresta Estacional Semidecidual, em que Melo & Durigan (2007) verificaram 53,1% de espécies zoocóricas em uma área com idade de 23 anos, e no trabalho de Viapiana; Cielo-Filho e Câmara (2019) foi observado 57% de espécies zoocóricas e 74% de espécies não pioneiras, em uma área com idade de 25 anos. Essa proporção de espécies também possui ocorrência em áreas preservadas próximas ao local de estudo, como relatado por Viapiana; Cielo-Filho e Câmara (2019) em estudo realizado em uma área de referência inserida no Parque Nacional do Iguaçu que constatou a presença de 59% de espécies zoocóricas e 79% de espécies não pioneiras no local.

A predominância de espécies zoocóricas é uma característica fundamental em áreas em restauração, pois como elas servem de fonte de alimento para a fauna, sua predominância pode contribuir para o aumento da riqueza específica e complexidade estrutural (MIKISH; SILVA, 2001), além de indicar que há ocorrência de fluxos biológicos e o avanço de processo sucessional na área (SCARIOT; REIS, 2010).

Segundo Maciel *et al.* (2003) as espécies pioneiras germinam em ambientes que possuem dossel aberto, recebendo radiação solar ao menos parte do dia; e as espécies não-pioneiras tendem a germinar em ambientes sombreados. Assim entende-se que conforme a floresta amadurece e apresenta um dossel mais denso, há favorecimento do aumento de espécies de sub-bosque e de estádios sucessionais mais avançados (VIAPIANA, 2017). Por isso, a proporção de espécies não-pioneiras registrada neste estudo corrobora com a literatura em relação à ocorrência de um aumento progressivo na proporção de espécies não-pioneiras conforme o processo de sucessão progride (LIEBSCH; MARQUES; GOLDENBERG, 2008, p. 1723).



**Tabela 6. Densidade absoluta – ind.ha<sup>-1</sup>, densidade relativa expressa em porcentagem e frequência absoluta expressa em porcentagem, das espécies amostradas na área de estudo. DA (densidade absoluta), DR (densidade relativa), FA (frequência absoluta).**

(continua)

ESPÉCIES	DA	DR	FA
<i>Aegiphila brachiata</i> Vell.	40	0,1168	10
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., A.Juss. & Cambess.) Hieron. ex Niederl.	160	0,4673	30
<i>Annona</i> sp.	40	0,1168	10
<i>Aphelandra schottiana</i> (Ness) Profice	1400	4,0888	50
<i>Bernardia pulchella</i> (Baill.) Müll.Arg.	40	0,1168	10
<i>Boehmeria caudata</i> Sw.	520	1,5187	10
<i>Calliandra foliolosa</i> Benth.	1440	4,2056	50
<i>Calyptanthes concinna</i> DC.	1920	5,6075	60
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O. Berg	640	1,8692	40
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	120	0,3505	10
<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	120	0,3505	20
<i>Cestrum strigilatum</i> Ruiz & Pav.	40	0,1168	10
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	120	0,3505	10
<i>Citrus limon</i> (L.) Osbeck	160	0,4673	30
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	40	0,1168	10
<i>Chomelia obtusa</i> Cham. & Schltdl.	440	1,285	30
<i>Cordyline spectabilis</i> Kunth & Bouché	80	0,2336	10
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	240	0,7009	10
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	120	0,3505	10
<i>Dasyphyllum brasiliense</i> (Spreng.) Cabrera	40	0,1168	10
<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	40	0,1168	10
<i>Erythroxylum myrsinites</i> Mart.	560	1,6355	30
<i>Eugenia florida</i> DC.	920	2,6869	20
<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess	360	1,0514	20
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	2360	6,8925	40
<i>Eugenia uniflora</i> L.	480	1,4019	30
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	40	0,1168	10
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	4880	14,252	60
<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth.	40	0,1168	10
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	120	0,3505	20
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	80	0,2336	20
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	200	0,3505	20
<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	120	0,1168	10
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	40	0,3505	10
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	120	0,9346	60
<i>Miconia cinerascens</i> Miq.	320	0,4673	20
<i>Muelleria campestris</i> (Mart. ex Benth.) M.J. Silva & A.M.G. Azevedo	160	0,5841	10
<i>Myrceugenia euosma</i> (O.Berg) D.Legrand	280	0,8178	20
<i>Myrcia laruotteana</i> Cambess.	7440	21,729	50
<i>Myrcia subcordata</i> DC.	2760	8,0607	50
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	80	0,2336	20
Myrtaceae	40	0,1168	10
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	280	0,8178	30
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	480	1,4019	30

**Tabela 6. Densidade absoluta – ind.ha<sup>-1</sup>, densidade relativa expressa em porcentagem e frequência absoluta expressa em porcentagem das espécies amostradas na área de estudo. DA (densidade absoluta), DR (densidade relativa), FA (frequência absoluta).**

(conclusão)

ESPÉCIES	DA	DR	FA
<i>Pavonia sepium</i> A.St.-Hil.	80	0,2336	10
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	40	0,1168	10
<i>Piper</i> sp.	560	1,6355	30
<i>Piper aduncum</i> L.	40	0,1168	10
<i>Pombalia bigibbosa</i> (A.St.Hil.) Paula-Souza	40	0,1168	10
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	240	0,7009	20
<i>Psidium guajava</i> L.	40	0,1168	10
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	40	0,1168	10
<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schtdl.	120	0,3505	10
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	80	0,2336	10
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	2080	6,0748	60
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	80	0,2336	20
<i>Solanum</i> sp.	40	0,1168	10
<i>Solanum caavurana</i> Vell.	200	0,5841	10
<i>Strychnos brasiliensis</i> Mart.	240	0,7009	20
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	80	0,2336	10
<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth.	120	0,3505	10
<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	40	0,1168	10
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	40	0,1168	10
Indeterminada	120	0,3505	30

**Fonte: Autoria própria (2018).**

A espécie mais abundante foi *Myrcia laruotheana*, com 21,7% dos indivíduos amostrados, seguida das espécies *Gymnanthes klotzschiana* (14,2%), *Myrcia subcordata* (8,1%), *Eugenia involucrata* (6,9%), *Sebastiania brasiliensis* (6,1%), *Calyptanthus concinna* (5,6%) e *Calliandra foliolosa* (4,2%) (Tabela 6); todas pertencentes às famílias também mais abundantes, Myrtaceae, Euphorbiaceae e Fabaceae.

Das 64 espécies e morfoespécies encontradas, 29,7% são representadas por somente um indivíduo, são elas: *Aegiphila brachiata*, *Annona* sp., *Bernardia pulchella*, *Cestrum strigilatum*, *Cordia trichotoma*, *Dasyphyllum brasiliense*, *Eriobotrya japonica*, *Guazuma ulmifolia*, *Heliocarpus popayanensis*, *Machaerium paraguariense*, Myrtaceae, *Peltophorum dubium*, *Piper aduncum*, *Pombalia bigibbosa*, *Psidium guajava*, *Psychotria carthagenensis*, *Solanum* sp., *Trichilia elegans* e *Zanthoxylum rhoifolium*.

Em relação à frequência das espécies, é possível observar que elas possuem uma distribuição variada na área de amostragem. Algumas das espécies

com maior densidade também foram as que apresentaram maior frequência, com valores iguais ou superiores a 50%: *Aphelandra schottiana*, *Calliandra foliolosa*, *Calyptanthes concinna*, *Gymnanthes klotzschiana*, *Matayba elaeagnoides*, *Myrcia laruotteana*, *Myrcia subcordata* e *Sebastiania brasiliensis*.

Além da densidade relativamente elevada de indivíduos, também é notável a ampla distribuição da maioria das espécies da família Myrtaceae. As espécies dessa família se destacam em diversos trabalhos de restauração de áreas degradadas, devido à produção de frutos e flores que potencializam a dispersão de sementes por animais (MEIRA JUNIOR *et al.*, 2015; KLEIN *et al.*, 2012).

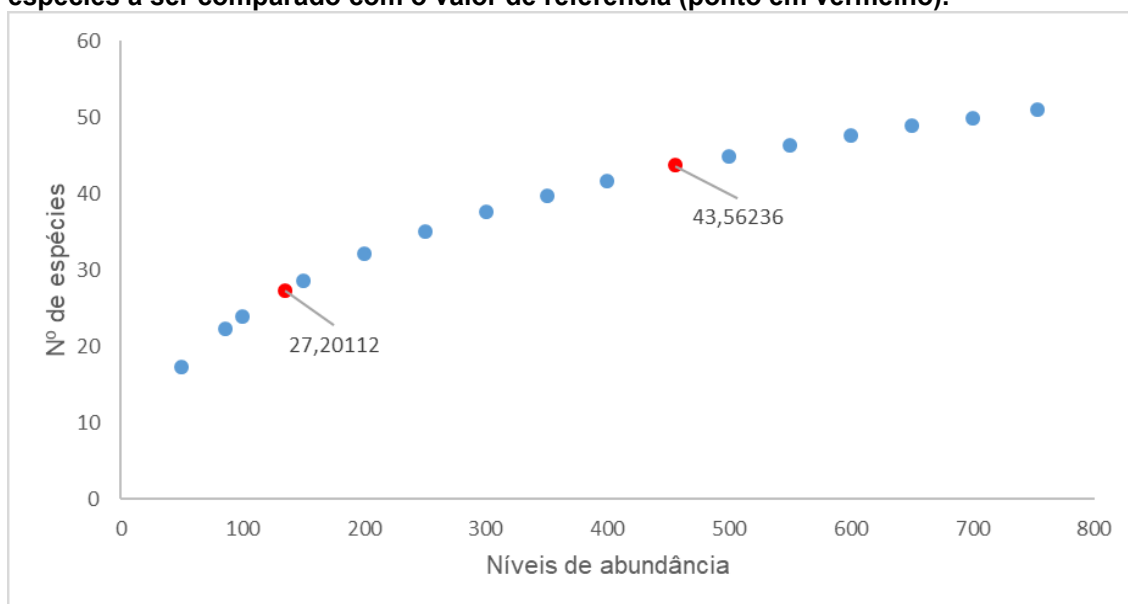
Os valores elevados de densidade e frequência das espécies *Myrcia laruotteana* e *Gymnanthes klotzschiana*, podem ser explicados pela capacidade dessas espécies se desenvolverem bem em solos hidromórficos, com lençol freático pouco profundo e em áreas submetidas a inundações periódicas; sendo consideradas espécies importantes para a conservação de matas ciliares na região (KIERAS; ACCIOLY; MACHADO, 2018; CIELO-FILHO *et al.*, 2017b).

As características ecológicas aqui descritas evidenciam a ocorrência de aspectos importantes no sucesso da restauração, como elevadas densidade de indivíduos e diversidade de espécies, ampla distribuição de espécies, e predominância de espécies não-pioneiras e zoocóricas. Contudo, para uma avaliação mais objetiva, foram comparados a seguir, os valores obtidos nesse estudo com valores de referência dos protocolos I e II, para os indicadores de sucesso da restauração.

## 5.2 COMPARAÇÃO DE VALORES OBTIDOS E VALORES DE REFERÊNCIA

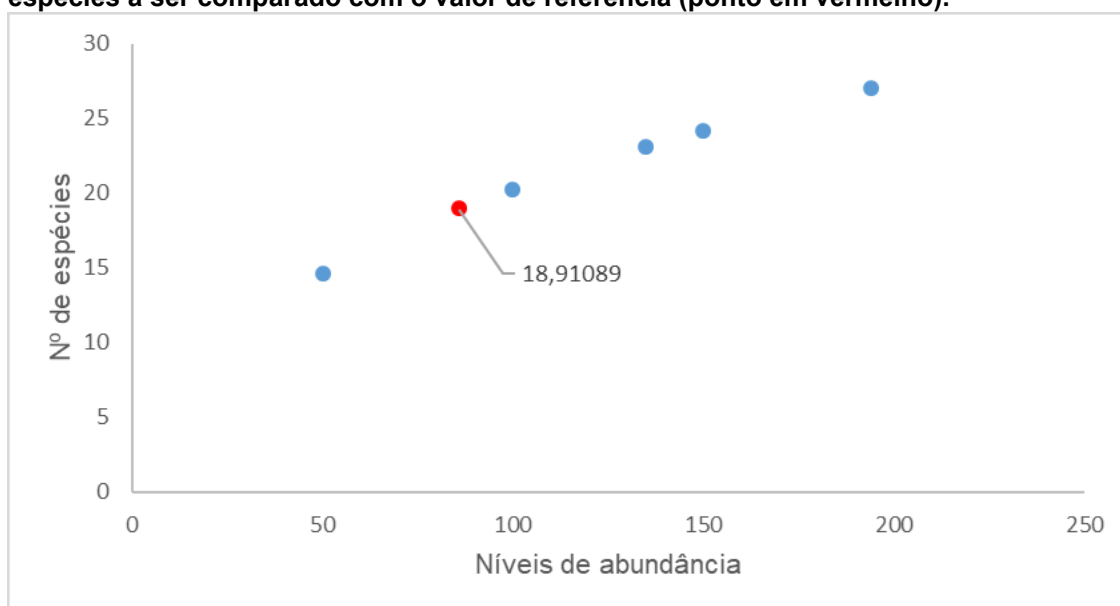
Os valores utilizados nas comparações de riqueza envolvendo as classes de tamanho 1 e 2, obtidos através de curva de rarefação (Figura 6), foram de 43 espécies para comparação com o protocolo I, e de 27 espécies para comparação com o protocolo II. Para a classe de tamanho 2, foi obtido o valor de 19 espécies para comparação com o protocolo I (Figura 7).

**Figura 6 – Curva de rarefação envolvendo as classes 1 e 2 para obtenção do número de espécies a ser comparado com o valor de referência (ponto em vermelho).**



Fonte: Autoria própria (2019).

**Figura 7 – Curva de rarefação envolvendo somente a classe 2 para obtenção do número de espécies a ser comparado com o valor de referência (ponto em vermelho).**



Fonte: Autoria própria (2019).

Para efeito de comparação, na Tabela 7 foram descritos os valores obtidos nesse estudo e os valores de referência dos oito indicadores de sucesso da restauração apontados no protocolo I. Na Tabela 8, foram descritos os valores obtidos e os valores de referência dos três indicadores de sucesso da restauração apontados no protocolo II.

**Tabela 7. Valores obtidos e valores de referência para cada um dos indicadores de sucesso apontados no protocolo I.**

Indicadores	Valores obtidos	Valores de referência
Cobertura de copas (%)	94,6	91,7
Área basal (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	6,68	28,3
Biomassa acima do solo (Mg ha <sup>-1</sup> )	22,32	144,7
Riqueza total (nº de espécies)	51	45
Riqueza de regenerantes Classes 1 e 2 (nº de espécies)	43	30
Densidade de regenerantes Classes 1 e 2 (indiv. ha <sup>-1</sup> )	30120	4562
Riqueza de regenerantes Classe 2 (nº de espécies)	19	14
Densidade de regenerantes Classe 2 (indiv. ha <sup>-1</sup> )	7760	856

**Fonte: A autoria própria (2019).**

**Tabela 8. Valores obtidos e valores de referência para cada um dos indicadores de sucesso apontados no protocolo II.**

Indicadores	Valores obtidos	Valores de referência
Cobertura de copas (%)	94,6	acima de 80
Densidade de regenerantes Classes 1 e 2 (indiv. ha <sup>-1</sup> )	30120	acima de 2250
Riqueza de regenerantes Classes 1 e 2 (nº de espécies)	27	acima de 23

**Fonte: A autoria própria (2019).**

Os valores obtidos nesse estudo atingiram os valores de referência para quase todos os indicadores de sucesso da restauração do protocolo I, com exceção dos indicadores área basal e biomassa acima do solo. Os valores de referência do protocolo II foram atingidos pelos valores obtidos neste estudo, em sua totalidade.

Para os indicadores cobertura de copas e riqueza (total e de regenerantes), os valores obtidos foram superiores aos valores de referência esperados que atestam o sucesso da restauração na área, em ambos protocolos.

Segundo Durigan, Suganuma e Melo (2016), a cobertura de copas é um indicador de evolução estrutural recomendado para uso em avaliações desde os primeiros anos de restauração, pois ela evolui rapidamente. Como foi evidenciado no trabalho de Melo, Miranda e Durigan (2007), em que áreas ripárias restauradas

ativamente, com idade de apenas três anos, já possuíam cobertura de copas variando de 115,27% a 179,67%. A inexistência de informações na literatura referentes a esse parâmetro para áreas em restauração passiva da mesma idade que a desse trabalho, dificulta a comparação de dados entre estudos. Porém, trabalhos como o de Melo e Durigan (2007) realizado em mata ciliar em processo de restauração passiva, com idade de 23 anos, em que a cobertura de copas chega a atingir 184,3%; ajudam a destacar a rápida evolução desse indicador, inclusive para áreas restauradas passivamente. A percentagem de cobertura de copas obtidas nesse estudo (94,6%) sugere que as principais funções desse indicador, como proteção ao solo e amenização do microclima, foram restabelecidas e estão avançando para a estabilidade naquele ecossistema (DURIGAN; SUGANUMA; MELO, 2016).

Em uma meta-análise neotropical, Rozendaal *et al.* (2019) verificaram que a recuperação da riqueza de espécies arbóreas em florestas secundárias neotropicais ocorre rapidamente, chegando a atingir 80% dos valores esperados em florestas maduras, após 20 anos de restauração. Destacando assim, que a resiliência de florestas tropicais em relação a riqueza de espécies tem grande potencial na conservação da biodiversidade em ambientes que sofreram modificações antrópicas. Nesse trabalho, os autores também destacaram a relação da riqueza de espécies com a cobertura florestal, em que uma maior cobertura é associada a maior disponibilidade de sementes, agentes dispersores e maior conectividade de paisagem, o que pode influenciar no aumento da recuperação relativa da riqueza de espécies. Segundo Cielo-Filho e Souza (2016, p. 484); Melo e Durigan (2007, p. 109), a contribuição da fauna na dispersão de sementes influencia o aumento da riqueza e configura em um dos fatores fundamentais para se alcançar o sucesso da restauração passiva. Os resultados obtidos nesse estudo corroboram com as informações fornecidas por esses autores, visto que no que se refere a relação entre cobertura de copas e riqueza de espécies, os valores obtidos atingiram os valores esperados para ambos indicadores, para a idade em que a área se encontra. E as espécies amostradas na área de estudo apresentaram predominância de espécies zoocóricas (67,3%), confirmando a contribuição positiva de agentes dispersores para o aumento da riqueza. A riqueza de espécies também pode ser influenciada por fatores como banco de sementes e disponibilidade de propágulos no entorno da área (ROZENDAAL *et al.*, 2019), podendo-se inferir que a área de estudo possui a

influência de uma grande fonte de propágulos que é o Parque Nacional do Iguaçu. Assim, a elevada riqueza de espécies regenerantes encontrada na área em estudo representa a persistência das espécies e o restabelecimento de importantes mecanismos de dispersão e colonização (SUDING, 2011).

Considerando-se que o protocolo I foi feito com base em áreas submetidas à restauração ativa e que a área em estudo passa por processo de restauração passiva, ainda que a metodologia utilizada foi adaptada reduzindo-se a área de amostragem por parcelas de 100 m<sup>2</sup> para 25 m<sup>2</sup>, os valores obtidos para os indicadores de densidade de regenerantes foram muito superiores aos valores de referência esperados. Isso constitui uma forte evidência do sucesso da restauração, visto que tais valores de densidade de regenerantes representam a quantidade de plantas que poderão ocupar eventuais clareiras e assim garantir a estabilidade da estrutura da comunidade vegetal (DURIGAN; SUGANUMA; MELO, 2016).

É possível inferir que a escolha da estratégia de restauração passiva para ser aplicada nessa área, foi assertiva com base no indicador de densidade de regenerantes, pois a elevada densidade apresentada no local revela uma forte contribuição da regeneração natural, que é a base da restauração passiva. Estudos realizados por Melo; Durigan (2007) e Leyser *et al.* (2012) em Florestas Estacionais Semidecíduais, encontraram densidades de 18.100 ind. ha<sup>-1</sup> e 8.245 ind. ha<sup>-1</sup>, respectivamente, para estratos regenerantes. Viapiana; Cielo-Filho e Câmara (2019) encontraram uma densidade de 27.700 ind. ha<sup>-1</sup> em um sítio de referência inserido no Parque Nacional do Iguaçu, e 19.633 ind. ha<sup>-1</sup> em uma área em processo de restauração passiva com idade de 25 anos, inserida na mesma região da área desse estudo. Tais valores não podem ser comparados aos do presente estudo (densidade de regenerantes classes 1 e 2 – 30.120 ind. ha<sup>-1</sup>), devido aos diferentes critérios de inclusão e idade das áreas, porém evidenciam a alta densidade decorrente da regeneração natural. Apesar da regeneração natural advinda de prévio banco de sementes, ser uma característica rara em regiões de Floresta Estacional Semidecidual, devido a sua possível eliminação por danos causados por cultivos duradouros (DURIGAN, SUGANUMA, MELO, 2016), a elevada densidade encontrada na área de estudo, pode ter sido influenciada, assim como a riqueza de espécies, pelo banco de sementes remanescente presente na área e pela existência de fontes de propágulos próximas.

Em relação aos indicadores área basal e biomassa acima do solo, aferidos apenas no protocolo I e calculados considerando-se somente os indivíduos da classe 3 ( $5 \text{ cm} \leq \text{DAP} < 30 \text{ cm}$ ), os valores obtidos ficaram muito abaixo dos valores de referência esperados. Considerando-se as técnicas de restauração abordadas nesse estudo, restauração passiva; e no trabalho feito por Durigan, Suganuma e Melo (2016) que deu origem ao protocolo I; restauração ativa; o reduzido valor obtido para os indicadores área basal e biomassa acima do solo, pode ser explicado por fatores relacionados às diferenças entre as técnicas de restauração utilizadas. Tais como: o aumento do acúmulo de biomassa potencializado pelo plantio de mudas, o qual não é limitado pelas barreiras de dispersão e estabelecimento na sucessão inicial (HOLL, 1999, p. 239); o eventual uso de espécies com taxa de crescimento rápido em plantios em áreas de restauração ativa (GILMAN *et al.* 2016, p. 803); e pelo fato da taxa de acúmulo de biomassa em estágios sucessionais iniciais ser mais lenta em áreas de restauração passiva do que em áreas de restauração ativa, em que essa diferença tende a reduzir conforme se desenvolve o processo de sucessão ecológica (CROUZEILLES *et al.*, 2017, p. 2). Além disso, a área basal e a biomassa geralmente se baseiam em árvores com  $\text{DAP} > 5 \text{ cm}$ , em virtude de que nos primeiros anos de restauração esses indicadores são influenciados pela densidade de plantas, sendo recomendada sua aferição em áreas mais desenvolvidas (DURIGAN; SUGANUMA; MELO, 2016). Assim, considerando a elevada densidade e os baixos valores de biomassa e área basal obtidos, pode-se inferir que a área em estudo encontra-se em estágio sucessional inicial, devendo alcançar os valores esperados para os indicadores área basal e biomassa conforme a sucessão progredir na área.

### 5.3 COMPARAÇÃO DE PROTOCOLOS

Visto que o sucesso da restauração é julgado pelo progresso alcançado na recuperação de um nível mínimo de complexidade para desencadear e sustentar todos os processos ecológicos que conferem a capacidade de adaptação às mudanças ambientais, através da evolução da estrutura, composição e funcionamento do ecossistema (CHAVES *et al.*, 2015), os dois protocolos de



avaliação foram comparados quanto ao alcance do sucesso da restauração passiva na área de estudo. A partir dessa comparação feita com base na percentagem de valores de referência alcançados para cada indicador ecológico, o protocolo II resultou em uma avaliação mais favorável da restauração, pois todos os valores de referência foram atingidos, podendo-se assim certificar o sucesso da restauração da área em estudo com base nos indicadores avaliados. Já o protocolo I, teve 75% dos valores de referência atingidos, havendo uma discrepância nos resultados no que se refere a assegurar o sucesso de restauração da área. Essa discrepância levou a constatações que vão além da avaliação do sucesso de restauração da área. Entre elas está a grande diferença observada entre os valores de área basal e biomassa obtidos em áreas de restauração passiva e ativa, que corrobora a argumentação de Crouzeilles *et al.* (2017, p. 2) de que a taxa de acúmulo de biomassa em estágios sucessionais iniciais tende a ser mais lenta em áreas submetidas à restauração passiva do que em áreas de restauração ativa. E a determinação do estágio sucessional da área, que se encontra em fase inicial, de modo que os valores esperados para os indicadores área basal e biomassa devem ser atingidos quando a área estiver em um estágio sucessional mais avançado, visto que tal diferença de valores tende a reduzir conforme o processo sucessional progride.

Sendo assim, no que se refere à área basal e biomassa acima do solo, é possível que tais indicadores não atinjam os valores considerados adequados pelo protocolo I, em áreas de restauração passiva em estágios sucessionais iniciais. Com base nessas informações sugere-se que tais parâmetros sejam suprimidos quando da aplicação do protocolo I em avaliações de restauração passiva em estágios iniciais de sucessão.

Em relação à aplicabilidade prática, os protocolos diferiram no grau de dificuldade de execução. O protocolo II seria indicado para uma situação que requer uma análise mais rápida, pois dispensa a aferição de DAP e altura. Em contrapartida, o protocolo I demanda maior tempo de execução devido à aferição de DAP e altura, mas engloba importantes indicadores estruturais como a área basal e a biomassa acima do solo. Verificou-se que os dois protocolos podem ser aplicados em trabalhos de campo em áreas com as características estudadas, matas ciliares em região de Floresta Estacional Semidecidual.

Segundo Viani *et al.* (2017), protocolos de monitoramento devem ser aplicáveis em áreas submetidas a diferentes métodos de restauração e estágios

sucessionais de recuperação. Mas o protocolo I não apresenta tal característica no que se refere aos indicadores área basal e biomassa, pois se verificou que tais indicadores podem não ser adequados para aplicação em áreas submetidas à restauração passiva em estágios sucessionais iniciais. Também almeja-se que a metodologia de monitoramento seja reproduzível por diferentes pessoas (HOLL; CAIRNS, 2002 apud VIANI *et al.*, 2017, p. 2), aspecto apresentado por ambos protocolos, visto que sua aplicação foi relativamente simples. Ainda, espera-se que um protocolo de monitoramento possua valores de referência baseados em fonte de dados representativa, proveniente de uma ampla variedade de locais, e que possam ser adaptados a outros tipos de ecossistema (EHRENFELD, 2000). Os protocolos I e II compartilham tais características e possuem uma base metodológica que pode servir de suporte para o desenvolvimento de protocolos para outros tipos vegetacionais em restauração.

## 6 CONCLUSÃO

Por meio deste estudo foi possível caracterizar e avaliar a restauração ecológica de uma área de mata ciliar que está submetida ao processo de restauração passiva com uso de protocolos de monitoramento. Com base em diferentes indicadores de estrutura, diversidade e funcionamento, concluiu-se que a restauração da área está sendo bem-sucedida, pois a avaliação realizada com os protocolos I e II revelou que os valores obtidos para os indicadores avaliados (exceto área basal e biomassa) encontram-se acima dos valores de referência esperados para uma área com idade de 12 anos de restauração. Isso confirma que o ecossistema estudado está seguindo uma trajetória adequada rumo a um estado de restauração esperado para uma área ripária, na qual haja restabelecimento da prestação de importantes serviços ecossistêmicos, como a ciclagem de nutrientes, controle de erosão, e manutenção da biodiversidade os quais estão estreitamente relacionados aos indicadores ecológicos utilizados nessa avaliação.

Os resultados obtidos para os indicadores cobertura de copas, riqueza e densidade de regenerantes indicam que não há necessidade de interferência antrópica na área em restauração. Apesar do não atendimento aos valores de referência para biomassa e área basal, entende-se que tais indicadores precisarão de mais tempo para ser recuperados. Ainda assim, sugere-se que sejam feitas avaliações periódicas na área em restauração para acompanhamento da evolução desses indicadores, até que os mesmos atinjam os valores de referência do protocolo I, de modo que todos os valores de referência sejam alcançados e não seja mais necessário nenhum monitoramento na área.

Concluiu-se ainda que a restauração passiva sustentada pelo processo de regeneração natural se traduz em uma importante estratégia a ser utilizada no Brasil, pois em áreas que ainda possuam resiliência local (banco de sementes) e de paisagem (fontes de propágulos), como ocorre neste estudo, é possível promover uma restauração adequada, com significativa redução dos custos de restauração quando comparada à técnicas de restauração ativa.

Por fim, espera-se que os dados gerados nesse estudo possam contribuir para o aprimoramento dos protocolos utilizados, e também para a adequação de valores de referência e indicadores ecológicos utilizados em demais protocolos e

técnicas de monitoramento. Também é cabível destacar a importância da padronização de protocolos de monitoramento, com vistas a possibilitar a comparação entre resultados, contribuindo para o monitoramento em escalas regionais e globais. A partir desse estudo, infere-se que os protocolos utilizados possuem grande potencial de padronização, pois procedem de dados de abrangência regional, e apesar da necessidade de alguns ajustes, comprovaram sua adequação para uso em área submetida a um método de restauração diferente do utilizado nos protocolos.

## REFERÊNCIAS

AGUIAR, Maria M. B. de. **Sucessão florestal em cronossequência na Floresta Atlântica: capacidade de resiliência e influência do meio**. 2016. 60 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Departamento de Ciência Florestal, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2016.

AIDE, T. M. *et al.* Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: Implications for restoration ecology. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 4, p. 328–338, dez. 2000.

APG IV: ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP – APG. 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal Of The Linnean Society**, [s.l.], v. 181, n. 1, p. 1–20, mar. 2016. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1111/boj.12385>>. Acesso em: 28 ago. 2017.

ARONSON, James; DURIGAN, Giselda; BRANCALION, Pedro H. S. Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. **IF Série Registros**, v. 44, p. 1–38, 2011. Disponível em: <<http://www.lerf.esalq.usp.br/divulgacao/recomendados/artigos/aronson2011.pdf>>. Acesso em: 07 ago. 2018.

BALAGUER, Luis *et al.* The historical reference in restoration ecology: Re-defining a cornerstone concept. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 176, p.12-20, ago. 2014.

BARBOSA, Luiz M. *et al.* Lista de espécies indicadas para restauração ecológica para diversas regiões do Estado de São Paulo. In: Simpósio de Restauração Ecológica: Novos Rumos E Perspectivas, 6., 2015, São Paulo. **Anais**. São Paulo: Imprensa Oficial do Estado (Imesp), 2015. p. 303 - 436. Disponível em: <[http://botanica.sp.gov.br/files/2016/02/Anais\\_do\\_VI\\_simposio\\_de\\_restauracao\\_ecologica.pdf](http://botanica.sp.gov.br/files/2016/02/Anais_do_VI_simposio_de_restauracao_ecologica.pdf)>. Acesso em: 27 ago. 2017.

BIRCH, Jennifer C. *et al.* Cost-effectiveness of dryland forest restoration evaluated by spatial analysis of ecosystem services. **Proceedings Of The National Academy Of Sciences**, v. 107, n. 50, p.21925-21930, 24 nov. 2010.

BORGHI, Wagner A. *et al.* Caracterização e avaliação da mata ciliar à montante da Hidrelétrica de Rosana, na Estação Ecológica do Caiuá, Diamante do Norte, PR. **Cad. Biodivers**, v. 4, n. 2, p.9-18, dez. 2004. Disponível em: <[http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/artigo\\_2.pdf](http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/artigo_2.pdf)>. Acesso em: 27 abr. 2019.

BRANCALION, Pedro H. S.; GANDOLFI, Sergius; RODRIGUES, Ricardo R. **Restauração Florestal**. 1 ed. São Paulo: Editora Oficina de Textos, 2015. 432 p.

BRANCALION, Pedro H. S.; LIMA, Letícia R.; RODRIGUES, Ricardo R. Restauração ecológica como estratégia de resgate e conservação da biodiversidade em paisagens antrópicas tropicais. In: PERES, Carlos A. et. al. (Org.). **Conservação da Biodiversidade em paisagens antropizadas do Brasil**. Curitiba: Editora da UFPR, 2013, p. 565-587.

BRANCALION, Pedro H. S.; VIANI, Ricardo A. G.; RODRIGUES, Ricardo R.; GANDOLFI, Sergius. Avaliação e Monitoramento de Áreas em Processo de Restauração. In: Martins, S.V. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. 1 ed. Viçosa: Editora UFV, 2012, p. 262-293.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, 19 jul. 2000.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, 25 mai. 2012.

BRASIL. Portaria nº 443, de 17 de dezembro de 2014. Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção. Seção 1, p. 110-121. **Diário Oficial da União**, 18 dez. 2014. Disponível em: <[http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/static/pdf/portaria\\_mma\\_443\\_2014.pdf](http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/static/pdf/portaria_mma_443_2014.pdf)>. Acesso em: 28 ago. 2017.

BRASIL. Decreto nº 8.972, de 23 de janeiro de 2017. Institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. **Diário Oficial da União**, 23 jan. 2017. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2015-2018/2017/decreto/D8972.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2017/decreto/D8972.htm)>. Acesso em: 24 abr. 2019.

BROWN, Sandra; GILLESPIE, Andrew J. R.; LUGO, Ariel E. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. **Forest Science**, v. 35, n. 4, p. 881–902, dez. 1989.

BUSCHBACHER, Robert. A teoria da resiliência e os sistemas socioecológicos: como se preparar para um futuro imprevisível? **Boletim Regional, Urbano e Ambiental**, n. 1, p.11-24, jun. 2014.

CHAVES, Rafael B. *et al.* On the need of legal frameworks for assessing restoration projects success: new perspectives from São Paulo state (Brazil). **Restoration Ecology**, v. 23, n. 6, p.754-759, 4 set. 2015.

CIELO-FILHO, Roque *et al.* Ampliando a densidade de coletas botânicas na região da bacia hidrográfica do Alto Paranapanema: Caracterização florística da Floresta Estadual e da Estação Ecológica de Paranapanema. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p.255-276, set. 2009. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v9n3/pt/abstract?inventory+bn02009032009>>. Acesso em: 27 abr. 2019.

CIELO-FILHO, Roque *et al.* Tree and shrub flora in the surroundings of the Parque Nacional do Iguaçu , Paraná State , Brazil : contribution to ecological restoration. **Hoehnea**, v. 44, n. 4, p. 473–489, dez. 2017a. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S2236-89062017000400473](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2236-89062017000400473)>. Acesso em: 26 jul. 2018.

CIELO-FILHO, Roque *et al.* A vegetação da Estação Ecológica de Paranapanema: subsídios para o plano de manejo. **Instituto Florestal Série Registros**, [s.l.], n. 55, p.75-127, 2017b.

CIELO-FILHO, Roque; SOUZA, Joice A. D. de. Avaliação da restauração passiva de uma área de mata atlântica após o corte raso de uma plantação de *Cupressus lusitanica* MILL. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 26, n. 2, p. 475-488, abr.-jun. 2016. Disponível em: <<https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/22748>>. Acesso em: 27 ago. 2017.

CROUZEILLES, Renato *et al.* A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. **Nature Communications**, [s.l.], v. 7, n. 1, p.1-8, 19 maio 2016. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/ncomms11666.pdf>>. Acesso em: 19 jan. 2019.

CROUZEILLES, Renato *et al.* Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. **Science Advances**, v. 3, n. 11, p. 1–8, nov. 2017.

DALE, Virginia H.; BEYELER, Suzanne C. Challenges in the development and use of ecological indicators. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 1, n. 1, p.3-10, ago. 2001.

DIAS, Marilda C. et al. Composição florística e fitossociologia do componente arbóreo das florestas ciliares do rio Iapó, na bacia do rio Tibagi, Tibagi, PR. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 21, n. 2, p.183-195, ago. 1998. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-84041998000200011](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-84041998000200011)>. Acesso em: 03 ago. 2018.

DIAS, Marilda C.; VIEIRA, Ana O. S.; PAIVA, Manoel R. C. Florística e fitossociologia das espécies arbóreas das florestas da bacia do rio Tibagi. In: MEDRI, Moacyr E. et al (Ed.). **A Bacia do Rio Tibagi**. Londrina: [s.n.], 2002. p. 109-124.

DI BITETTI, Mario S.; PLACCI, Ghillermo; DIETZ, Lou A. **Uma visão de Biodiversidade para a Ecorregião Florestas do Alto Paraná – Bioma Mata Atlântica**: planejando a paisagem de conservação da biodiversidade e estabelecendo prioridades para ações de conservação. Washington, D.C.: World Wildlife Fund, 2003. Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/estruturas/pda/\\_arquivos/prj\\_mc\\_061\\_pub\\_liv\\_001\\_rf.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/pda/_arquivos/prj_mc_061_pub_liv_001_rf.pdf)>. Acesso em: 19 jun. 2018.

DURIGAN, Giselda; SUGANUMA, Marcio S.; MELO, Antônio C. G. de. Valores esperados para atributos de florestas ripárias em restauração em diferentes idades. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 44, n. 110, p.463-474, 1 jun. 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.18671/scifor.v44n110.19>>. Acesso em: 17 ago. 2017.

EHRENFELD, Joan G.. Defining the Limits of Restoration: The Need for Realistic Goals. **Restoration Ecology**, [s.l.], v. 8, n. 1, p.2-9, mar. 2000.

ENGEL, Vera L.; PARROTTA, John A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, Paulo Y. et al. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: Editora FEPAF, 2008. p.1-26.

ENTSMINGER, Gary L. **EcoSim: Null models software for ecology. Version 7**. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. Jericho, VT 05465. 2004. Disponível em: <<http://www.garyentsminger.com/ecosim/index.htm>> Acesso em: 20 ago. 2017.

ESTEVAN, Daniela A.; VIEIRA, Ana O. S.; GORENSTEIN, Maurício R. Estrutura e Relações Florísticas de um Fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, Londrina, Paraná, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 26, n. 3, p. 713-725, jul.-set. 2016.

FIDALGO, Oswaldo; BONONI, Vera L. R. **Técnicas de coleta, preservação e herborização de material botânico**. São Paulo: Instituto de Botânica, 1984. 62p.



**Flora do Brasil 2020 em construção.** Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 18 fev. 2019.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS – FAO. **Global Forest Resources Assessment 2015:** Desk reference. Roma, Itália, 2015, 244 p. Disponível em: <<http://www.fao.org/forest-resources-assessment/en/>>. Acesso em: 18 ago. 2017.

GILMAN, Alex C. et al. Recovery of floristic diversity and basal area in natural forest regeneration and planted plots in a Costa Rican wet forest. **Biotropica**, [s.l.], v. 48, n. 6, p. 798 - 808, nov. 2016. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/btp.12361>>. Acesso em: 30 ago. 2018.

GOOD, R. **The geography of the flowering plants.** London, Longman Group Limited, 1974. 227 pp.

GOOGLE EARTH. **Imagens de Satélite.** 2018. Disponível em:<<https://earth.google.com> >. Acesso em: 02 ago. 2018.

GOOGLE EARTH. **Imagens de Satélite.** 2019. Disponível em:<<https://earth.google.com> >. Acesso em: 18 fev. 2019.

HOLL, Karen 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. Disponível em: <<https://www.uv.mx/personal/tcarmona/files/2010/08/Holl-19991.pdf>>. Acesso em: 08 ago. 2018.

HOLL, K. D.; AIDE, T M.. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology And Management**, v. 261, n. 10, p.1558-1563, mai 2011.

HOLL, K. D.; CAIRNS, J. Monitoring and appraisal. In: PERROW M. R.; DAVY A. J. (Eds.). **Handbook of ecological restoration.** Cambridge, England: Cambridge University Press, 2002, p 411-432.

HOLLING, C S. Resilience and Stability of Ecological Systems. **Annual Review Of Ecology And Systematics**, v. 4, n. 1, p.1-23, nov. 1973.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE (Brasil). **Divisão político-administrativa dos Estados Brasileiros**. 2015. Disponível em: <<https://mapas.ibge.gov.br/politico-administrativo.html>>. Acesso em: 02 ago. 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimento para mapeamento. 2. ed. rev. e ampl. Rio de Janeiro: IBGE – Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 2012.

KIERAS, Wesllen S.; ACCIOLY, Yuri; MACHADO, Sebastião do A. Análise estrutural e dinâmica de *Gymnanthes klotzschiana* (Müll. Arg.) em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista. **Scientia Agraria Paranaens**, Marechal Cândido Rondon, v. 17, n. 1, p.71-79, mar. 2018. Disponível em: <<http://e-revista.unioeste.br/index.php/scientiaagraria/article/view/16267>>. Acesso em: 20 out. 2018.

KINOSHITA, Luiza S. *et al.* Composição florística e síndromes de polinização e de dispersão da mata do Sítio São Francisco, Campinas, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, [s.l.], v. 20, n. 2, p.313-327, jun. 2006. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0102-33062006000200007&script=sci\\_abstract&tlng=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0102-33062006000200007&script=sci_abstract&tlng=pt)>. Acesso em: 17 abr. 2019.

KLEIN, Anderson W. *et al.* Avaliação inicial de plantio de espécies de myrtaceae para restauração de áreas degradadas no sudoeste do Paraná. In: II CONGRESSO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA DA UTFPR – CÂMPUS DOIS VIZINHOS. **Anais... . Dois Vizinhos**, 2012. p. 276 - 279. Disponível em: <[http://revistas.utfpr.edu.br/dv/index.php/CCT\\_DV/article/view/1166](http://revistas.utfpr.edu.br/dv/index.php/CCT_DV/article/view/1166)>. Acesso em: 19 out. 2018.

LEITÃO FILHO, Hermógenes F.; MORELLATO, Patrícia C. (orgs.) **Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana**: Reserva de Santa Genebra. Campinas, SP: Editora da UNICAMP, 1995. 136 p.

LEYSER, Gabriela *et al.* Regeneração de espécies arbóreas e relações com componente adulto em uma floresta estacional no vale do rio Uruguai, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 1, p. 74–83, 2012. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0102-33062012000100009&script=sci\\_abstract&tlng=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0102-33062012000100009&script=sci_abstract&tlng=pt)>. Acesso em: 05 ago. 2018.

LIEBSCH, Dieter; MARQUES, Marcia C. M.; GOLDENBERG, Renato. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession.

**Biological Conservation**, v. 141, n. 6, p. 1717–1725, 2008.

LIMA, W. P. et al. Forest Plantations and Water Consumption: A Strategy for Hydrosolidarity. **International Journal Of Forestry Research**, New York, v. 2012, p.1-8, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1155/2012/908465>>. Acesso em: 18 ago. 2017.

MACIEL, Maria de N. M. **Classificação ecológica das espécies arbóreas**. Revista Acadêmica: Ciências Agrárias e Ambientais. Curitiba, v.1, n.2, p. 69-78, abr./jun. 2003.

MCDONALD T. *et al.* **International standards for the practice of ecological restoration**: including principles and key concepts. Washington, D.C: Society for Ecological Restoration, 2016. 48 p. Disponível em: <[http://seraustralasia.com/wheel/image/SER\\_International\\_Standards.pdf](http://seraustralasia.com/wheel/image/SER_International_Standards.pdf)>. Acesso em: 17 ago. 2017.

MEIRA JUNIOR, Milton S. de et al. Espécies potenciais para recuperação de áreas de Floresta Estacional Semidecidual com exploração de minério de ferro na Serra do Espinhaço. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 31, n. 1, p.283-295, 2015. Disponível em: <<http://www.seer.ufu.br/index.php/biosciencejournal/article/view/23414>>. Acesso em: 20 set. 2018.

MELI, Paula *et al.* A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery. **Plos One**, [s.l.], v. 12, n. 2, p.1-17, 3 fev. 2017. Disponível em: <<https://journals.plos.org/plosone/article/file?id=10.1371/journal.pone.0171368&type=printable>>. Acesso em: 19 jan. 2019.

MELO, Antônio C. G. de; DURIGAN, Giselda. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 73, p. 101–111, 2007. Disponível em:<<http://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr73/cap10.pdf>>. Acesso em: 25 jul. 2018.

MELO, Antônio C. G. de; MIRANDA, Dirceu L. C. de; DURIGAN, Giselda. Cobertura de copas como indicador de desenvolvimento estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, n. 2, p.321-328, abr. 2007. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-67622007000200015&script=sci\\_abstract&tlng=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-67622007000200015&script=sci_abstract&tlng=pt)>. Acesso em: 25 jul. 2018.

MIKICH, Sandra B.; SILVA, Sandro M. Composição Florística e Fenologia Das Espécies Zoocóricas de Remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual no Centro-Oeste do Paraná, Brasil. **Acta bot. bras.**, v. 15, n. 1, p. 89–113, 2001. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0102-33062001000100010&script=sci\\_abstract&lng=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0102-33062001000100010&script=sci_abstract&lng=pt)>. Acesso em: 09 ago. 2018.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT - MEA. **Ecosystems and Human Well-being: Synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005. 137 p. Disponível em: <<https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>>. Acesso em: 08 ag. 2018.

MORO, Marcelo F.; MARTINS, Fernando R. Métodos de levantamento do componente arbóreo-arbustivo. In: FELFILI, Jeanine M. et. al. (Ed.). **Fitossociologia no Brasil: Métodos e Estudos de Caso**. Viçosa: Editora UFV, 2011, p. 174-212.

NAIMAN, Robert J.; BILBY, Robert E.; BISSON, Peter A. Riparian Ecology and Management in the Pacific Coastal Rain Forest. **BioScience**, [s.l.], v.50, n.11, p.996-1011, 2000.

NOSS, Reed F. Assessing and monitoring forest biodiversity: A suggested framework and indicators. **Forest Ecology and Management**, v. 115, p. 135–146, mar. 1999.

ODUM, Eugene P. **Fundamentos de ecologia**. 7. ed. Fundação Calouste Gulbenkian, 2004. 927 p.

PACTO PELA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA. **Protocolo de Monitoramento para Programas e Projetos de Restauração Florestal**. 2013. 61 p.

RECH, Carla C. C. et al. Avaliação da Restauração Florestal de uma APP Degradada em Santa Catarina. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 2, p.194-203, jun. 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.083414>>. Acesso em: 17 ago. 2017.

ROZENDAAL, Danaë M. A. *et al.* Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. **Science Advances**, [s.l.], v. 5, n. 3, p.1-10, mar. 2019.

REZENDE, Camila L. de et al. Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2255–2272, set.

2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s10531-015-0980-y>>. Acesso em: 28 ago. 2017.

RUIZ-JAEN, Maria C.; AIDE, T. M. Restoration Success: How Is It Being Measured?. **Restoration Ecology**, v. 13, n. 3, p. 569-577, set. 2005a.

RUIZ-JAEN, María C.; AIDE, T. M. Vegetation structure, species diversity, and ecosystem processes as measures of restoration success. **Forest Ecology and Management**, v. 218, n. 1–3, p. 159–173, 2005b.

SÃO PAULO. Secretaria do Meio Ambiente do Estado São Paulo - SEMA. Resolução nº 32 de 03 de abril de 2014. Estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica no Estado de São Paulo, e dá providências correlatas. **Diário Oficial**. 5 abr. de 2014. Disponível em: <http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/legislacao/2016/12/Resolu%C3%A7%C3%A3o-SMA-032-2014-a.pdf>. Acesso em: maio de 2017.

SÃO PAULO. Secretaria do Meio Ambiente do Estado São Paulo - SEMA. Portaria CBRN 01/2015. Estabelece o Protocolo de Monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica. Diário Oficial da União. Poder Executivo, São Paulo, 17 jan. 2015. Sessão 1 p. 1–10.

SCARIOT, Eliziane C.; REIS, Ademir. Riqueza e estrutura florística de corredores ciliares em regeneração natural no planalto norte catarinense, Sul do Brasil. **Perspectiva**, Erechim, v. 34, n. 125, p.53-65, mar. 2010. Disponível em: <[http://www.uricer.edu.br/site/pdfs/perspectiva/125\\_74.pdf](http://www.uricer.edu.br/site/pdfs/perspectiva/125_74.pdf)>. Acesso em: 08 jan. 2019.

SHVIDENKO, Anatoly et al. Forest and Woodland Systems. In: HASSAN, Rashid; SCHOLLES, Robert; ASH, Neville (Ed.). **Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends**. [s.l.]: Island Press, 2005, p. 585–622.

SILVA, Jeane C. da *et al.* Sucessão ecológica no cerrado. **Flovet**: Boletim do Grupo de Pesquisa da Flora, Vegetação e Etnobotânica, v. 1, n. 4, p. 33-47, dez. 2012. Disponível em: <<http://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/flovet/article/view/788/622>>. Acesso em: 20 abr. 2019.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION - SER - International Science and Policy Working Group. **The SER primer on ecological restoration (Version 2)**. 2004. Disponível em: <[www.ser.org](http://www.ser.org)>. Acesso em: 17 ago. 2017.

SUDING, Katharine N. Toward an Era of Restoration in Ecology: Successes, Failures, and Opportunities Ahead. **Annual Review Of Ecology, Evolution, And Systematics**, [s.l.], v. 42, n. 1, p.465-487, dez. 2011.

SUGANUMA, Marcio S. **Trajetórias sucessionais e fatores condicionantes na restauração de matas ciliares em região de Floresta Estacional Semidecidual**. 2013. 149 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

SUGANUMA, Marcio S.; DURIGAN, Giselda. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology**. [s.l.], v. 23, n. 3, p.238-251, 23 dez. 2015. Disponível em: <<http://lerf.eco.br/img/publicacoes/Suganuma,%20Durigan2015-Indicators%20of%20restoration%20success%20in%20riparian%20tropical%20forest%20using%20multiple%20reference%20ecosystems.pdf>>. Acesso em: 09 ago. 2018.

TAMBOSI, Leandro R. *et al.* Funções eco-hidrológicas das florestas nativas e o Código Florestal. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 29, n. 84, p.151-162, ago. 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/s0103-40142015000200010>>. Acesso em: 18 ago. 2017.

TUNDISI, José G.; TUNDISI, Takako M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotrop**, [s.l.], v. 10, n. 4, p. 67-75, dez. 2010. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/fullpaper?bn01110042010+pt>>. Acesso em: 15 abr. 2019.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ (UNIOESTE). **Plano da bacia hidrográfica do Paraná 3: uso e ocupação do solo**. Cascavel: Sn, 2014a. 85 p. Disponível em: <[http://www.aguasparana.pr.gov.br/arquivos/File/Parana\\_3/plano\\_de\\_bacia/Produto\\_06\\_Uso\\_e\\_Ocupacao\\_do\\_Solo\\_BP3\\_2014\\_v06\\_Final.pdf](http://www.aguasparana.pr.gov.br/arquivos/File/Parana_3/plano_de_bacia/Produto_06_Uso_e_Ocupacao_do_Solo_BP3_2014_v06_Final.pdf)>. Acesso em: 11 fev. 2019.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ (UNIOESTE). **Plano da bacia hidrográfica do Paraná 3: características gerais da bacia**. Cascavel: Sn, 2014b. 124 p. Disponível em: <[http://www.aguasparana.pr.gov.br/arquivos/File/Parana\\_3/plano\\_de\\_bacia/Produto\\_06\\_Uso\\_e\\_Ocupacao\\_do\\_Solo\\_BP3\\_2014\\_v06\\_Final.pdf](http://www.aguasparana.pr.gov.br/arquivos/File/Parana_3/plano_de_bacia/Produto_06_Uso_e_Ocupacao_do_Solo_BP3_2014_v06_Final.pdf)>. Acesso em: 11 fev. 2019.

VIANI, Ricardo A. G. *et al.* Protocol for Monitoring Tropical Forest Restoration. **Tropical Conservation Science**, v. 10, p.1-8, jan. 2017. Disponível em:

<<https://journals.sagepub.com/doi/pdf/10.1177/1940082917697265>>. Acesso em: 19 jan. 2019.

VIAPIANA, Julcimar. **Comparação entre estratos regenerantes de florestas primária e secundária: uma avaliação da restauração passiva no oeste do Paraná**. 2017. 74 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Medianeira, 2017.

VIAPIANA, Julcimar; CIELO-FILHO, Roque; CÂMARA, Carla D. Evaluation and characterization of passive restoration of an Atlantic forest tree community with focus on the understory. **Tropical Ecology**, [s.l.], v. 60, n. 1, p.140-149, mar. 2019.

WREGGE, Marcos S. et al (Ed.). **Atlas climático da Região Sul do Brasil**: Estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. 2. ed. Pelotas: Embrapa Clima Temperado; Colombo: Embrapa Florestas, 2012. 333 p. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1045852/atlas-climatico-da-regiao-sul-do-brasil-estados-do-parana-santa-catarina-e-rio-grande-do-sul>>. Acesso em: 07 fev. 2019.

YAMAMOTO, Leila F; KINOSHITA, Luiza S; MARTINS, Fernando R. Florística dos componentes arbóreo e arbustivo de um trecho da Floresta Estacional Semidecídua Montana, município de Pedreira, estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, [s.l.], v. 28, n. 1, p.191-202, mar. 2005.

**ANEXO A – Tabela de valores esperados e críticos apontados por Durigan,  
Suganuma e Melo (2016)**

**Tabela 9. Valores esperados (VE) e valores críticos (VC) para cada um dos indicadores de sucesso (valores de riqueza correspondem ao número de espécies amostrados em 1.000 m<sup>2</sup>).**

Idade (anos)	Cobertura de copas pelo método de densitômetro vertical (%)		Cobertura de copas pelo método de linhas (%)		Área basal (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )		Biomassa acima do solo (Mg ha <sup>-1</sup> )		Riqueza total de espécies arbóreas (nº de espécies)		Riqueza de regenerantes arbóreos no sub-bosque com h≥50cm e DAP<5cm (nº de espécies)		Densidade de regenerantes arbóreos no sub-bosque com h≥50cm e DAP<5cm (indiv. ha <sup>-1</sup> )		Riqueza de regenerantes arbóreos no sub-bosque com 1cm≤DAP<5cm (nº de espécies)		Densidade de regenerantes arbóreos no sub-bosque com 1cm≤DAP<5cm (indiv. ha <sup>-1</sup> )	
	VE	VC	VE	VC	VE	VC	VE	VC	VE	VC	VE	VC	VE	VC	VE	VC	VE	VC
4	56,8	48,9	81,6	75,1	9,1	6,6	28,3	19,0	25	18	5	3	445	125	0	0	0	0
5	60,1	51,0	83,7	76,5	13,0	8,7	51,9	31,2	29	20	10	6	1281	305	0	0	0	0
6	62,7	55,4	85,3	79,5	16,2	13,1	71,3	56,1	32	25	14	10	1965	674	4	3	138	122
7	65,0	55,4	86,8	79,5	18,9	13,1	87,6	56,1	35	25	17	10	2542	674	7	3	297	122
8	66,9	55,4	88,0	79,5	21,2	13,1	101,7	56,1	38	25	20	10	3043	674	8	3	436	122
9	68,6	57,2	89,1	80,7	23,3	15,0	114,2	66,4	40	26	23	13	3484	825	10	4	558	193
10	70,1	57,5	90,1	81,0	25,1	15,3	125,4	68,2	42	27	25	13	3879	852	12	4	667	205
11	71,5	58,3	90,9	81,5	26,8	16,0	135,4	72,5	44	28	28	14	4236	916	13	5	766	234
12	72,8	60,3	91,7	82,8	28,3	18,1	144,7	84,0	45	30	30	16	4562	1086	14	6	856	314
13	74,0	60,9	92,5	83,3	29,7	18,7	153,1	87,4	47	30	31	17	4862	1137	15	6	939	337
14	75,0	62,6	93,1	84,4	31,0	20,4	161,0	96,9	48	32	33	19	5140	1277	16	7	1016	403
15	76,0	62,9	93,8	84,6	32,2	20,7	168,3	98,7	49	32	35	19	5399	1303	17	7	1088	415
16	77,0	64,5	94,4	85,7	33,3	22,3	175,1	107,9	51	34	36	21	5641	1439	18	8	1155	478
17	77,9	66,2	94,9	86,8	34,3	24,0	181,5	117,3	52	36	37	23	5868	1579	19	9	1218	543
18	78,7	67,0	95,5	87,3	35,3	24,7	187,6	121,6	53	37	39	24	6082	1643	20	9	1277	572
19	79,5	67,0	96,0	87,3	36,3	24,7	193,3	121,6	54	37	40	24	6285	1643	21	9	1333	572
20	80,2	67,7	96,4	87,8	37,2	25,4	198,8	125,7	55	37	41	24	6477	1703	21	10	1386	600
21	80,9	68,3	96,9	88,3	38,0	26,1	203,9	129,5	56	38	42	25	6660	1760	22	10	1437	626
22	81,6	69,4	97,3	89,0	38,8	27,2	208,9	135,6	57	39	43	26	6834	1850	23	11	1485	668
23	82,2	70,2	97,7	89,5	39,6	28,0	213,6	139,9	57	40	44	27	7001	1914	23	11	1531	698
24	82,9	70,7	98,1	89,9	40,3	28,5	218,1	143,1	58	41	45	28	7160	1960	24	11	1575	720
25	83,5	71,3	98,5	90,3	41,1	29,0	222,4	146,1	59	41	46	28	7313	2005	24	12	1618	740

Fonte: Durigan, Suganuma e Melo (2016, p. 468).



**ANEXO B** – Tabela de valores tidos como adequados do anexo I de valores de referência da Resolução SMA N° 32, de 03 de abril de 2014 (SÃO PAULO, 2014)

**Tabela 10. Valores intermediários de referência para monitoramento dos projetos de restauração ecológica, para cada tipo de vegetação. C – crítico, M – mínimo, A – adequado.**

<b>Florestas Ombrófilas e Estacionais / Restinga Florestal / Mata Ciliar em região de Cerrado</b>										
	Indicador	Cobertura do solo com vegetação nativa (%)			Densidade de indivíduos nativos regenerantes (ind./ha)			No. de espécies nativas regenerantes (n° spp.)		
		C	M	A	C	M	A	C	M	A
<b>Valores intermediários de referência</b>	<b>3 anos</b>	0 a 15	15 a 80	acima de 80	-	0 a 200	acima de 200	-	0 a 3	acima de 3
	<b>5 anos</b>	0 a 30	30 a 80	acima de 80	0 a 200	200 a 1000	acima de 1000	0 a 3	3 a 10	acima de 10
	<b>10 anos</b>	0 a 50	50 a 80	acima de 80	0 a 1000	1000 a 2000	acima de 2000	0 a 10	10 a 20	acima de 20
	<b>15 anos</b>	0 a 70	70 a 80	acima de 80	0 a 2000	2000 a 2500	acima de 2500	0 a 20	20 a 25	acima de 25
<b>Valores utilizados para atestar recomposição</b>	<b>20 anos</b>	0 a 80	-	acima de 80	0 a 3000	-	acima de 3000	0 a 30	-	acima de 30

Fonte: Adaptado de SÃO PAULO (2014).