

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

JULCIMAR VIAPIANA

**COMPARAÇÃO ENTRE ESTRATOS REGENERANTES DE
FLORESTAS PRIMÁRIA E SECUNDÁRIA: UMA AVALIAÇÃO DA
RESTAURAÇÃO PASSIVA NO OESTE DO PARANÁ**

DISSERTAÇÃO

MEDIANEIRA

2017

JULCIMAR VIAPIANA

**COMPARAÇÃO ENTRE ESTRATOS REGENERANTES DE
FLORESTAS PRIMÁRIA E SECUNDÁRIA: UMA AVALIAÇÃO DA
RESTAURAÇÃO PASSIVA NO 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 de Medianeira.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Carla Daniela Câmara

Coorientador: PqC. Dr. Roque Cielo Filho

MEDIANEIRA

2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

V617c

Viapiana, Julcimar

Comparação entre estratos regenerantes de florestas primárias e secundária: uma avaliação da restauração passiva no Oeste do Paraná / Julcimar Viapiana – 2017.

74 f. : il. ; 30 cm.

Orientadora: Carla Daniela Câmara.

Coorientador: Roque Cielo Filho.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais. Medianeira, 2017.

Inclui bibliografias.

1. Ecologia florestal. 2. Florestas conservação. 3. Tecnologias Ambientais - Dissertações. I. Câmara, Carla Daniela, orient. II. Cielo Filho, Roque, coorient. IV. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais. V. Título.

CDD: 600

Biblioteca Câmpus Medianeira
Marci Lucia Nicodem Fischborn 9/1219



TERMO DE APROVAÇÃO

COMPARAÇÃO ENTRE ESTRATOS REGENERANTES DE FLORESTAS PRIMÁRIA E SECUNDÁRIA: UMA AVALIAÇÃO DA RESTAURAÇÃO PASSIVA NO OESTE DO PARANÁ

Por

JULCIMAR VIAPIANA

Essa dissertação foi apresentada às 14:00 horas, do dia 17 de março de dois mil e dezessete, 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. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho aprovado.

Prof^a. Dr^a. Carla Daniela Câmara (Orientadora – PPGTAMB)

PqC. Dr. Roque Cielo Filho (Coorientador – PPGTAMB)

Prof^a. Dr^a. Larissa de Bortolli Chiamolera Sabbi (Membro Interno – UTFPR)

Prof. Dr. José Marcelo Torezan (Membro Externo – UEL-PR)

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

Aos meus pais Nelson e Gentile, a minha esposa Carmem
e aos meus “*bambinos*” Lorenzo e Bernardo,
dedico esta formação com carinho.

AGRADECIMENTOS

À minha família, meus pais Nelson e Gentile, meus irmãos Cleumar e Claudemir, minha esposa Carmem e meus pequenos Lorenzo e Bernardo, pelo apoio e incentivo dado a todo tempo e pela compreensão de minhas ausências em diversas ocasiões enquanto me dedicava na elaboração deste estudo.

Aos meus orientadores, professora Dr^a. Carla Daniela Câmara e o PqC. Dr. Roque Cielo Filho, por terem me proporcionado a inclusão no meio científico, compartilhando seus conhecimentos e experiências, me orientando com vossa sabedoria e dedicação, fazendo as correções necessárias sempre com muito apressado e paciência.

Aos professores Dr. Ivonei Otobelli e Dr^a. Rejane Barbosa de Oliveira, participantes de bancas anteriores e principalmente à professora Dr^a. Larissa de Bortolli Chiamolera Sabbi, participante de todas as bancas, pelo apoio e colaborações durante a construção deste trabalho.

À professora Dr^a. Edneia Santos de Oliveira Lourenço, pela colaboração inicial e incentivo dado antes mesmo do meu ingresso no Programa de Mestrado.

Ao professor especialista Alexandre de Souza Giovenardi, por suas colaborações na montagem das planilhas de Excel e orientações diversas.

Ao professor de língua estrangeira Inglês Sérgio Grunbaum, por suas contribuições na tradução de parte desta Dissertação.

Ao aluno de iniciação científica Fernando Neves pelo auxílio no desenvolvimento dos trabalhos à campo e cartográficos.

Ao meu pai Sr. Nelson Luis Viapiana, que me auxiliou por diversas vezes à campo nos momentos de coleta das amostras, sempre disposto, meu agradecimento especial.

Ao Sr. Valdevino Rodrigues “Pavão”, morador próximo do PNI, com seu conhecimento popular, nos auxiliou inúmeras vezes no ingresso ao PNI.

Ao Sr. José Nilson de Oliveira e a Sra. Luciane Trauczynski dos Santos, proprietários do fragmento onde foi realizado o estudo da restauração passiva, pela disponibilidade de suas áreas particulares para o desenvolvimento desta obra científica.

Ao Instituto Florestal de São Paulo, em especial ao PqC. Drº. Geraldo Antônio Daher Corrêa Franco, pelos auxílios na identificação de algumas amostras.

Ao ICMBio, pela autorização à entrada no PNI para coleta de material botânico.

À Instituição UTFPR, câmpus Medianeira, professores do PPGTAMB, servidores e funcionários em geral, pelo conhecimento transmitido, colaboração e auxílio em geral.

E para não ser injusto, à todas as pessoas que de uma forma ou de outra fizeram parte da construção desta obra, pelos incentivos e colaborações.

*“Quem acredita em crescimento infinito em um planeta fisicamente finito, ou é louco,
ou é economista.”*

David Attenborough

Resumo

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

O bioma da Mata Atlântica foi reduzido a apenas 7,4% de sua cobertura original, sendo o principal motivo a ocupação humana. No estado do Paraná restaram, com exceção da vegetação da Serra do Mar e do Parque Nacional do Iguaçu (PNI), poucos fragmentos pequenos, que necessitam de aumento da conectividade em escala de paisagem, o que requer a ampliação da cobertura florestal nativa. Esta ampliação pode se dar por meio da regeneração espontânea de florestas nativas, fenômeno aqui tratado sob a designação restauração passiva. O objetivo deste estudo foi avaliar o estrato regenerante de uma floresta secundária em restauração passiva, sítio em restauração (pasto abandonado há 25 anos), por meio de comparação com o estrato regenerante da floresta primária do PNI, sítio de referência. Para isso, os atributos considerados foram estruturais: densidade, altura da planta e diâmetro à altura do solo – DAS; de diversidade: riqueza e diversidade de espécies; funcionais: distribuição de frequência de síndromes de dispersão para indivíduos e espécies e proporção de espécies e de indivíduos de espécies não-pioneiras; e a composição florística. Em cada sítio foram demarcadas 30 parcelas circulares de 10 m² cada e coletados dados dos indivíduos arbustivos e arbóreos com DAP < 5 cm e altura maior do que 50 cm. Foram coletadas amostras botânicas para posterior identificação em laboratório através da comparação com material de herbário. Foram registrados 589 indivíduos no sítio em restauração distribuídos em 43 espécies, e 831 indivíduos no sítio de referência distribuídos em 48 espécies. As espécies mais abundantes no sítio em restauração foram *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan e *Pombalia bigibbosa* (A.St.-Hil.) Paula-Souza, com 236 e 133 indivíduos, respectivamente, e a mais abundante no sítio de referência foi *Sorocea bonplandii* (Baill.) W.C.Burger et al., com 182 indivíduos. Foram encontradas diferenças estatisticamente significativas na altura da planta, densidade, diversidade, representatividade de indivíduos de espécies zoocóricas, proporção de indivíduos de espécies não-pioneiras e na composição florística. Com exceção da variável altura da planta que foi maior no sítio em restauração, as demais variáveis quantitativas tiveram valores maiores no sítio de referência. As diferenças entre os sítios, pode se dever a alguns filtros restritivos, como mais luminosidade, maior efeito de borda, condições edáficas menos favoráveis e falta de conectividade e de atrativos para dispersores de sementes no sítio em restauração. Conclui-se que, após 25 anos, o processo de restauração passiva resultou em uma floresta cujo estrato regenerante ainda é consideravelmente distinto do verificado em floresta primária, evidenciando a importância da conservação de remanescentes de floresta primária. Contudo, as semelhanças encontradas denotam que a floresta restaurada se encontra numa trajetória sucessional adequada, o que, demonstra um elevado potencial de aplicação da restauração passiva na região das áreas de estudo.

Palavras-chave: Estrato regenerante. Floresta Estacional Semidecidual. Fragmentação. Remanescente. Restauração passiva.

Abstract

VIAPIANA, Julcimar. **Comparison between regeneration strata of primary and secondary forests: an assessment of the passive restoration in the West of Paraná.** 2017. 74 f. Dissertação (Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais) Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Medianeira, 2017.

The Atlantic forest biome has been reduced to only 7.4% of its original coverage, being the main reason the human occupation. In the state of Paraná remained, with exception of the vegetation of the Serra do Mar and of the Iguazu National Park (PNI), few small fragments, which require the increasing of connectivity on a landscape scale, requiring the expansion of native forest cover. This expansion can be through the spontaneous regeneration of native forests, a phenomenon here treated as passive restoration. The objective of this study was to evaluate the regenerative stratum of a secondary forest in passive restoration, site in restoration (pasture abandoned for 25 years), through comparison with the regeneration stratum of primary forest of the PNI, reference site. For this, the attributes considered were structural: density, plant height and diameter at height of soil – DHS; of diversity: species richness and species diversity; functional: frequency distribution of dispersal syndromes for individuals and species and proportion of non pioneer species and of individuals of non pioneer species; and the floristic composition. In each site were demarcated 30 circular plots 10 m² each and collected data from shrub and tree individuals with DBH < 5 cm and height greater than 50 cm. Botanical samples were collected for later identification in laboratory by comparing with herbarium material. 589 individuals distributed in 43 species were recorded in the restoration site and 831 individuals distributed in 48 species were recorded in the reference site. The most abundant species in the restoration site were *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan and *Pombalia bigibbosa* (A. St.-Hil.) Paula-Souza, with 236 and 133 individuals, respectively, and the most abundant in the reference site was *Sorocea bonplandii* (Baill.) W.C. Burger et al. with 182 individuals. Statistically significant differences were found in plant height, density, diversity, representativeness of individuals of zoochoric species, proportion of individuals of non pioneer species and floristic composition. With the exception of the variable plant height which was greater in the restoration site, other quantitative variables had larger values in the reference site. The differences between the sites may be due to some restrictive filters such as more luminosity, greater edge effect, less favorable edaphic conditions and lack of connectivity and of attractive for seed dispersers in the restoration site. We concluded that, after 25 years, the passive restoration process resulted in a forest whose regeneration stratum is still pretty distinct from verified in primary forest, highlighting the importance of the conservation of remnants of primary forest. However, the similarities found denote that the restored forest successional trajectory is appropriate, what, demonstrates a high potential for application of passive restoration in the region of the study areas.

Keywords: Regenerative stratum. Seasonal Semideciduous Forest. Fragmentation. Remnant. Passive restoration.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Formações vegetais encontradas no Paraná.....	17
Figura 2 - Cobertura florestal nativa do Paraná em 100 anos (1890 a 1990).....	19
Figura 3 - Remanescentes florestais de Mata Atlântica do Paraná.....	24
Figura 4 - Imagem aérea da vegetação no entorno das áreas de estudo	32
Figura 5 - Localização das áreas de estudo, Matelândia - PR. Sítio em restauração (A) e sítio de referência (B)	33
Figura 6 - Disposição das parcelas e distância entre o sítio em restauração passiva (A), situado no fragmento de floresta secundária, e o sítio de referência (B), situado no Parque Nacional do Iguaçu	35
Figura 7 - Diagrama de rol da altura dos indivíduos nos sítios de referência (PNI) e em restauração (REST.)	43
Figura 8 - Curvas de rarefação e respectivos intervalos de confiança a 95% de probabilidade para riqueza de espécies (S) e índice de diversidade de Shannon (H') nos sítios de referência (PNI) e em restauração (REST.)	46
Figura 9 - Distribuições de frequência de síndromes de dispersão para espécies e para indivíduos nos sítios de referência (PNI) e em restauração (REST.)	49
Figura 10 - Proporção de indivíduos de espécies não-pioneiras e proporção de espécies não-pioneiras no sítio de referência (PNI) e no sítio em restauração (REST.)	51
Figura 11 - Comparações das proporções das variáveis analisadas entre os sítios de referência (PNI) e em restauração (REST.)	61

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Lista das espécies de plantas arbustivas e/ou arbóreas encontradas nos sítios em restauração (REST.) e de referência (PNI) – Matelândia, PR.....	38
Tabela 2 - Resultados dos testes de normalidade de D'Agostino-Pearson para as variáveis dos atributos estruturais: número de indivíduos por parcela (nº ind.), diâmetro médio à altura do solo (DAS) e altura média da planta (H), nos sítios de referência (PNI) e em restauração (REST.)	41
Tabela 3 - Média e mediana das variáveis número de indivíduos por parcela (nº ind.), diâmetro médio à altura do solo (DAS) e altura média da planta (H), dos sítios de referência (PNI) e em restauração (REST.)	42
Tabela 4 - Percentuais de síndromes de dispersão das espécies e indivíduos nos sítios de referência (PNI) e em restauração passiva (REST.)	48
Tabela 5 - Percentuais de não-pioneiras para espécies e indivíduos nos sítios de referência (PNI) e em restauração (REST.)	51
Tabela 6 - Espécies indicadoras pelo método INDVAL presentes nos sítios de referência (PNI) e em restauração (REST.). Valores de p de acordo com o teste de Monte Carlo. % PI, percentagem da perfeita indicação	53
Tabela 7 - Variáveis que apresentaram diferença estatisticamente significativa na comparação entre os sítios de referência (PNI) e em restauração (REST.)	60

LISTA DE ABREVIATURAS

- APP – Área de Preservação Permanente
- DAP – Diâmetro à Altura do Peito
- DAS – Diâmetro à Altura do Solo
- DBH – Diameter at Breast Height
- DHS – Diameter at Height of Soil
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
- INDVAL – Indicator Value
- MRPP – Multi-response Permutation Procedure
- ONU – Organização das Nações Unidas
- PIB – Produto Interno Bruto
- PNI – Parque Nacional do Iguaçu
- REST. – Sítio em restauração
- SEAB – Secretaria Estadual da Agricultura e Abastecimento
- SEMA – Secretaria Estadual do Meio Ambiente
- SER - Society for Ecological Restoration
- SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação
- UC – Unidade de Conservação
- UNESCO – Organização das Nações Unidas para a Educação, Ciências e Cultura

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
2 REVISÃO DE LITERATURA	16
2.1 COBERTURA FLORESTAL	16
2.2 HISTÓRICO DE USO DO SOLO	20
2.3 FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL	21
2.4 REMANESCENTES FLORESTAIS	23
2.5 SUCESSÃO SECUNDÁRIA	25
2.6 RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA E RESTAURAÇÃO PASSIVA	27
3 OBJETIVOS	31
3.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	31
4 MATERIAL E MÉTODOS	32
4.1 LOCALIZAÇÃO E CARACTERÍSTICAS DAS ÁREAS DE ESTUDO	32
4.2 DESENHO AMOSTRAL E COLETA DE DADOS	34
4.3 ANÁLISE DE DADOS	36
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	38
5.1 ATRIBUTOS DE ESTRUTURA	40
5.2 ATRIBUTOS DE DIVERSIDADE	44
5.3 ATRIBUTOS FUNCIONAIS	47
5.4 COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA	52
5.5 SÍNTESE DAS COMPARAÇÕES ENTRE OS SÍTIOS	60
6 CONCLUSÃO	62
7 REFERÊNCIAS	64

1 INTRODUÇÃO

O bioma Mata Atlântica é considerado um “*hotspot*” mundial de biodiversidade por apresentar uma das maiores diversidades biológicas e alto grau de endemismo, e também por estar entre os biomas mais ameaçados no planeta (MYERS et al., 2000). Atualmente, apresenta-se como um mosaico composto por poucas áreas extensas e uma porção maior de áreas relativamente pequenas - 83,4% dos fragmentos de Mata Atlântica são menores do que 50 hectares - em diferentes níveis de degradação, caracterizada por fragmentos florestais originados pelas ações antrópicas (RIBEIRO et al., 2009). A extração da madeira, principalmente de *Paubrasilia echinata* (Lam.) E. Gagnon, H.C. Lima & G.P. Lewis (pau-brasil), a introdução da cana de açúcar e do café, as expansões urbanas, os reflorestamentos de espécies exóticas (METZGER, 2009), bem como o uso das terras para atividades agropecuárias diversas, substituiu o ecossistema original (BARROS, 2006).

O estado do Paraná possui uma extensão territorial de 199.729 km², dos quais 84,7%, ou 169.197 km², estavam originalmente cobertos pela Mata Atlântica. O restante do território era composto por formações de outros biomas, como os Campos Gerais, manchas de Cerrado e alguns tipos vegetacionais próprios da faixa litorânea (FERRETI; BORGES; BRITZ, 2006).

A região oeste do Paraná está inserida quase que sua totalidade na Ecorregião Florestas do Alto Paraná, sendo outra porção na Ecorregião Florestas de Araucária, duas dentre 15 Ecorregiões do Complexo de Ecorregiões da Mata Atlântica (DI BITETTI; PLACCI; DIETZ, 2003). Possui duas importantes áreas protegidas: o Parque Nacional do Iguaçu e a Área de Preservação Permanente (APP) do Rio Paraná, formador do reservatório da Usina Hidrelétrica de Itaipu (DI BITETTI; PLACCI; DIETZ, 2003).

Além desses grandes remanescentes, existem outros pequenos fragmentos distribuídos na região, muitos deles isolados, pertencentes às pequenas propriedades agrícolas, alguns constituindo reservas legais, outros formando APP's de rios. Dentre as ações recomendadas para minimizar a perda de biodiversidade na região estão o planejamento e a formação de corredores ecológicos usando essas reservas legais e APP's (DI BITETTI; PLACCI; DIETZ, 2003; SEGANFREDO, 2015). Um exemplo é o Corredor de Biodiversidade Santa Maria, localizado no município de Santa Terezinha

de Itaipu, que tem por objetivo conectar o Parque Nacional do Iguaçu à APP do Lago de Itaipu (GRIS, 2012).

A perda e fragmentação de habitat, o isolamento e a degradação dos fragmentos florestais foram identificados como as principais ameaças à conservação da biodiversidade. Esses processos vêm ocorrendo em diferentes intensidades nas diversas partes da Ecorregião Florestas do Alto Paraná (DI BITETTI; PLACCI; DIETZ, 2003).

Diante deste cenário, restaurar um ecossistema degradado é uma maneira de minimizar os impactos causados pela supressão e degradação da vegetação nativa. O restabelecimento de processos ecológicos, propiciando condições ambientais favoráveis à instalação das espécies nativas, tem sido denominado por alguns autores como restauração ecológica (DARONCO, 2013).

Quando um ecossistema sofre um distúrbio e reage naturalmente para absorver esse impacto, de forma a estabelecer a sucessão de processos ecológicos, este ecossistema é dito estável, capaz de manter-se em estado de equilíbrio (ENGEL; PARROTA, 2008).

O tempo necessário para o restabelecimento natural de um ecossistema é relativamente longo. Uma área florestal degradada pelas atividades antrópicas pode levar mais de 100 anos para voltar a apresentar características de uma floresta primária (SCARIOT; REIS, 2010).

Os processos de restauração dependem do nível de degradação da paisagem e o restabelecimento da biodiversidade pode ocorrer de forma natural, simplesmente isolando as áreas para que ocorra a restauração passiva (BRANCALION; LIMA; RODRIGUES, 2013). Para Martins et al. (2014), a principal vantagem da restauração passiva frente à ativa, é o custo de implantação e manutenção relativamente baixo.

Através da análise do estrato regenerante é possível avaliar se os componentes naturais estão atuando na sucessão florestal. Componentes como os agentes dispersores, as fontes de propágulos e as condições microclimáticas, podem ou não estar atuantes e presentes, servindo de ferramenta à restauração florestal (MARTINS et al., 2014). Tais componentes são de suma importância para o sucesso da restauração florestal passiva (CIELO-FILHO; SOUZA, 2016).

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 COBERTURA FLORESTAL

O bioma Mata Atlântica abrigou uma das maiores florestas tropicais das Américas, originalmente cobria cerca de 150 milhões de hectares (RIBEIRO et al., 2009), do quais 130 milhões de hectares em território brasileiro (CAMPANILI; PROCHNOW, 2006). Atualmente restam apenas 7,4% de sua cobertura original (DI BITETTI; PLACCI; DIETZ, 2003). Mesmo reduzida e fragmentada, abriga mais de 20 mil espécies de plantas, das quais 8 mil são endêmicas (MITTERMEIER et al., 2004; METZGER, 2009).

É um dos biomas mais importantes do Brasil, composto por um complexo de 15 Ecorregiões que se estende desde a costa Nordeste do Brasil até o norte do Rio Grande do Sul, passando pelas montanhas costeiras do país até a bacia do Rio Paraná, no Leste do Paraguai e na Província de Misiones, nordeste da Argentina. Dentre as 15 Ecorregiões se encontram a Ecorregião Florestas do Alto Paraná e a Ecorregião Florestas de Araucárias, representadas atualmente por remanescentes florestais na região oeste do estado do Paraná (DI BITETTI; PLACCI; DIETZ, 2003).

Essas Ecorregiões são formadas respectivamente por remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ombrófila Mista, fragmentos que ficaram isolados devido às atividades antrópicas na região, principalmente a partir da década de 1960. O desmatamento da floresta primária para a expansão das fronteiras agropecuárias foi o principal motivo dessa fragmentação (FERRETTI; BORGES; BRITTEZ, 2006).

De acordo com o sistema de classificação fisionômico-ecológica, desenvolvido pelo projeto RADAMBRASIL, que é o sistema oficial de classificação da vegetação brasileira, as formações vegetais encontradas no Paraná foram denominadas de Estepe (Campos Gerais), Savana (Cerrado), Floresta Ombrófila Mista (Floresta com Araucária), Floresta Ombrófila Densa (Floresta Atlântica) e a Floresta Estacional Semidecidual (Floresta Pluvial Tropical-Subtropical) (IBGE, 2012), (Figura 1).

A Ecorregião Florestas do Alto Paraná era a mais extensa (471.204 km²) dentre todas as Ecorregiões do Complexo Mata Atlântica, estendendo-se desde a encosta

oeste da Serra do Mar, no Brasil, até o leste do Paraguai e a Província de Misiones, na Argentina. A leste, mistura-se à Ecorregião Florestas de Araucárias. A fronteira com a Ecorregião Florestas de Araucárias não é claramente definida, sendo muitas vezes difícil identificar onde uma começa e a outra acaba (DI BITETTI; PLACCI; DIETZ, 2003). A Floresta Ombrófila Mista é caracterizada pela presença em maior ou menor abundância da espécie *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, (pinheiro-do-Paraná) que chega a 30 metros de altura, podendo ocorrer indivíduos emergentes acima de 40 metros. A presença da araucária nessas florestas está associada às baixas temperaturas, sendo um fator fundamental para sua reprodução (ACCIOLY, 2013).

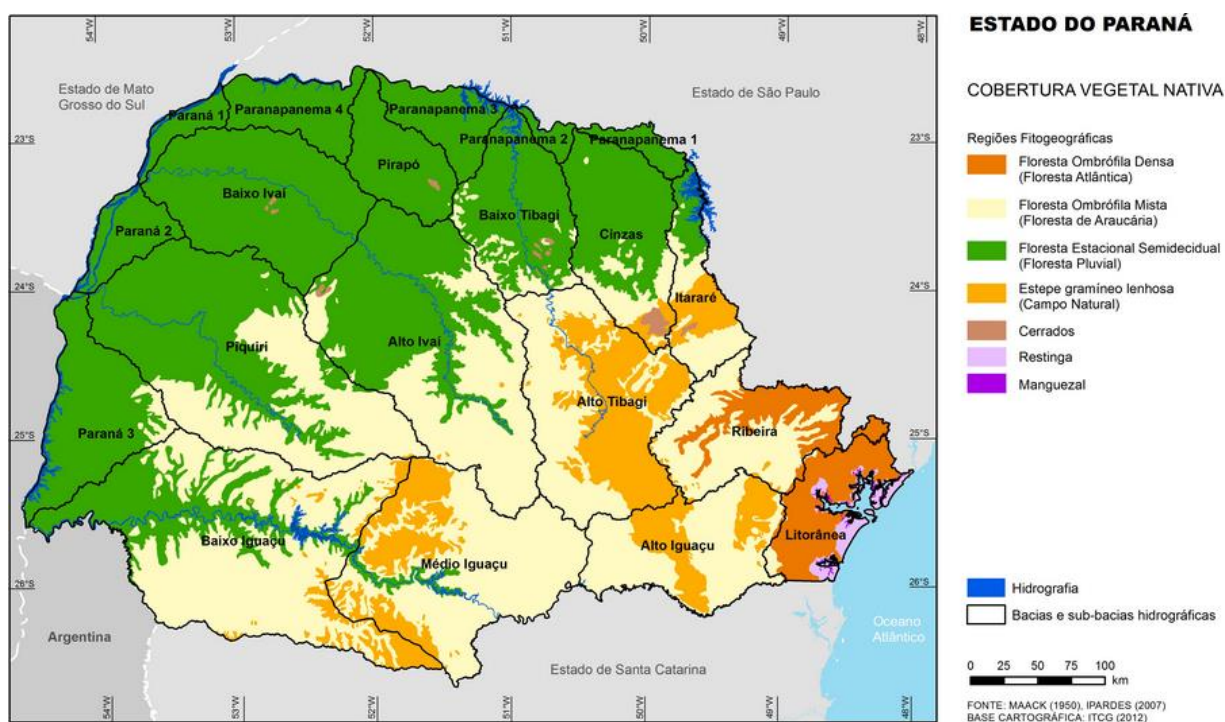


Figura 1. Formações vegetais encontradas no Paraná. Fontes: MAACK (1950); IPARDES (2007); Base cartográfica: ITCG (2012).

A vegetação predominante na Ecorregião Florestas do Alto Paraná é a Floresta Estacional Semidecidual. Porém, outras comunidades de plantas podem ocorrer devido a variações locais, como florestas de galeria, bambuzais e palmitais. A maioria das florestas remanescentes foi explorada para obtenção de madeira e algumas são florestas secundárias que regeneraram depois do desmatamento. Os fragmentos florestais, portanto, são compostos tanto por florestas primárias como por florestas

secundárias, em diferentes estádios de sucessão (DI BITETTI; PLACCI; DIETZ, 2003).

A Floresta Estacional Semidecidual é um tipo de vegetação condicionada pela dupla estacionalidade climática, uma tropical com época de intensas chuvas de verão, seguida por estiagem acentuada e outra subtropical sem período seco, mas com seca fisiológica provocada pelo frio no inverno, com temperaturas médias inferiores a 15 °C; causando a perda de folhas em 20 a 50% de suas árvores nos períodos desfavoráveis (ACCIOLY, 2013; SOUZA, 2015).

No Paraná essa floresta é constituída por árvores que atingem entre 25 a 30 m de altura, destacando-se entre as espécies *Aspidosperma polyneuron* Müll.Arg. (peroba-rosa), *Diatenopteryx sorbifolia* Radlk. (maria-preta), *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F.Macbr. (grápia), *Holocalyx balansae* Micheli (alecrim) e *Balfourodendron riedelianum* (Engl.) Engl. (pau-marfim). Algumas dessas espécies são caducifólias durante o inverno, e um segundo estrato arbóreo se torna visível, mais denso e perenifólio, com altura entre 15 e 20 m, destacando-se *Ocotea catharinensis* Mez. (canela-preta) e *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez (canelinha), dentre outras. (FERRETTI; BORGES; BRITZ, 2006). No Brasil, são distinguidas quatro formações da Floresta Estacional Semidecidual: Aluvial, das Terras Baixas, Submontana e Montana (IBGE, 2012). No Estado do Paraná são encontradas as formações Aluvial, Submontana e Montana (ACCIOLY, 2013; SOUZA 2015).

O principal e maior remanescente florestal brasileiro de Floresta Estacional Semidecidual ocorre no Parque Nacional do Iguaçu, com 185.262 hectares, criado em 1939 pelo Governo Federal através do Decreto-Lei N° 1.035. O Parque foi ainda a primeira Unidade de Conservação do Brasil a ser instituída pela UNESCO como Sítio do Patrimônio Mundial Natural, título que divide com o Parque Nacional del Iguazú na Argentina desde o ano de 1986 (SOUZA, 2015; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2015).

Apesar de ter sido criado em 1939, somente em 1978 os últimos colonos que ocupavam parte do território do Parque deixaram a área e a partir de 1981 foram estabelecidos os limites atuais, incluindo o leito do rio Iguaçu, o qual forma uma das maiores e mais belas quedas do mundo, as Cataratas do Iguaçu, localizadas em uma das extremidades da Unidade de Conservação. O PNI está inserido nos municípios de Céu Azul (49,56%), Foz do Iguaçu (7,48%), Matelândia (19,87%), São Miguel do Iguaçu (11,73%) e Serranópolis do Iguaçu (16,92%) e outros municípios como

Capanema, Capitão Leônidas Marques, Lindoeste, Santa Lúcia, Santa Tereza do Oeste e Santa Terezinha de Itaipu margeiam o PNI (SOUZA, 2015). O PNI é o único remanescente além dos da região da Serra do Mar a dispor de áreas de floresta que estão 12 km distante de qualquer borda (RIBEIRO et al., 2009).

As florestas remanescentes da Ecorregião Florestas do Alto Paraná cumprem um papel importante na conservação das microbacias hidrográficas. Elas garantem a quantidade e a qualidade da água, sendo essenciais para a conservação dos rios e córregos desta região. São vitais para a proteção das nascentes, evitam a erosão do solo e assoreamento dos rios, proporcionando condições ambientais necessárias para a sobrevivência humana nas cidades e no campo (DI BITETTI; PLACCI; DIETZ, 2003).

Porém, a paisagem natural do Estado foi modificada em decorrência de uma série de fatores históricos que marcaram a economia e política do Paraná. O processo de degradação dos ambientes naturais ocorreu na direção do litoral para o oeste do estado. Em apenas um século (1890 a 1990), o Estado do Paraná reduziu sua cobertura florestal nativa de 16.762.600 hectares (83,41% de seu território), para cerca de 872.600 hectares (5,20%) (ACCIOLY, 2013; CAMPANILI; PROCHNOW, 2006), (Figura 2).

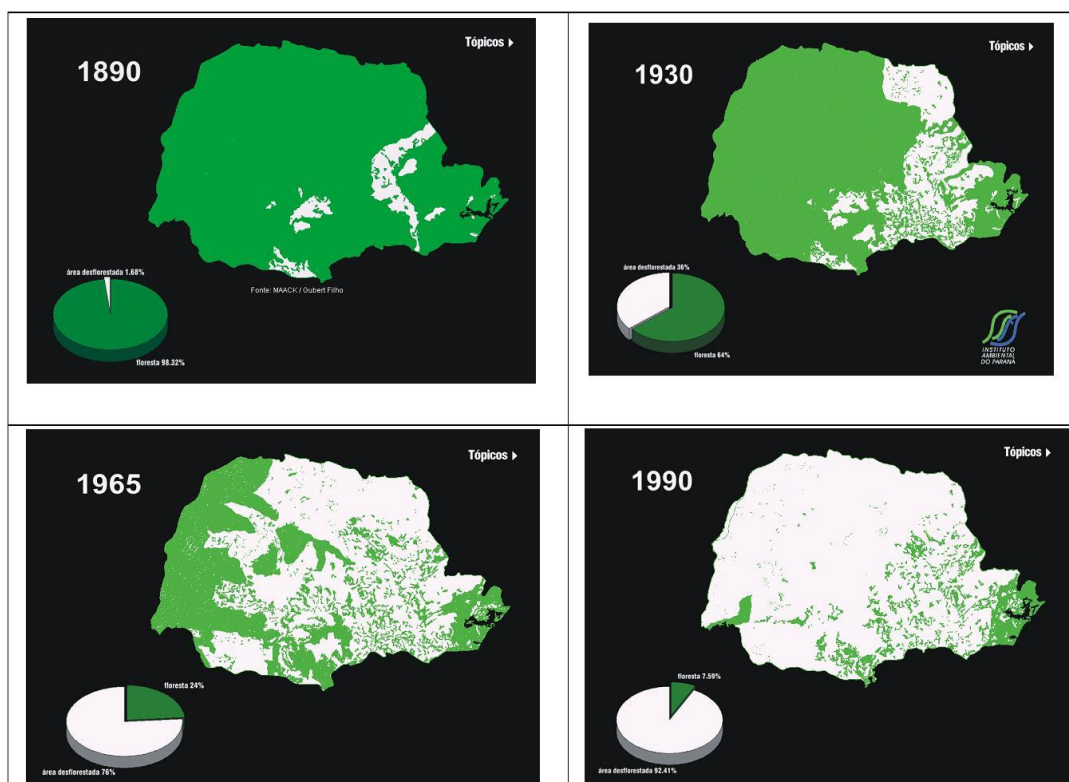


Figura 2. Cobertura florestal nativa do Paraná em 100 anos (1890 a 1990). Fonte: IAP (2000).

2.2 HISTÓRICO DE USO DO SOLO

A modificação da paisagem natural do Paraná se deve a vários fatores ao longo da história, iniciando-se pela mineração, seguida pela extração da madeira, principalmente a araucária e posterior expansão das fronteiras agrícolas (ACCIOLY, 2013). Com o aumento da população e construção de linhas férreas e rodovias, o extrativismo e o comércio da madeira se intensificaram e as áreas ocupadas por florestas nativas deram lugar a atividades agropecuárias (CAMPANILI; PROCHNOW, 2006). Um fato histórico, o grande incêndio florestal de 1963 que durou quatro meses e consumiu perto de 1 milhão de hectares de florestas nativas na região do segundo Planalto, também contribuiu para a diminuição da vegetação nativa (ACCIOLY, 2013).

Logo em seguida, com a colonização da região oeste do Estado, uma das últimas a ser explorada no Paraná, após a retirada das florestas e implantação de pastagens e lavouras, o que se viu foi a formação de mosaicos florestais (DI BITETTI; PLACCI; DIETZ, 2003).

O uso do solo para atividades agropecuárias veio logo após a extração da cobertura vegetal, que teve início com o ciclo extrativista da erva mate, embora não fosse uma atividade altamente degradante, seguida do ciclo da madeira. O ápice da devastação se deu no momento em que a madeira se tornou o principal produto das atividades econômicas, para atender as indústrias madeireiras e, posteriormente, o ramo de papel e celulose (SANTOS, 2009).

Principalmente devido à expansão agrícola em direção ao Oeste (café, no fim do século XIX, e trigo, soja, milho, cana-de-açúcar e laranja nos últimos 50 anos), a Ecorregião Florestas do Alto Paraná foi reduzida a somente 7,8% de sua área original com cobertura vegetal nativa, incluindo o Parque Nacional do Iguaçu, o Parque Estadual do Morro do Diabo, o Parque Estadual do Turvo e fragmentos florestais menores. No Brasil, o remanescente dessa Ecorregião é de apenas 2,7% (771.276 ha) da área original (DI BITETTI; PLACCI; DIETZ, 2003).

A colonização do Oeste do Paraná foi realizada principalmente por migrantes de origem europeia, originários dos estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul. As condições favoráveis para o desenvolvimento da agricultura foi fator motivador para ocupar a região. Isso ocorreu principalmente durante e logo após a Segunda

Guerra Mundial (1939-1945), quando alguns setores do país necessitavam ser ampliados, entre eles, a indústria e a agricultura (PRIORI, 2012).

Em áreas de planícies próximas aos rios, os solos eram e são mais férteis, o que favoreceu a implantação de áreas agrícolas, além de proporcionar o escoamento da produção. Concomitante a essas atividades, ocorreu a intensa extração de madeira. Esse processo foi se intensificando com o aumento da população desde o período da mineração, fazendo com que atualmente as áreas de planície próximas aos grandes rios e o início das encostas sejam as áreas mais degradadas (FERRETTI; BORGES; BRITZ, 2006).

Restaram poucas áreas não exploradas no estado do Paraná, aquelas com relevo íngreme, caso da vegetação da Serra do Mar, com solo arenoso da planície sedimentada próximo ao Oceano, impróprio para uso agrícola (CAMPANILI; PROCHNOW, 2006) e algumas Unidades de Conservação salvas a tempo pela legislação, caso do Parque Nacional do Iguaçu (ACCIOLY, 2013).

O desmatamento para posterior uso do solo com atividades agropecuárias se repetiu na região oeste do Paraná, onde as condições favoráveis do solo propiciaram essas atividades, sendo atualmente a agricultura e pecuária, setores econômicos importantes para o PIB paranaense. A região é conhecida pela importância na produção de carnes, principalmente aves, suínos e bovinos, e também como celeiro estadual e nacional, pela produção de grãos para fins comerciais, como a soja e o milho (SEAB, 2015).

2.3 FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL

Um fragmento florestal pode ser definido como uma área de vegetação natural interrompida por barreiras antrópicas ou naturais, como estradas, povoados, áreas agrícolas e de florestas comerciais, pastagens, montanhas, lagos, represas, entre outras (CALEGARI et al., 2010).

A fragmentação de habitats causada, sobretudo pela redução de áreas com vegetação nativa tem levado a taxas consideravelmente altas de perda de biodiversidade e empobrecimento dos recursos genéticos (MUCHAILH, 2010).

Segundo Calegari et al. (2010), a fragmentação florestal traz várias consequências bióticas e abióticas aos fragmentos. A diminuição de biodiversidade, a perda da diversidade genética, a redução da densidade e alteração da estrutura da vegetação, são algumas consequências de origem biótica. Entre as de origem abiótica, podem-se citar alterações no microclima como umidade, temperatura e radiação solar, além de aumento do risco de erosão, assoreamento de rios e lagos, menor capacidade de retenção de água, entre outros.

Outro fator negativo observado é o efeito de borda sobre os fragmentos. A região do fragmento mais próxima à área ocupada por agricultura e/ou pastagens, difere em alguns parâmetros da floresta do interior do fragmento, tais como luminosidade, umidade, densidade de plantas e composição de espécies florestais (RODRIGUES, 1998), além de temperatura e velocidade dos ventos (BARROS, 2006). A incidência solar é mais elevada nas bordas do que no interior dos remanescentes florestais (SAMPAIO, 2001). Ainda segundo Sampaio (2001), o tamanho e o formato dos fragmentos também influenciam o efeito de borda: quanto menor ou mais irregular o fragmento, mais intensas são as influências climáticas externas.

O isolamento reprodutivo resultante da fragmentação florestal, é uma das maiores ameaças para a conservação da biodiversidade dos remanescentes de florestas, podendo levar à perda de adaptabilidade (SEOANE, 2007). A substituição de florestas maduras por secundárias pode levar à extinção de muitas espécies (RIBEIRO et al., 2009).

Segundo Daronco, Melo e Durigan (2013), a fragmentação de ecossistemas naturais e a ampliação de áreas agrícolas resulta em isolamento dos habitats remanescentes, comprometendo a dispersão de sementes e a regeneração da vegetação.

O processo de fragmentação acarreta consequências imediatas na área afetada, como a subdivisão do habitat antes contínuo, isolando populações, reduzindo o número de espécies, alterando a composição da comunidade, bem como o aumento do isolamento e mudanças no formato dos remanescentes florestais (SAMPAIO, 2011).

As plantas podem ser eliminadas no processo de isolamento geográfico, ou terem sua densidade reduzida na comunidade depois do isolamento, podendo ocorrer a extinção local ou regional. Nem sempre nos fragmentos florestais encontra-se uma

amostra completa da comunidade original, pois mesmo antes de completar o processo de isolamento geográfico, é possível constatar mudanças na composição de espécies no fragmento (RANKIN-DE-MERONA; ACKERLEY, 1987).

A fauna também sofre impactos. Algumas espécies, como a onça pintada, a harpia, a ariranha e a queixada, necessitam de grandes extensões de floresta contínua para sobreviverem por longo tempo, o que representa um grande desafio de conservação em paisagens constituídas por fragmentos (DI BITETTI; PLACCI; DIETZ, 2003).

A deficiência de reservas florestais na Ecorregião Florestas do Alto do Paraná pode afetar inclusive a qualidade da água do maior aquífero do mundo, o Aquífero Guarani, mesmo o volume atual sendo de cerca de 40.000 km³. No Brasil, o Aquífero Guarani está localizado próximo à superfície, o que o torna susceptível à poluição devido ao desenvolvimento da agricultura nessa região (DI BITETTI; PLACCI; DIETZ, 2003).

2.4 REMANESCENTES FLORESTAIS

Remanescente florestal pode ser uma área de vegetação em sucessão avançada que se apresenta como sendo o que sobrou de cobertura florestal que não sofreu corte raso nem outras perturbações ou foi apenas levemente perturbada, mantendo-se muito próxima das características naturais do bioma ao qual pertence (BRESOLIN et al., 2011); ou pode ser uma área de vegetação que se encontra em estádios sucessionais menos avançados originada a partir de intensa perturbação ou corte raso da cobertura florestal original seguido de regeneração.

Na maioria dos casos, os remanescentes florestais se assemelham pouco ao habitat original sob alguns aspectos, têm uma maior relação perímetro área, portanto, estão mais sujeitos ao efeito de borda, a região central do fragmento é mais próxima à margem do que em áreas contínuas e populações inicialmente grandes e contínuas, foram divididas em subpopulações menores e isoladas (SAMPAIO, 2011).

Em levantamento realizado pela Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, restavam no ano 2000 no Paraná, somente 15.943 km² (7,98%) de cobertura florestal, incluindo além das florestas em bom estado de

conservação as florestas secundárias. Além da Serra do Mar e Parque Nacional do Iguaçu, restam apenas agrupamentos florestais, que por vezes se misturam com áreas de reflorestamentos de exóticas (ACCIOLY, 2013) (Figura 3).

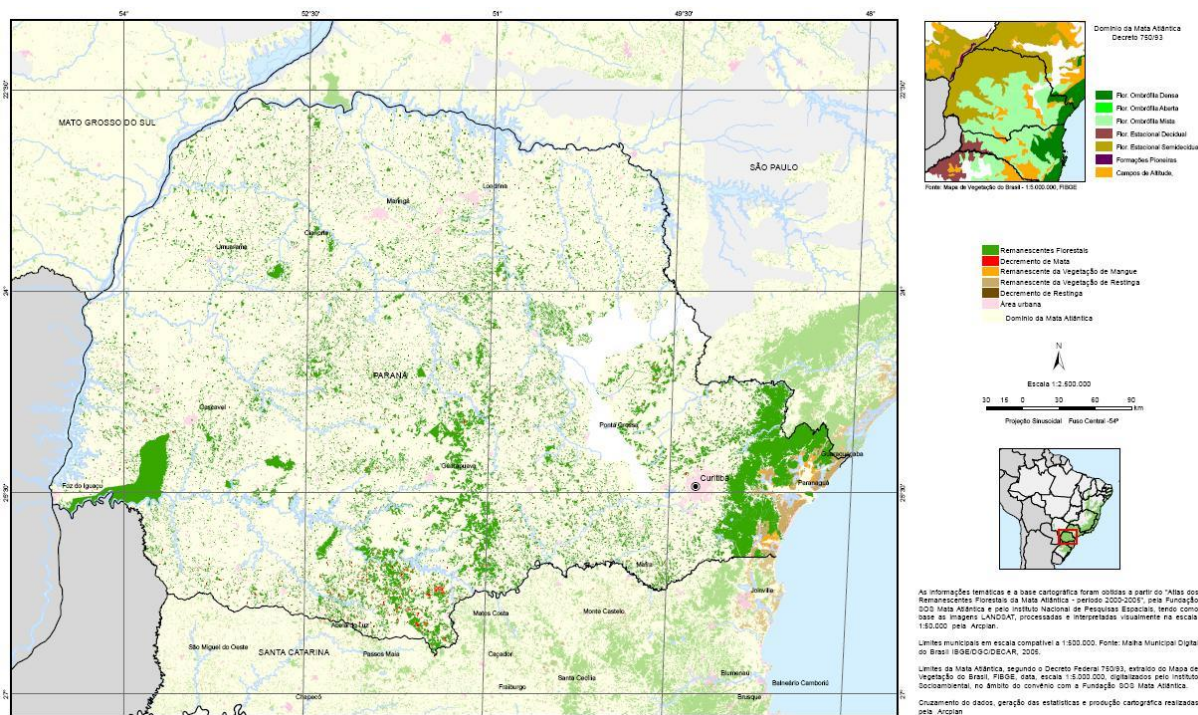


Figura 3. Remanescentes florestais de Mata Atlântica do Paraná. Fonte: IBGE (2005).

No caso das florestas com araucária, restam no Estado não mais do que 0,8% de áreas de Floresta Ombrófila Mista em estágio avançado de conservação dos 8 milhões de hectares originais. A maior ocorrência desse tipo de floresta está na região centro sul do Estado, nos municípios de Bituruna, General Carneiro, Coronel Domingos Soares, Porto Vitória, União da Vitória, Cruz Machado, Inácio Martins, parte de Pinhão, Guarapuava e Turvo, esses últimos acompanhando a Serra da Esperança (FERRETI; BORGES; BRITZ, 2006).

Já a Floresta Estacional Semidecidual, restrita às porções oeste, noroeste e norte do Paraná, compreendendo o Baixo Iguaçu e a bacia do Paraná III, foi praticamente dizimada, restando fragmentos de pequenas proporções, com exceção ao remanescente do Parque Nacional do Iguaçu, com 185.262 ha, formado por florestas primárias e secundárias (SOUZA, 2015), bem como também de áreas menos extensas de Floresta Ombrófila Mista em locais de maiores altitudes (FERRETI; BORGES; BRITZ, 2006).

Pequenos fragmentos, apesar de serem menos propícios para conservar a biodiversidade em comparação aos fragmentos grandes, podem contribuir de várias maneiras para a conservação, como cumprir funções importantes na proteção de microbacias hidrográficas, servirem de trampolins ecológicos e refúgios de espécies migratórias, fornecerem sementes para programas de recuperação florestal e ainda terem funções culturais, estéticas e educacionais (DI BITETTI; PLACCI; DIETZ, 2003). Ainda segundo Muchailh (2010), fragmentos pequenos podem desempenhar papel fundamental na conectividade com fragmentos maiores e áreas contínuas, contribuindo para o fluxo gênico entre as populações, bem como na redução do isolamento do fragmento entre fragmentos maiores, sugerindo que eles são altamente importantes como *stepping stones* (RIBEIRO et al., 2009) mantendo e restaurando a biodiversidade nessas paisagens.

Assim, a formação de corredores ecológicos ligando pequenos fragmentos aos fragmentos maiores e remanescentes florestais usando em muitos casos áreas de reserva legal e matas ciliares, pode maximizar a conservação da biodiversidade (SEGANFREDO, 2015).

2.5 SUCESSÃO SECUNDÁRIA

A sucessão secundária de uma floresta se inicia a partir de uma perturbação, seguida por uma sequência de mudanças que leva a regeneração da comunidade em diferentes séries sucessionais (RICKLEFS, 2003). O sentido da sucessão florestal é visto a partir da análise dos principais caracteres de reconstituição da comunidade arbórea após distúrbio (PUIG, 2008), determinados por fatores como a intensidade e a frequência desses distúrbios, distância das fontes de propágulos, a forma de regeneração, presença de espécies exóticas, bem como condições edáficas (LIEBSCH; GOLDENBERG; MARQUES, 2007).

Em florestas tropicais, o fenômeno de sucessão é perceptível em níveis estruturais e de composição florística. Nos primeiros anos (cerca de 30 anos), ocorre o povoamento arbustivo pioneiro, seguido de uma segunda fase, o povoamento pós-pioneiro, apresentando características estruturais observadas na floresta primária (essa fase dura em média 100 anos). Nas fases seguintes (300 anos e mais de 500

anos), as espécies crescem cada vez mais lentamente e os fenômenos de sucessão são cada vez mais longos, as modificações são mais de ordem florística do que estrutural (PUIG, 2008). Ainda segundo Puig (2008), o aparecimento de clareiras proporciona diversificação e auxilia na regeneração natural e a cobertura vegetal se torna cada vez mais heterogênea, podendo levar vários séculos (mais de mil anos) para a reconstituição florestal completa ocorrer, quando atinge o ponto clímax, designado pelo “estado de equilíbrio atingido pela vegetação espontânea sob ação do meio natural”. A comunidade clímax é autoperpetuante, pois está em equilíbrio dentro de si mesma e com o habitat físico (ODUM, 1983).

A recomposição florestal em níveis de estrutura e composição de espécies depende de vários fatores, mas em áreas de pastagens e agrícolas, causas principais do desmatamento em países tropicais (PUIG, 2008), um fator determinante de baixa resiliência é a degradação do solo (AIDE, 2000).

A sucessão florestal, portanto, ocorre em uma sequência de fases, iniciando com a reconstituição da densidade populacional (PUIG, 2008), seguida pelo fechamento do dossel, aumento da riqueza de espécies, aumento da área basal e biomassa e por fim, similaridade da composição florística com as florestas primárias (AGUIAR, 2016; AIDE, 2000, PUIG, 2008). A resiliência é o ponto chave para que essas fases ocorram, uma vez que ela caracteriza a habilidade de um ecossistema natural em, após distúrbio, retornar à condição anterior sem intervenção humana (ARONSON; DURIGAN; BRANCALION, 2011).

Áreas em estádios iniciais de sucessão, em geral apresentam baixa riqueza e são compostas por espécies generalistas com ampla distribuição, além de haver maior densidade de árvores, podendo apresentar modificações rapidamente nos anos seguintes (LIEBSCH; GOLDENBERG MARQUES, 2007).

Para avaliar o comportamento da restauração de áreas degradadas, muitos estudos visam comparar áreas em diferentes estádios sucessionais, através da análise da vegetação florestal em estudos de cronosequência (AIDE et al., 2000; LIEBSCH; GOLDENBERG; MARQUES, 2007; LIEBSCH; MARQUES; GOLDENBERG, 2008; CHAZDON, 2012) e com isso determinar quais atributos ecológicos estão mais ou menos avançados ao longo da sucessão florestal.

2.6 RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA E RESTAURAÇÃO PASSIVA

O termo restauração difere de recuperação. Segundo a Lei nº 9985/2000 que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), restauração é definida como: “restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada o mais próximo possível da sua condição original”. Já recuperação tem sua definição como: “restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada a uma condição não degradada, que pode ser diferente de sua condição original” (BRASIL, 2016).

Em muitos casos é necessária a intervenção humana para reverter os processos de degradação ambiental por meio da restauração ecológica, definida como práticas que auxiliam a recuperação de ecossistemas degradados, danificados ou destruídos (SER, 2004). Segundo Daronco, Melo e Durigan (2013), com base nos princípios da Sociedade Internacional para Restauração Ecológica (Society for Ecological Restoration - SER), “um ecossistema restaurado deverá apresentar diversidade e estrutura similares às de um ecossistema de referência”, mantendo equilíbrio com a paisagem circundante e sobretudo capacidade de reprodução, além de apresentar espécies nativas da região.

Segundo Brancalion, Lima e Rodrigues (2013), muitos projetos de restauração visam “o restabelecimento de comunidades ricas em espécies nativas e com potencial de autoperpetuação a médio e longo prazos”, além de avaliar e definir níveis mínimos de diversidade de espécies, para que essa atividade possa garantir o resgate da biodiversidade em ecossistemas florestais tropicais, principalmente em áreas antropizadas.

Ruiz-Jaén e Aide (2005) com base na SER (Society for Ecological Restoration), afirmam que um ecossistema em restauração precisa resistir às perturbações naturais, ser autossustentável e recuperar as interações biológicas. Afirmam ainda que a avaliação da diversidade, estrutura da vegetação e processos ecológicos pode refletir a trajetória de recuperação e autossustentação de ecossistemas restaurados.

O processo convencional de restauração florestal com o plantio de mudas apresenta um custo elevado e em muitos casos baixa eficiência no estabelecimento das mudas, enquanto a restauração passiva apresenta um custo consideravelmente inferior, por reduzir custos com mão de obra, produção e plantio de mudas, bem como

insumos e manutenção, sendo desta forma preferido, principalmente na restauração de grandes áreas geográficas (MARTINS et al., 2014).

Em paisagens pouco fragmentadas e/ou de elevada resiliência, muitas vezes o restabelecimento da biodiversidade não depende da adoção de ações de manejo intensivas, mas apenas do isolamento das áreas em relação aos fatores de degradação, contribuindo para a restauração passiva (BRANCALION; LIMA; RODRIGUES, 2013).

O termo restauração passiva ou restauração autogênica é usado em contextos de restauração em que se pretende deixar ocorrer a sucessão ou regeneração de forma natural, objetivando o retorno de um ecossistema degradado a um estado ou trajetória desejável pré-existente, sem a interferência humana deliberada (ARONSON; DURIGAN; BRANCALION, 2011).

O Decreto Federal Nº 8.972/2017 que institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa - Proveg, também aborda a restauração passiva em seu artigo 3º inciso IV: “regeneração natural da vegetação - processo pelo qual espécies nativas se estabelecem em área alterada ou degradada a ser recuperada ou em recuperação, sem que este processo tenha ocorrido deliberadamente por meio de intervenção humana”.

O objetivo principal do processo de restauração passiva é restaurar a integridade ecológica e a biodiversidade do ecossistema degradado a longo prazo de forma natural, sendo um instrumento de conservação da biodiversidade (ATTANASIO et al., 2006).

Em áreas de florestas tropicais que foram convertidas em pastagens ou áreas agrícolas, fatores como a falta de nutrientes e compactação do solo, competição com espécies exóticas, seca sazonal, além de baixas taxas de germinação de sementes, predação de sementes e plântulas e falta de dispersores destas, podem agir como filtros de regeneração e impedir a recuperação de florestas, acarretando na necessidade de algum tipo de manejo (SANTOS, 2014). Além disso, alterações climáticas como a contínua elevação da temperatura global, que só no último século (séc. XX) aumentou 0,6 °C, processos de urbanização e industrialização, extinção de espécies-chave para o processo de restauração e enriquecimento do solo e água por deposições atmosféricas de nitrogênio e outros nutrientes, dificultam a reconstituição de ecossistemas através da restauração passiva (CHOI, 2007).

O sucesso da restauração passiva se deve a vários fatores, como oferta de propágulos, presença de dispersores, exposição do relevo, condicionamento do substrato (MARTINS et al., 2014), histórico de uso da área (e.g. compactação do solo) (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009), componentes do solo, presença de espécies problemáticas (e.g. gramíneas invasoras) e interações bióticas (SOUZA; BATISTA, 2004). Quanto mais próximo as áreas em restauração estiverem de fragmentos com vegetação natural (MARTINS et al., 2014) e expostas às condições ambientais semelhantes (RUIZ-JAÉN; AIDE, 2005), mais a dispersão de sementes será facilitada.

Um possível indicador de que a restauração passiva está ocorrendo de forma satisfatória, é a condição em que a vegetação resultante desse processo apresenta riqueza, diversidade, proporções de espécies não pioneiras e espécies zoocóricas comparáveis ao verificado na vegetação de um sítio de referência (CIELO-FILHO; SOUZA; FRANCO, 2013). Isso ocorre quando o nível de degradação é relativamente baixo e existem fontes de propágulos e dispersores da fauna próximos, caso contrário pode haver a necessidade da intervenção humana para acelerar a recuperação. Mas para isso, é conveniente avaliar o comportamento da restauração passiva em seus estágios iniciais para tomar essa decisão (CIELO-FILHO; SOUZA, 2016).

Segundo Scariot e Reis (2010), a restauração passiva é um processo longo e complexo, podendo chegar a 100 anos o tempo para que áreas degradadas pelas atividades agropecuárias se recuperem e tenham características de uma floresta primária. Embora florestas restauradas em solos pouco degradados recuperem a riqueza e a diversidade de plantas lenhosas em menos tempo, cerca de 35 a 50 anos, a composição de espécies pode demorar centenas de anos (AIDE et al., 2000) sendo necessário até cerca de 300 a 500 anos para o equilíbrio dinâmico florestal ocorrer, apresentando atributos da composição florística de uma floresta madura (PUIG, 2008). E muito mais tempo (quase 2000 anos) após perturbação para atingir níveis de endemismo que ocorrem em florestas maduras (LIEBSCH; MARQUES; GOLDENBERG, 2008).

Para avaliar o processo da restauração passiva, recomenda-se o estudo do comportamento da vegetação em restauração e compará-lo com vegetação de ecossistema de referência a fim de avaliar diversos atributos, dentre os quais se destaca a diversidade de espécies vegetais (BRANCALION et al., 2010), além da estrutura da vegetação e processos ecológicos (RUIZ-JAÉN; AIDE, 2005). Segundo

Polisel e Franco (2010), um importante indicador do potencial e do sucesso da restauração passiva é a análise da composição de espécies presentes no sub-bosque, através da comparação com o estrato regenerante de ecossistema de referência.

Outra forma de avaliar o sucesso da restauração passiva é o acompanhamento da vegetação através de estudos em cronosequência (HIGUCHI et al., 2006), analisando os processos de sucessão em diferentes idades após distúrbios ou abandono, em áreas com similaridade quanto às condições climáticas e ao histórico uso dos solos (AIDE et al., 2000; LIEBSCH; MARQUES; GOLDENBERG, 2008; CHAZDON, 2012).

Devido à escassez das florestas primárias por conta da fragmentação e degradação de habitats, as florestas secundárias quando possuem alta resiliência, se tornam prioritárias para a conservação da biodiversidade (AGUIAR, 2016) e, sobretudo na restauração de áreas degradadas, aumentando as chances de recompor a composição e a dinâmica de espécies florestais (LIEBSCH; GOLDENBERG; MARQUES, 2007).

3 OBJETIVOS

A presente pesquisa teve como objetivo geral avaliar o sucesso da restauração passiva em uma floresta secundária (sítio em restauração), localizada na região oeste do Paraná, por meio da comparação do estrato regenerante dessa floresta com o estrato regenerante de uma floresta primária (sítio de referência) situada no Parque Nacional do Iguaçu.

3.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

A seguinte hipótese foi formulada: o estrato regenerante no sítio de referência apresenta maiores valores médios de diâmetro, altura e número de indivíduos por parcela, maior riqueza, diversidade, proporção de espécies e indivíduos de espécies não-pioneiras e proporção de espécies e indivíduos de espécies zoocóricas, do que o estrato regenerante no sítio em restauração passiva, além de apresentar composição florística distinta entre os sítios.

As justificativas para tal hipótese são de que no sítio de referência o reservatório (pool) regional de espécies potenciais colonizadoras é maior, o processo de dispersão pela fauna está melhor preservado e o estágio sucessional é mais avançado do que no sítio em restauração.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 LOCALIZAÇÃO E CARACTERÍSTICAS DAS ÁREAS DE ESTUDO

As áreas de estudo localizam-se no distrito de Marquezita no município de Matelândia, região oeste do Paraná. Essa região é habitada por agricultores e pecuaristas e caracterizada pelas atividades agropecuárias de plantio basicamente de soja e milho, bem como a criação de gado de corte. Entre meio as áreas de pastagens e agrícolas, alguns fragmentos florestais são visíveis, formando a Reserva Legal de propriedades rurais particulares e APP's de rios. Alguns fragmentos estão conectados entre si, outros se ligam ao Parque Nacional do Iguaçu e os demais estão isolados uns dos outros (Figura 4).

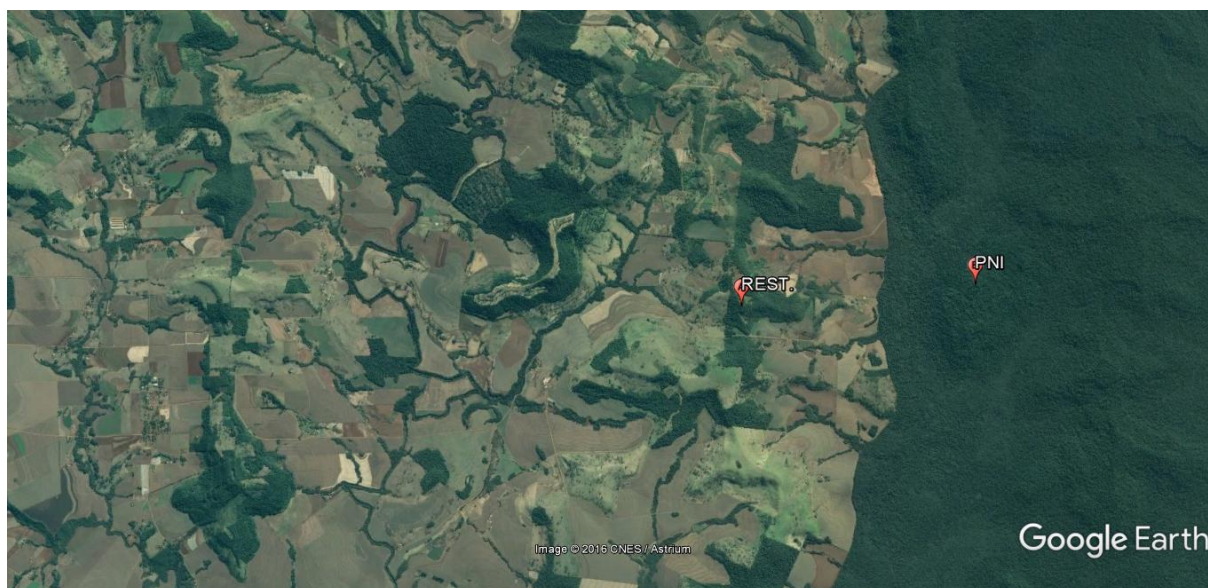


Figura 4. Imagem aérea da vegetação no entorno das áreas de estudo. Fonte Google Earth.

O sítio em restauração (REST.) está situado no interior de um fragmento de floresta secundária de cerca de 25 anos, correspondente à Reserva Legal de uma propriedade particular com aproximadamente 10 ha, originada após o abandono e isolamento de uma área de pastagem. A área inicialmente foi cercada para impedir o acesso de animais, especialmente gado de corte e leiteiro, uma vez que no entorno do fragmento existiam e ainda existem áreas de pastagem para uso pecuário. Está

localizada sob as coordenadas $25^{\circ}21'08''$ S e $53^{\circ}53'34''$ O, e altitude de 390 m acima do nível do mar.

A área com vegetação nativa usada como sítio de referência (PNI), está situada no interior do Parque Nacional do Iguaçu sob as coordenadas $25^{\circ}20'59''$ S e $53^{\circ}51'51''$ O, com altitude de 440 m acima do nível do mar e apresenta cobertura vegetal característica de floresta primária. A escolha dessa área como referência, foi feita com base na similaridade com o sítio em restauração das características de relevo e tipo de solo.

As duas áreas estão situadas em relevo moderadamente inclinado de encosta de morro com solo de transição entre latossolo e litossolo. A distância entre as duas áreas em linha reta é de aproximadamente 5300 m. Na figura 5 pode-se visualizar a localização geográfica das áreas de estudo.

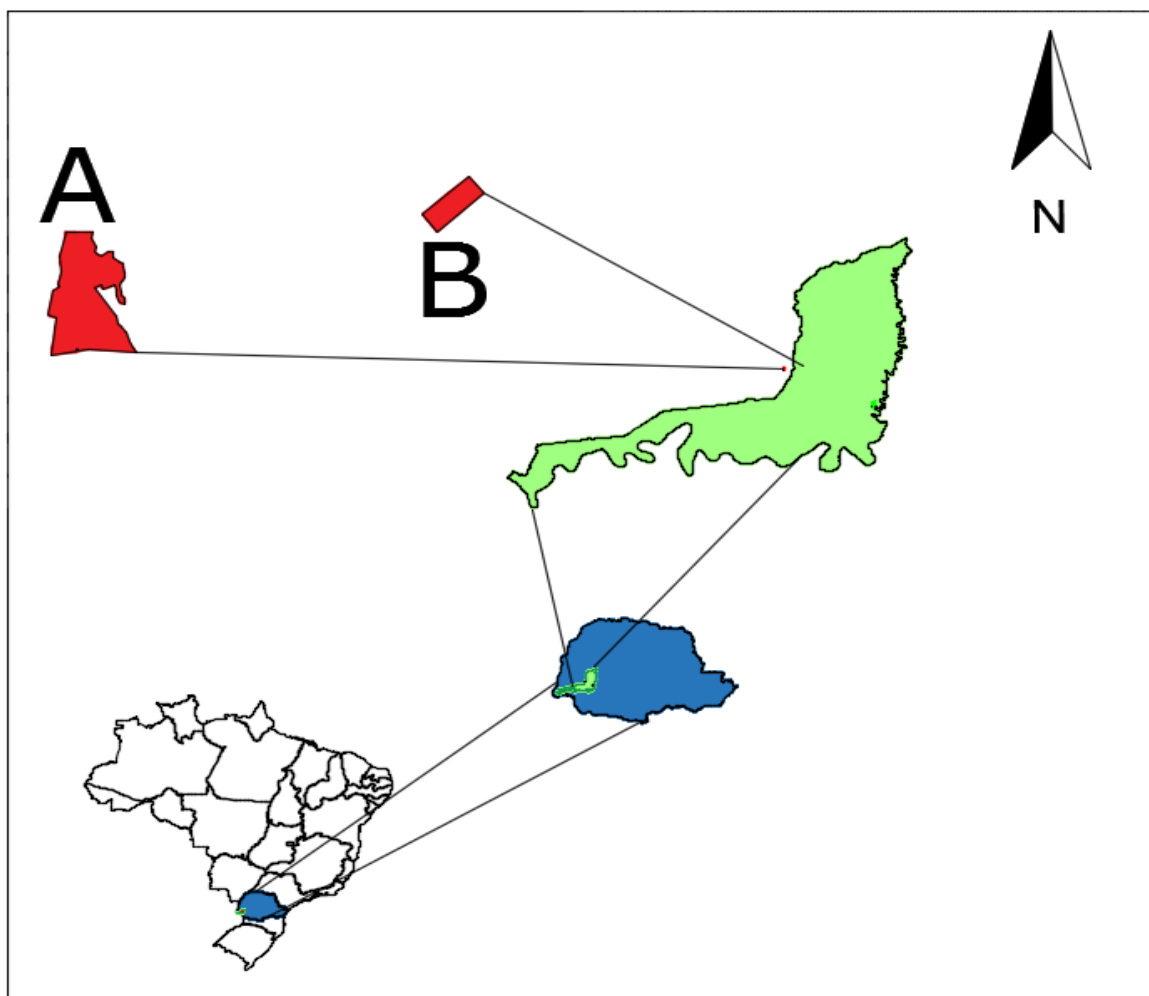


Figura 5. Localização das áreas de estudo, Matelândia - PR. Sítio em restauração (A) e sítio de referência (B).

Ambas as áreas, referência (PNI) e restauração (REST.), estão situadas na unidade morfoescultural do Terceiro Planalto Paranaense, no Planalto do Baixo Iguaçu (MINEROPAR, 2006) e na bacia hidrográfica do Baixo Iguaçu (SUDERHSA, 2006; SEMA, 2004). O solo predominante é do tipo latossolo (INSTITUTO DE TERRAS, CARTOGRAFIA E GEOCIÊNCIAS, 2015). Nos topos de morros ocorrem também solos litólicos. Segundo Köppen (INSTITUTO DE TERRAS, CARTOGRAFIA E GEOCIÊNCIAS, 2015) o clima é do tipo subtropical úmido (Cfa), temperatura média anual de 19,7°C (CLIMATE-DATA.ORG, 2015) e pluviometria anual média em torno de 1813 mm (INSTITUTO DA ÁGUAS DO PARANÁ, 2015), sendo o mês mais chuvoso, outubro. O tipo vegetacional predominante é a Floresta Estacional Semidecidual Submontana (DI BITETTI; PLACCI; DIETZ, 2003; IBGE, 2012).

4.2 DESENHO AMOSTRAL E COLETA DE DADOS

A coleta de dados foi realizada entre os meses de outubro de 2015 a março de 2016, sendo que a coleta se iniciou no sítio em restauração e em seguida no sítio de referência. Em ambos os sítios a metodologia de marcação de parcelas foi semelhante. Inicialmente foi definida uma linha reta no interior de cada sítio no sentido sudeste-noroeste (sítio em restauração) e sudoeste-nordeste (sítio de referência), de modo que pudessem ser demarcadas parcelas circulares ao longo de eixos perpendiculares a essa linha, e de forma que as parcelas ficassem de ambos os lados. Em cada sítio foram demarcadas 30 parcelas circulares de 10 m² cada, totalizando 300 m² (Figura 6). As parcelas ficaram inter-espaçadas de 10 m e tiveram o seu centro demarcado com estaca de madeira. Os limites das parcelas foram estabelecidos com auxílio de uma haste de madeira com 1,785 m de comprimento, definindo o raio de um círculo com o centro na estaca. As parcelas ficaram a uma distância mínima de 50 m da borda do fragmento florestal no sítio em restauração, para minimizar o efeito de borda (SAMPAIO, 2011). Não houve a necessidade do cuidado com a proximidade da borda na área de referência, uma vez que as parcelas demarcadas ficaram a uma distância aproximada de 2000 m da borda do PNI.

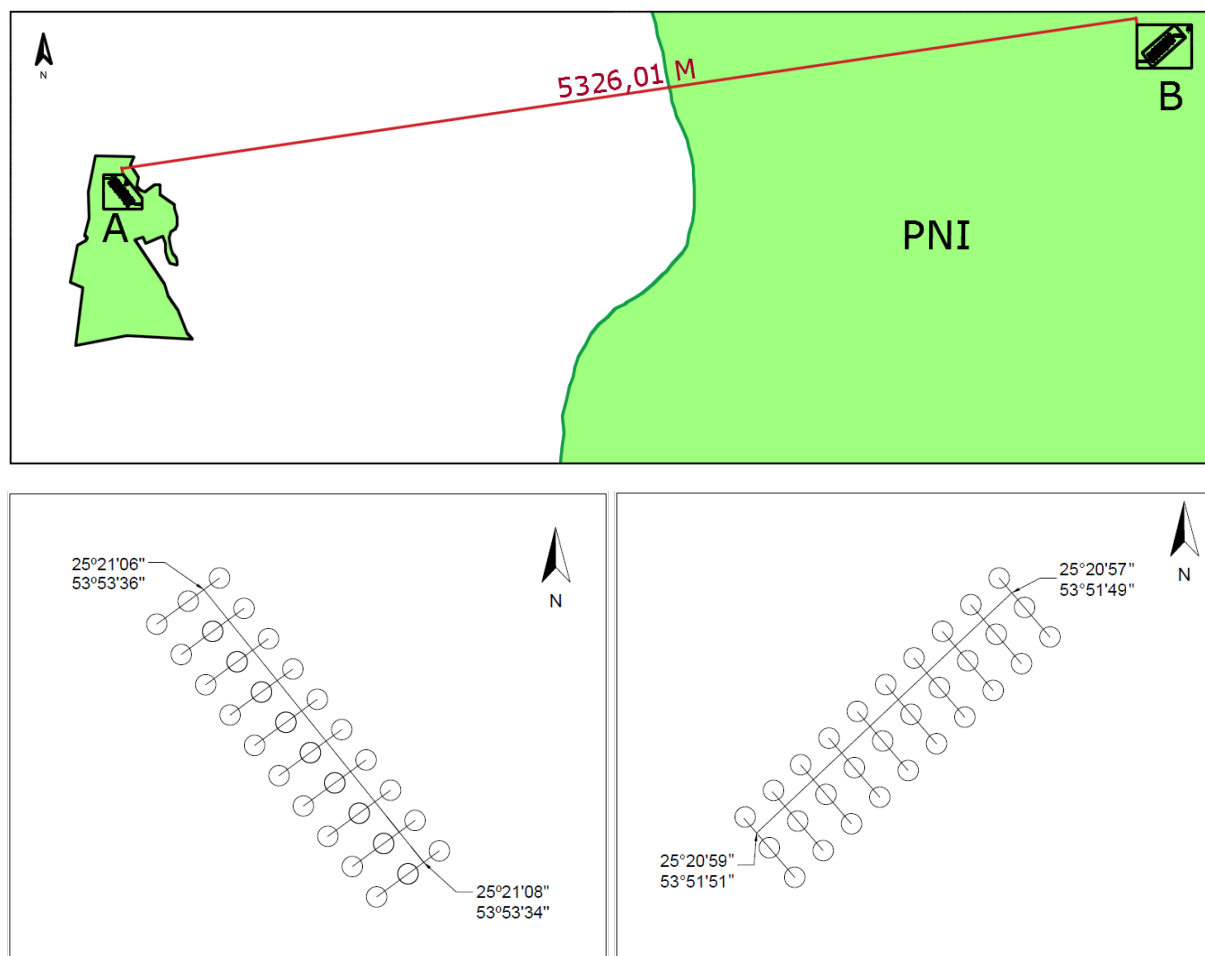


Figura 6. Disposição das parcelas e distância entre o sítio em restauração passiva (A), situado no fragmento de floresta secundária, e o sítio de referência (B), situado no Parque Nacional do Iguaçu.

Dentro das parcelas foram considerados todos os indivíduos com diâmetro do caule a 1,3 m acima do solo menor que 0,05 m e com altura igual ou superior a 0,5 m. As medidas tomadas foram o diâmetro à altura do solo e a altura total da planta, com uso de paquímetro e vara telescópica graduada, respectivamente. Os indivíduos que se situavam exatamente no limite da parcela foram incluídos ou excluídos aleatoriamente por meio de arremesso de moeda (“cara ou coroa”).

Para a identificação dos indivíduos foi coletado material botânico para comparação com exsiccatas depositadas nos herbários da Figueira da UTFPR – Campus Medianeira (FIG) e/ou Dom Bento José Pickel (SPSF) do Instituto Florestal de São Paulo – SP., bem como consultas à literatura especializada. Quando possível, a identificação foi também realizada em campo. As espécies foram ordenadas em famílias e gêneros de acordo com o sistema APG IV (SOUZA; LORENZI, 2012; APG IV, 2016). Para a verificação das grafias, sinônimas botânicas e hábitos de

crescimento foi consultada a Lista de Espécies da Flora do Brasil (FLORA DO BRASIL 2020 EM CONSTRUÇÃO, 2016).

A coleta foi feita com auxílio de podão e/ou tesoura e o material botânico armazenado em sacos plásticos para o transporte e herborização de acordo com as técnicas usuais (FIDALGO; BONONI, 1989). Todos os indivíduos amostrados receberam uma identificação numérica, fixada na própria planta para que não fosse amostrada em duplicidade e anotaram-se todas as informações em caderneta de campo (nº da parcela e da planta, altura e diâmetro à altura do solo da planta, nome da espécie quando possível, bem como data de coleta e coletores).

Para cada espécie encontrada nas parcelas, foram obtidas informações relativas ao grupo ecológico (pioneira ou não-pioneira) (*sensu* WHITMORE, 1989); e síndrome de dispersão (zoocoria, anemocoria e autocoria) (*sensu* PIJL, 1982), por meio de consulta à literatura especializada (e.g. MORELLATO; LEITÃO-FILHO, 1992; GANDOLFI; LEITÃO-FILHO; BEZERRA, 1995; LORENZI, 2002a; LORENZI, 2002b; LORENZI, 2010; CARPANEZZI; CARPANEZZI, 2006).

4.3 ANÁLISE DE DADOS

Para cada sítio, restauração (REST.) e referência (PNI), foram considerados e comparados quatro tipos de atributos: atributos estruturais (densidade de indivíduos por parcela, diâmetro médio à altura do solo e altura média dos indivíduos na parcela); atributos de diversidade (riqueza de espécies e diversidade); atributos funcionais (proporção de espécies não-pioneiras, proporção de indivíduos de espécies não pioneiras e distribuição de frequência de síndromes de dispersão para espécies e indivíduos); e por fim, o atributo da composição florística.

As variáveis densidade (número de indivíduos por parcela), diâmetro médio à altura do solo (DAS) e altura média da planta (H) foram comparadas entre as duas áreas por meio de teste U - Mann-Whitney, mediante constatação de ausência de normalidade para essas variáveis, aferida por meio do teste de D'Agostino-Pearson

(ZAR, 1999). Para análise adicional da variável altura média da planta, foi construído um diagrama de rol detalhando a distribuição da altura das plantas de ambos os sítios.

Por meio de reamostragem de indivíduos sem reposição (9999 iterações), utilizando o programa EcoSim (GOTELLI; ENTSMINGER, 2004), foram construídas curvas de rarefação com intervalo de confiança de 95% de probabilidade para a riqueza de espécies (S) e índice de diversidade Shannon (H'), permitindo a comparação desses atributos entre os dois sítios (MAGURRAN, 2004).

Testes binomiais foram utilizados para comparar os sítios quanto à proporção de espécies e indivíduos de espécies não-pioneiras (ZAR, 1999). As distribuições de frequência de síndromes de dispersão para espécies e indivíduos foram comparadas por meio do teste do Qui- quadrado (ZAR, 1999), com partição da respectiva tabela de contingência para detecção da síndrome de dispersão responsável por eventual diferença (AYRES et al., 2007). Os testes estatísticos foram efetuados com auxílio do programa BioEstat (AYRES et al., 2007) e adotaram um nível de significância de 5%.

Para a composição florística foi testada uma eventual diferença entre os sítios por meio de procedimento permutacional de multi-respostas - MRPP (MCCUNE; GRACE, 2002). Nessa análise o valor de A indica a heterogeneidade florística entre as unidades amostrais dentro de cada grupo (sítio), quanto menor o valor, maior a heterogeneidade, sendo A máximo = 1. O estatístico T indica a dissimilaridade florística entre os grupos, quanto mais negativo, maior essa dissimilaridade. A significância estatística do valor de T foi avaliada por meio de permutação (9999 iterações e nível de significância de 5%). Também se avaliou as espécies indicadoras para cada sítio, empregando o método de valor indicador - INDVAL (DUFRÊNE; LEGENDRE, 1997). A técnica forneceu um valor indicador para cada espécie em cada local e, em seguida, um processo de randomização com 9999 iterações foi empregado para avaliar a significância estatística desse valor ao nível de 5%.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram amostrados 831 indivíduos (27.700 ind.ha⁻¹) arbustivos ou arbóreos no sítio de referência (PNI), pertencentes a 48 espécies distribuídas em 23 famílias (Tabela 1). No sítio em restauração (REST.), foram amostrados 589 indivíduos (19.633 ind.ha⁻¹) também arbustivos ou arbóreos, pertencentes a 43 espécies distribuídas em 19 famílias (Tabela 1).

Tabela 1. Lista das espécies arbustivas e/ou arbóreas encontradas nos sítios em restauração (REST.) e de referência (PNI) – Matelândia, PR. Hábito: arb – arbusto, arv – árvore; N° - número de indivíduos (REST. e PNI); SD (síndrome de dispersão): AUT – autocórica, ANE – anemocórica, ZOO – zoocórica, NC – não caracterizada; CS (categoria sucessional): P – pioneira, NP – não-pioneira.

FAMÍLIA/espécie	Hábito	Nº REST.	Nº PNI	SD	CS
ACANTHACEAE					
<i>Ruellia angustiflora</i> (Ness) Lindau ex Rambo	arb	-	41	AUT	NP
ANACARDIACEAE					
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	arv	2	-	ANE	NP
ANNONACEAE					
<i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H.Rainer	arb, arv	5	-	ZOO	P
APOCYNACEAE					
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.	arv	-	49	ANE	NP
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A.DC.	arb, arv	35	-	ZOO	P
ARECACEAE					
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	arv	-	25	ZOO	NP
BORAGINACEAE					
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	arv	2	-	ZOO	NP
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. ex Steud.	arv	3	-	ANE	NP
EUPHORBIACEAE					
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	arb, arv	-	12	AUT	P
FABACEAE					
<i>Bauhinia forficata</i> Link	arv	2	-	AUT	P
<i>Calliandra foliolosa</i> Benth.	arb, arv	22	9	AUT	P
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	arb	5	-	ZOO	NP
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	arv	-	1	ZOO	P
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	arv	5	10	ZOO	NP
<i>Inga marginata</i> Willd.	arv	11	81	ZOO	NP
<i>Inga vera</i> Willd.	arv	1	-	ZOO	P
<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G. Azevedo & H.C.Lima	arv	3	11	ANE	P
<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	arv	12	4	ANE	NP
<i>Muellera campestris</i> (Mart. ex Benth.) M.J. Silva & A.M.G. Azevedo	arv	-	2	ANE	NP
<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	arv	1	3	ANE	NP
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	arv	236	3	AUT	NP
<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	arv	1	-	ANE	NP

FAMÍLIA/espécie	Hábito	Nº REST.	Nº PNI	SD	CS
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	arb, arv	-	1	AUT	P
LAURACEAE					
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	arv	2	33	ZOO	NP
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	arv	24	-	ZOO	NP
<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo-Gil	arv	-	2	ZOO	NP
LOGANIACEAE					
<i>Strychnos brasiliensis</i> Mart.	arb	6	-	ZOO	NP
MALVACEAE					
<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl.	arv	3	-	ANE	P
<i>Heliocharis popayanensis</i> Kunth	arv	-	3	ANE	P
<i>Pavonia sepium</i> A.St.-Hil.	arb, arv	1	-	AUT	NP
MELASTOMACEAE					
<i>Miconia discolor</i> DC.	arv	-	11	ZOO	NP
MELIACEAE					
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	arv	1	-	ZOO	NP
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	arv	1	2	ANE	NP
<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.	arv	18	25	ZOO	NP
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	arv	-	1	ZOO	NP
<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	arv	-	16	ZOO	NP
<i>Trichilia clauseni</i> C.DC.	arv	-	5	ZOO	NP
<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	arb, arv	8	67	ZOO	NP
<i>Trichilia pallens</i> C.DC.	arv	3	-	ZOO	NP
MORACEAE					
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	arb, arv	5	181	ZOO	NP
MYRTACEAE					
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	arv	-	9	ZOO	NP
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	arv	1	-	ZOO	NP
<i>Eugenia burkartiana</i> (D.Legrand) D.Legrand	arv	-	15	ZOO	NP
<i>Eugenia florida</i> DC.	arv	1	-	ZOO	NP
<i>Eugenia subterminalis</i> DC.	arv	-	1	ZOO	NP
<i>Eugenia uniflora</i> L.	arv	1	-	ZOO	NP
<i>Plinia rivularis</i> (Cambess.) Rotman	arv	-	3	ZOO	NP
NYCTAGINACEAE					
<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	arb, arv	-	1	ANE	NP
PHYTOLACCACEAE					
<i>Seguiera aculeata</i> Jacq.	arv	-	5	ANE	P
POLYGALACEAE					
<i>Acanthocladus brasiliensis</i> (Klotzsch ex A.St.-Hil. & Moq.) Hassk.	arb	-	1	NC	NP
POLYGONACEAE					
<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	arv	4	1	ANE	NP
PRIMULACEAE					
<i>Myrsine loefgrenii</i> (Mez) Imkhan.	arv	-	2	ZOO	NP
PROTEACEAE					
<i>Roupala montana</i> Aubl.	arb, arv	-	1	ANE	NP
RUBIACEAE					
<i>Ixora gardneriana</i> Benth.	arb	1	5	ANE	NP
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	arb, arv	15	6	ZOO	NP
<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schltl.	arb	-	68	ZOO	NP
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	arv	-	5	ZOO	NP
RUTACEAE					
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	arv	-	31	ANE	NP
<i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lem.	arv	4	29	AUT	NP

FAMÍLIA/espécie	Hábito	Nº REST.	Nº PNI	SD	CS
<i>Zanthoxylum petiolare</i> A.St.-Hil. & Tul.	arv	1	-	ZOO	NP
SALICACEAE					
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	arv	1	-	ZOO	NP
SAPINDACEAE					
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	arb, arv	3	2	ZOO	P
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	arv	-	2	ZOO	NP
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	arv	1	7	ANE	P
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	arb, arv	-	2	ZOO	NP
SAPOTACEAE					
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	arv	-	9	ZOO	NP
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	arv	1	-	ZOO	NP
<i>Pouteria gardneri</i> (Mart. & Miq.) Baehni	arv	1	-	ZOO	NP
SOLANACEAE					
<i>Brugmansia suaveolens</i> (Willd.) Bercht. & J.Presl	arb	-	1	ZOO	P
<i>Cestrum strigilatum</i> Ruiz & Pav.	arb, arv	2	-	ZOO	P
URTICACEAE					
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	arv	1	-	ZOO	P
VIOLACEAE					
<i>Pombalia bigibbosa</i> (A.St.-Hil.) Paula-Souza	arb	133	27	AUT	P
TOTAL		589	831		

Avaliar os resultados obtidos e compará-los com outros estudos se torna difícil, diante das diferenças metodológicas aplicadas, principalmente quanto aos critérios de amostragem. Isso dificulta a comparação, sobretudo da diversidade e riqueza, bem como outras comparações de atributos estruturais e funcionais. Além disso, estudos que enfocam aspectos da estrutura e composição do estrato regenerante florestal sob domínio de Mata Atlântica são muito escassos (ALVES; METZGER, 2006).

5.1 ATRIBUTOS DE ESTRUTURA

Em estudo realizado no Vale do Paranapanema em São Paulo, que avaliou o estrato regenerante de mata ciliar secundária, foi encontrada densidade de 18.100 ind.ha⁻¹ (MELO; DURIGAN, 2007), valor próximo da densidade encontrada no sítio em restauração. Em outro trabalho, com semelhança na análise dos estratos regenerantes em ecossistemas de referência e em restauração, porém em mata ciliar sob domínio de Cerrado no município de Assis, SP, Daronco, Melo e Durigan (2013), encontraram densidades de 12.494 ind.ha⁻¹ no sub-bosque em restauração e 39.950

ind.ha⁻¹ no sub-bosque de mata nativa. Valores bem diferentes dos encontrados nos sítios do presente estudo: enquanto a densidade da regeneração na mata ciliar nativa foi bem superior ao valor encontrado no sítio de referência (PNI), a densidade na mata ciliar em recuperação foi inferior ao encontrado no sítio em restauração (REST). Ferreira et al. (2010), em estudo realizado para analisar a regeneração em área à jusante de uma hidrelétrica em Minas Gerais, encontraram densidades na área restaurada de 14.577 ind.ha⁻¹ e em fragmento nativo de Floresta Estacional Semidecidual, 28.900 ind.ha⁻¹, valor este, muito próximo ao encontrado no sítio de referência (PNI). Layser et al. (2012) encontraram no estrato regenerante, densidade de 8.245 ind.ha⁻¹ em fragmento de Floresta Estacional Decidual no vale do rio Uruguai, RS, valor bem abaixo do encontrado na área de referência (PNI).

As variáveis número de indivíduos por parcela, diâmetro médio à altura do solo e altura média da planta em cada sítio foram testadas separadamente quanto à normalidade pelo teste de D'Agostino-Pearson (ZAR, 1999). O teste mostrou que no sítio de referência os valores das três variáveis apresentam-se normalmente distribuídos. Porém, no sítio em restauração o teste mostrou que não existe normalidade na distribuição dos valores para as três variáveis (Tabela 2).

Tabela 2. Resultados dos testes de normalidade de D'Agostino-Pearson para as variáveis dos atributos estruturais: número de indivíduos por parcela (Nº ind.), diâmetro médio à altura do solo (DAS) e altura média da planta (H), nos sítios de referência (PNI) e em restauração (REST.).

Áreas		Nº ind.	DAS	H
PNI	Amostra	30	30	30
	G.L.	2	2	2
	p valor	0,4469	0,2093	0,5568
REST.	Amostra	30	30	30
	G.L.	2	2	2
	p valor	0,0333	0,0219	0,0245

Desta forma a comparação entre os sítios foi realizada por meio da análise das medianas dos atributos (Tabela 3). O número de indivíduos por parcela no PNI foi superior ao número de indivíduos por parcela no sítio em restauração (U = 265,50; G.L. = 2; p = 0,0032), apresentando diferença estatisticamente significativa. Porém, para a variável altura da planta, a mediana foi maior na área em restauração,

contrariando a hipótese inicial ($U = 299,00$; G.L. = 2; $p = 0,0128$). Relativamente ao diâmetro médio à altura do solo (DAS), o teste mostrou que não há diferença estatisticamente significativa entre os sítios ($U = 398,50$; G.L. = 2; $p = 0,2232$).

Tabela 3. Média e mediana das variáveis número de indivíduos por parcela (Nº ind.), diâmetro médio à altura do solo (DAS) e altura média da planta (H), dos sítios de referência (PNI) e em restauração (REST.).

Atributos	PNI		REST.	
	média	mediana	média	mediana
Nº ind.	27,7	28	19,6	19
DAS	1,25 cm	1,27	1,3 cm	1,33
H	1,42 m	1,44	1,61 m	1,64

O menor número de indivíduos por parcela no sítio em restauração pode ser atribuído a alguns fatores restritivos de natureza estrutural, funcional e antrópica. O efeito de borda favorece o desenvolvimento de espécies generalistas que tendem a excluir por competição outras espécies mais exigentes (METZGER, 1999), mesmo com parcelas no interior do fragmento. É o caso de espécies como *Parapiptadenia rigida* e *Pombalia bigibbosa*, que apresentaram alta densidade populacional. O histórico de perturbação (área de pastagem) e as condições edáficas do fragmento podem tornar o solo mais compactado e com diminuição de alguns nutrientes, dificultando o surgimento, o crescimento e o estabelecimento de espécies mais exigentes. A menor ação de agentes dispersores da fauna, devido à escassez de atrativos em comparação ao sítio de referência e as ações antrópicas nas adjacências do fragmento, como uso de agroquímicos e atividades pastoris, também podem contribuir para restringir a densidade. De toda forma, a densidade populacional arbustiva e/ou arbórea amostrada no estrato regenerante do sítio em restauração, representou 71% da densidade populacional arbustiva e/ou arbórea de regenerantes do sítio de referência.

Quanto à variável altura da planta, a diferença estatisticamente significativa pode ser atribuída ao conjunto dos indivíduos da área em restauração, que apresentaram maiores alturas do que os indivíduos da área de referência. O diagrama de rol mostra que a altura dos indivíduos é consistentemente maior no sítio em

restauração a partir aproximadamente da centésima posição no rol de altura (Figura 7).

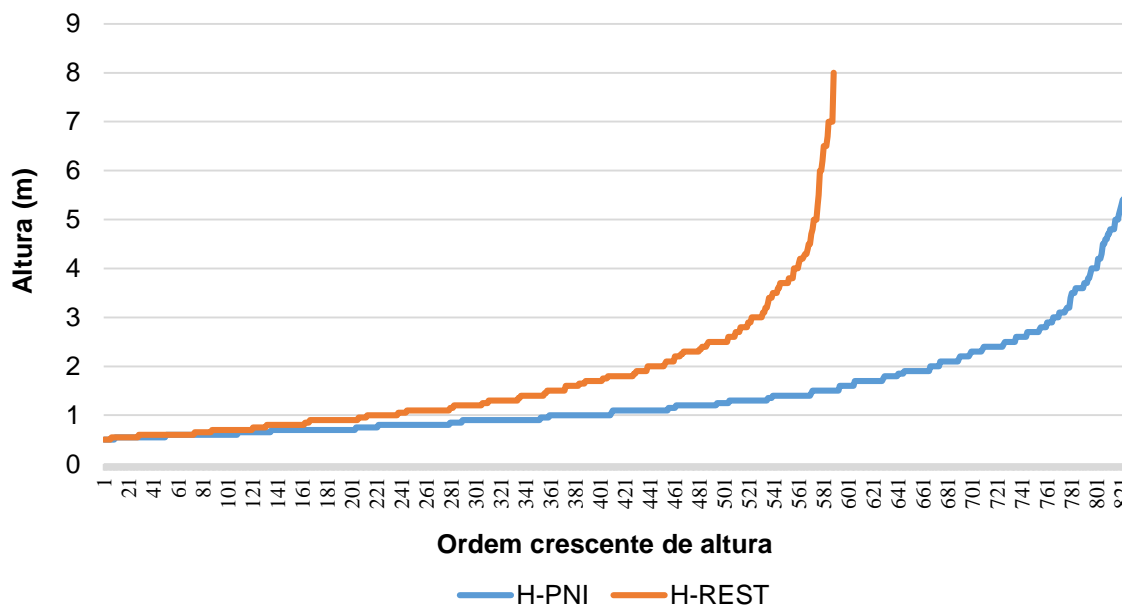


Figura 7. Diagrama de rol da altura dos indivíduos nos sítios de referência (PNI) e em restauração (REST.).

A maior altura das plantas na área em restauração, provavelmente se deve à diferença no comportamento de crescimento em altura das plantas em florestas primárias e secundárias.

Nas florestas primárias a interceptação de luz pelas copas das árvores do dossel é maior e as plantas da regeneração recebem menos luz, em geral são plantas de espécies não-pioneiras e podem permanecer com crescimento em altura lento ou até mesmo estagnado por longos períodos de tempo até o surgimento de uma clareira (PUIG, 2008). Ainda segundo Puig (2008), nas florestas secundárias a interceptação de luz é menor e as plantas da regeneração recebem mais luz, em geral são plantas de espécies pioneiras e apresentam taxa de crescimento contínuo na fase jovem, desta forma apresentam alturas maiores. Essa interpretação é corroborada pelos resultados da comparação da proporção de indivíduos de espécies não-pioneiras entre as áreas, que será discutido mais adiante.

O tamanho e o formato do fragmento em restauração o torna mais vulnerável às perturbações, sobretudo associadas ao efeito de borda (VIANA; PINHEIRO, 1998). A chegada e o estabelecimento de espécies heliófitas no sítio em restauração pode

ser favorecido pela entrada de maior luminosidade no fragmento pelas bordas. Segundo Alves e Metzger (2006), as formações florestais secundárias geralmente apresentam menor densidade de árvores de maior porte e redução significativa na cobertura do dossel. Isso pode possibilitar maior entrada de luz e o crescimento mais rápido das plantas da regeneração que, em geral, pertencem a espécies pioneiras. As espécies pioneiras se caracterizam pela maior taxa de crescimento relativo (PUIG, 2008).

O crescimento mais lento das plantas, assim como tolerância à sombra, são atributos esperados para a maioria das espécies em florestas maduras, em geral, não-pioneiras, e não em estádios iniciais de sucessão, caso das áreas em restauração (SUGANUMA et al., 2013). Isso corrobora com os resultados evidenciados no presente estudo, plantas regenerantes com alturas maiores na área em restauração do que na área de referência.

5.2 ATRIBUTOS DE DIVERSIDADE

Foram encontradas 48 espécies regenerantes no PNI e 43 espécies na área em restauração. Apesar de terem sido registradas mais espécies na área de referência, quando a comparação é realizada com a riqueza rarefeita para 589 indivíduos (Figura 8), o que permite inferências sobre a riqueza das áreas (MAGURRAN, 2004), não há diferença estatisticamente significativa entre os sítios, $S_{(589)}$ 43 espécies no sítio em restauração e $S_{(589)}$ 44 no sítio de referência. Observa-se uma ampla sobreposição dos intervalos de confiança das curvas de rarefação, contrariando a hipótese inicial de que a riqueza seria maior na área de referência (Figura 8).

Em um estudo realizado comparando áreas de referência e em restauração, o valor para a riqueza rarefeita com 750 indivíduos mostrou que a riqueza foi maior na área de referência (58 espécies) do que na área em restauração (46 espécies), (DARONCO; MELO; DURIGAN, 2013). Em outro estudo com regenerantes (espécies de sub-bosque e banco de plântulas) na comparação de floresta secundária em estágio avançado e de floresta secundária em estágio médio de sucessão, na Floresta Estacional Subtropical, Santa Maria, RS, Scoti (2012) encontrou maior riqueza na

floresta em estágio avançado de sucessão, 26 espécies no sub-bosque e 38 no banco de plântulas, enquanto que na floresta em estágio médio, a riqueza foi de 22 espécies no sub-bosque e 30 para o banco de plântulas.

Aide et al. (2000) em estudos com florestas secundárias em Porto Rico, encontraram semelhança de riqueza de espécies entre florestas maduras e florestas secundárias de cerca de 40 anos. Entretanto, a avaliação em Porto Rico foi com vegetação lenhosa adulta e no presente trabalho, com vegetação arbustiva/arbórea regenerante. De toda forma, é possível verificar uma diferença temporal para a avaliação desta variável, enquanto que em Porto Rico foram necessários 40 anos para atingir a semelhança de riqueza de espécies, no estudo comparativo em questão, a semelhança foi observada aos 25 anos. Outros estudos apontam que a semelhança de riqueza de espécies é atingida entre 50 a 80 anos após perturbação, quando comparado a florestas mais maduras (LIEBSCH; MARQUES; GOLDENBERG, 2008).

O índice de diversidade de Shannon (H') assumiu um valor de 2,97 no sítio de referência e 2,22 no sítio em restauração (Figura 8). Não houve sobreposição de intervalos de confiança para o valor de H' rarefeito para o nível de abundância da menor amostra (Figura 8). A hipótese inicial de que haveria maior diversidade de espécies no PNI do que na área em restauração foi, portanto, confirmada.

O valor de 2,22 para o índice de diversidade no presente estudo para o sítio em restauração está abaixo do obtido por outros trabalhos: 3,1 em estudo realizado com estrato regenerante em fragmento de vegetação secundária em Floresta Estacional Semidecidual (SALES; SCHIAVINI, 2007); 2,96 em regeneração natural de povoamento, área de hidrelétrica, MG, (FERREIRA et al., 2010); 2,45 em trabalho realizado no estrato regenerante de mata ciliar (MELO; DURIGAN, 2007).

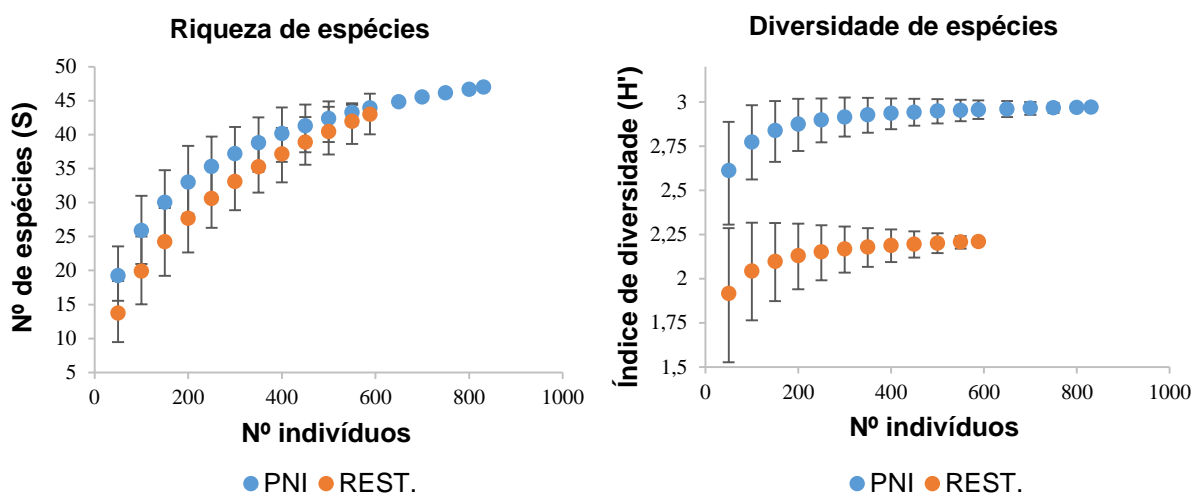


Figura 8. Curvas de rarefação e respectivos intervalos de confiança a 95% de probabilidade para riqueza de espécies (S) e índice de diversidade de Shannon (H') nos sítios de referência (PNI) e em restauração (REST.).

Alguns fatores podem estar relacionados com a menor diversidade no sítio em restauração e servir de filtro para o estabelecimento e a dinâmica da vegetação regenerante. Por se tratar de um fragmento pequeno, existe uma influência grande nas condições microclimáticas por conta do efeito de borda, como o aumento de luminosidade e temperatura, diminuição da umidade no solo, maior interferência dos ventos, entre outros (RODRIGUES, 1998; BARROS, 2006). As condições edáficas encontradas no fragmento, o histórico de uso do solo (área de pastagem), menos conectividade física e estrutural com outros fragmentos, a qualidade das inter-relações flora-fauna e a idade relativamente menor do fragmento em restauração (DARONCO; MELO; DURIGAN, 2013), podem influenciar em menor diversidade de espécies neste ecossistema quando comparado ao ecossistema de referência.

A presença antrópica e suas atividades no entorno dos fragmentos florestais, pode restringir a chegada de espécies mais exigentes e com isso resultar em menor diversidade. (RIBEIRO et al., 2009). Nota-se que as áreas no entorno do fragmento em restauração, são utilizadas como pastagens para criação de gado de corte e atividades agrícolas, com uso intenso de agroquímicos.

Ainda assim, a diversidade do sítio em restauração representa 75% da diversidade do sítio de referência, proporção relativamente elevada, considerando que o fragmento de floresta secundária tem apenas 25 anos. Segundo Puig (2008), a

diversidade de espécies arbóreas de uma área restaurada é um atributo que pode demorar mais de 100 anos para se assemelhar à floresta madura.

Por outro lado, espécies oportunistas podem estar sendo favorecidas nessas condições com maior crescimento populacional, impactando a equabilidade da comunidade vegetal, fenômeno evidenciado pelo H' em função de sensibilidade desse índice às diferenças existentes entre comunidades no tocante à distribuição de abundância entre espécies (MAGURRAN, 2004).

Conforme sugerido por Cielo-Filho e Souza (2016) em estudo realizado em São Paulo, outros fatores podem ser pontuados para explicar a menor diversidade na área em restauração em relação à área de referência, como a distinção em relação à intensidade e qualidade da chuva de sementes e distinção em relação aos contextos de paisagem: a cobertura florestal circundante à área em restauração é menos extensa, mais fragmentada e em estado de conservação inferior à cobertura florestal em torno da área de referência.

Porém, conforme aumenta a idade das florestas, a estratificação vertical torna-se mais evidente, aumentando a complexidade estrutural e a heterogeneidade florística da comunidade (LIEBSCH; MARQUES; GOLDENBERG, 2008) e consequentemente implica no aumento da diversidade de espécies (PUIG, 2008).

5.3 ATRIBUTOS FUNCIONAIS

Conforme a hipótese sugerida inicialmente, a vegetação regenerante no ecossistema de referência apresentou maior proporção de indivíduos de espécies zoocóricas, em comparação com o ecossistema em restauração (Figura 9): 71% dos indivíduos amostrados no PNI tem dispersão zoocórica. Por outro lado, no sítio em restauração, apenas 26% dos indivíduos amostrados tem dispersão zoocórica e 68% pertencem a espécies autocóricas (Tabela 4). Essa diferença entre as distribuições de frequência de síndromes de dispersão para indivíduos entre as duas áreas foi estatisticamente significativa (Qui-quadrado = 415,1064; G.L. = 2; $p < 0,001$). E a partição da tabela de contingência demonstrou que a significância dessa diferença teve origem predominantemente na discrepância entre valores observados para a síndrome de dispersão autocórica, a qual se destacou no sítio em restauração (Qui-

quadrado = 414,8457; G.L. = 1; $p < 0,0001$). O principal motivo para essa discrepância foi a presença das espécies autocóricas *Parapiptadenia rigida* e *Pombalia bigibbosa*, que totalizaram 62,7% dos indivíduos amostrados no sítio em restauração.

Já na comparação entre as distribuições de frequência de síndromes de dispersão para espécies, a hipótese inicial não se confirmou: 57% das espécies no sítio de referência são zoocóricas enquanto que no sítio em restauração a proporção é de 59% (Tabela 4; Figura 9). Os resultados obtidos através do teste Qui-quadrado geral, mostram que não houve diferença estatisticamente significativa entre as distribuições de frequência de síndromes de dispersão para espécies das duas áreas, (Qui-quadrado = 0,0369; G.L. = 2; $p = 0,9817$). Observa-se que a ocorrência de zoocoria entre as espécies é maior do que outras síndromes de dispersão, em ambos os sítios de estudo, e as distribuições de frequência de síndromes de dispersão para espécies foram qualitativamente semelhantes às encontradas em outros trabalhos: Por exemplo, Kinoshita et al. (2006), em fragmento de floresta secundária, Campinas, SP, encontraram 63% de espécies zoocóricas; Ferreira et al. (2010) em avaliação da regeneração natural em área em restauração, sob domínio de Floresta Estacional Semidecidual, também encontraram a predominância de espécies zoocóricas (62,5%); e Leyser et al. (2012) em estudo na região vale Alto Uruguai, encontraram 72% de espécies zoocóricas no estrato regenerante de Floresta Estacional Semidecidual.

Tabela 4. Percentuais de síndromes de dispersão das espécies e indivíduos nos sítios de referência (PNI) e em restauração passiva (REST.).

Área	Zoocoria		Anemocoria		Autocoria	
	% indivíduos	% espécies	% indivíduos	% espécies	% indivíduos	% espécies
PNI	71	57	14	28	15	15
REST.	26	59	6	27	68	14

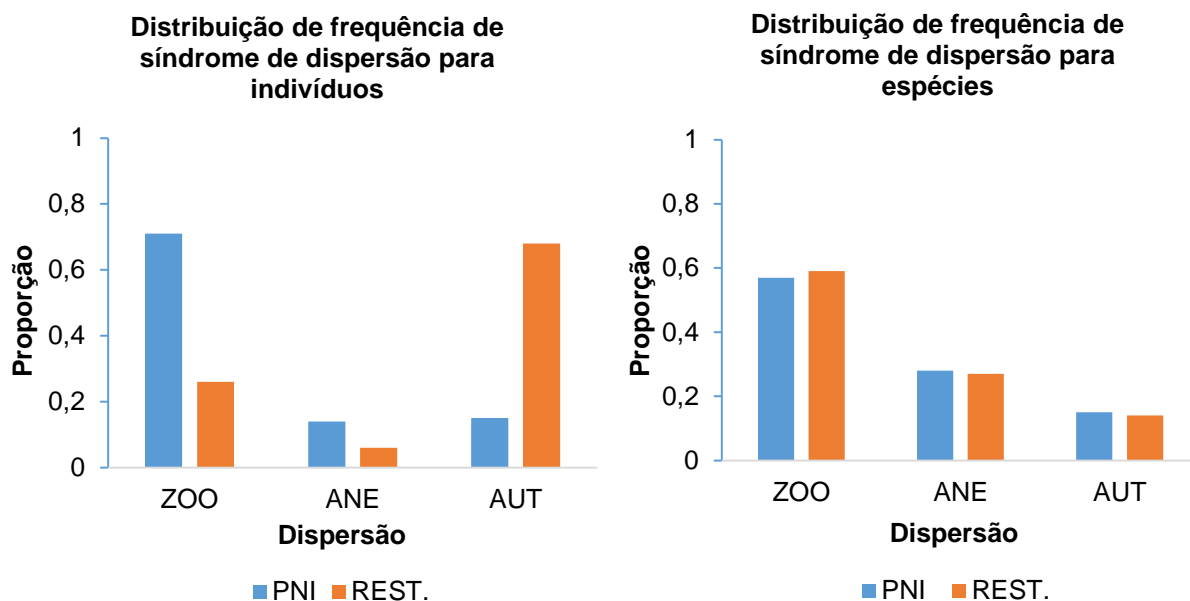


Figura 9. Distribuições de frequência de síndromes de dispersão para espécies e para indivíduos nos sítios de referência (PNI) e em restauração (REST.).

A zoocoria é um mecanismo de dispersão comumente predominante em Floresta Estacional Semidecidual em estágio sucessional avançado (CORRÊA et al., 2014). Carmo e Morellato (2001), afirmaram que em florestas semidecíduas a proporção de espécies zoocóricas é próxima de 60%. Alguns autores têm observado que as espécies zoocóricas predominam nos estratos inferiores (MORELLATO; LEITÃO FILHO, 1991), principalmente em florestas tropicais semidecíduais.

Liebsch, Marques e Goldenberg (2008), previram que uma floresta secundária precisa de cerca de 65 anos para atingir uma proporção de 80% de espécies zoocóricas, proporção superior às encontradas nas áreas do presente estudo. Todavia, seus trabalhos foram em Floresta Ombrófila Densa e a vegetação encontrada no presente estudo é de Floresta Estacional Semidecidual, a qual apresenta queda em torno de 20% a 50% de suas folhas no inverno. Com isso pode haver favorecimento de outras formas de dispersão, principalmente anemocórica (YAMAMOTO; KINOSHITA; MARTINS, 2007).

A predominância da síndrome de dispersão zoocórica entre as espécies de formações florestais, seguidas das espécies anemocóricas e por último as espécies autocóricas, tem sido demonstrado em trabalhos anteriores (MELO; DURIGAN, 2007; DARONCO; MELO; DURIGAN, 2013; LIEBSCH; MARQUES; GOLDENBERG, 2008;

KINOSHITA et al., 2006), e essa escala hierárquica se observa tanto na área em restauração quanto na área de referência.

Apesar da proporção de espécies zoocóricas ter sido maior do que das demais síndromes de dispersão, a proporção de indivíduos de espécies zoocóricas no sítio em restauração foi baixa, apresentando maior proporção de indivíduos de espécies autocóricas e isso pode indicar a presença de alguns filtros restritivos e/ou menor ação de agentes dispersores da fauna. A presença de algum filtro relacionado às condições edáficas e o histórico uso do solo (compactação, menor oferta de nutrientes) podem impedir que sementes de espécies mais exigentes consigam germinar, inibindo o estabelecimento de indivíduos dessas espécies neste ambiente (AIDE et al., 2000). O sítio em restauração é um fragmento que se apresenta relativamente menos conectado e mais distante de outros fragmentos e/ou remanescentes, sofre mais com os efeitos de borda e isso pode dificultar a circulação de algumas espécies de animais mais exigentes e conseqüentemente a dispersão de sementes. Mas, sobretudo a baixa proporção de indivíduos de espécies zoocóricas no sítio em restauração, se deu devido à presença abundante das espécies autocóricas *Parapiptadenia rigida* e *Pombalia bigibbosa*, que somaram 62,7% dos indivíduos amostrados.

Quanto à categoria sucessional, o ecossistema de referência apresentou maior proporção de indivíduos de espécies não-pioneiras (Figura 10): 92% dos indivíduos amostrados no sítio de referência pertencem a espécies não-pioneiras, enquanto que na área em restauração, são 68% pertencentes a essa categoria sucessional (Tabela 5). A análise estatística indicou que essa diferença é estatisticamente significativa ($Z = 11,3773$; $p < 0,0001$). Na comparação da proporção de espécies não-pioneiras, o sítio de referência apresentou proporção ligeiramente maior 79% e o sítio em restauração 74% (Tabela 5). No entanto, verificou-se que essa diferença não foi estatisticamente significativa ($Z = 0,5367$; $p = 0,2957$), inclusive a representatividade de espécies não-pioneiras no sítio em restauração em comparação ao sítio de referência é de 94%. Portanto, apenas para a proporção de indivíduos de espécies não-pioneiras foi confirmada a hipótese inicial de que essa classe sucessional seria mais frequente na área de referência.

Em um estudo de comparação entre florestas em restauração passiva em diferentes estádios sucessionais, sob domínio da Mata Atlântica, Liebsch, Marques e Goldenberg (2008), encontraram percentuais para espécies não-pioneiras de 65,8% aos 25 anos, abaixo do verificado no sítio em restauração, e 79,1% aos 120 anos após

perturbação, semelhante ao verificado no PNI. Em outro estudo com estrato regenerante de Floresta Estacional Semidecidual 29 meses após corte raso de espécie exótica na Floresta Estadual de Avaré, SP, foram encontrados 51% de espécies não-pioneiras e 24% de indivíduos de espécies não-pioneiras (CIELO-FILHO; SOUZA, 2016), valores abaixo dos encontrados no estrato regenerante do sítio em restauração, porém se trata de uma vegetação em estágio bem menos avançado de sucessão e sob influência de maior nível de luminosidade, devido ao corte raso da vegetação exótica pré-existente.

Tabela 5. Percentuais de não-pioneiras para espécies e indivíduos nos sítios de referência (PNI) e em restauração (REST.).

Área	Não-pioneiras	
	% indivíduos	% espécies
PNI	92	79
REST.	62	74

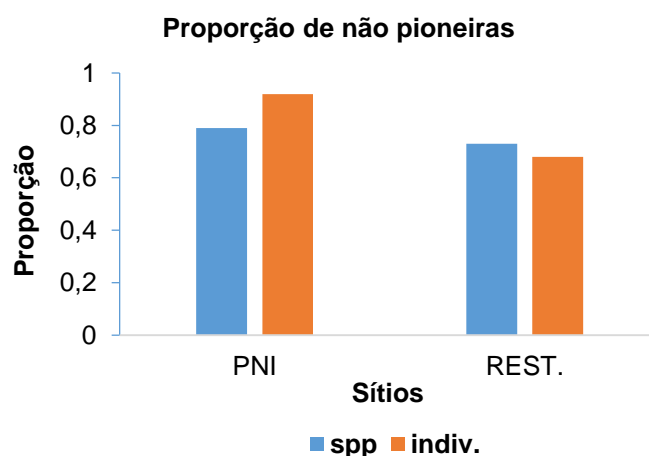


Figura 10. Proporção de indivíduos de espécies não-pioneiras e proporção de espécies não-pioneiras no sítio de referência (PNI) e no sítio em restauração (REST.). De acordo com o teste binomial, a proporção de indivíduos de espécies não-pioneiras foi significativamente mais alta no PNI do que no REST. Porém essa significância não foi observada na comparação das duas áreas para a proporção de espécies não-pioneiras.

O aumento da proporção de espécies não-pioneiras ao longo do avanço da sucessão florestal é notável em alguns trabalhos. Florestas maduras apresentam maior proporção de espécies não-pioneiras do que florestas secundárias (LIEBSCH;

MARQUES; GOLDENBERG, 2008). Ainda segundo Liebsch, Marques e Goldenberg (2008), em estudo realizado na Mata Atlântica, espécies não-pioneiras em florestas jovens representaram em torno de 18%, enquanto que em florestas maduras, até cerca de 85% e maior ainda para a proporção de indivíduos de espécies não-pioneiras, quando até 95% dos indivíduos de uma floresta de 120 anos pertencem a espécies da categoria sucessional não-pioneira. As proporções de espécies e de indivíduos de espécies não-pioneiras do sítio de referência no presente estudo, ficaram próximas ao encontrado por Liebsch, Marques e Goldenberg (2008) em florestas maduras.

As espécies não-pioneiras podem germinar sob a sombra e formar em geral um banco de plântulas que são encontradas sob o dossel, mas podem também ser encontradas em ambientes abertos; já as espécies pioneiras apresentam em geral banco de sementes (MACIEL et al., 2003) e sua germinação e colonização é favorecida pela maior entrada de luz nos períodos de decíduidade, característicos de florestas estacionais semidecíduais (CORRÊA et al., 2014).

O fato de florestas maduras apresentarem dossel mais denso e dificultar a entrada de luz favorece o aparecimento e estabelecimento de espécies menos exigentes à luminosidade, que é o caso das espécies de sub-bosque. Conforme Liebsch, Marques e Goldenberg (2008), ocorre um aumento das espécies do sub-bosque enquanto a floresta envelhece e isso contribui para o aumento da proporção de espécies não-pioneiras.

5.4 COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA

Os indivíduos amostrados em ambos os sítios, totalizaram 72 espécies distribuídas em 28 famílias, sendo que 29 espécies são exclusivas do sítio de referência, 24 exclusivas do sítio em restauração e 19 espécies são comuns a ambas as áreas. O teste MRPP mostrou significativa dissimilaridade florística entre os sítios de referência e em restauração corroborando a hipótese inicial ($A = 0,17$; $T = -33,12$, $p < 10^{-8}$), com heterogeneidade intragrupos, indicada pelo valor de A , relativamente pequena para o padrão geral de dados de comunidades (MCCUNE; GRACE, 2002), o que denota a consistência da dissimilaridade florística. A análise INDVAL, revelou

dezesesseis espécies indicadoras para o sítio de referência e quatro para o sítio em restauração (Tabela 6).

Tabela 6. Espécies indicadoras pelo método INDVAL presentes nos sítios de referência (PNI) e em restauração (REST.). Valores de p de acordo com o teste de Monte Carlo. % PI, percentagem da perfeita indicação.

Espécie (família)	Sítio	% PI	p
<i>Sorocea bonplandii</i> (Moraceae)	PNI	91	0,0001
<i>Trichilia elegans</i> (Meliaceae)	PNI	78	0,0001
<i>Aspidosperma polyneuron</i> (Apocynaceae)	PNI	68	0,0001
<i>Ruellia angustiflora</i> (Acanthaceae)	PNI	63	0,0001
<i>Psychotria leiocarpa</i> (Rubiaceae)	PNI	57	0,0001
<i>Inga marginata</i> (Fabaceae)	PNI	55	0,0003
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Rutaceae)	PNI	53	0,0001
<i>Euterpe edulis</i> (Arecaceae)	PNI	53	0,0001
<i>Nectandra megapotamica</i> (Lauraceae)	PNI	52	0,0001
<i>Sebastiania brasiliensis</i> (Euphorbiaceae)	PNI	50	0,0023
<i>Trichilia catigua</i> (Meliaceae)	PNI	47	0,0001
<i>Eugenia burkartiana</i> (Myrtaceae)	PNI	43	0,0002
<i>Pilocarpus pennatifolius</i> (Rutaceae)	PNI	39	0,0006
<i>Holocalyx balansae</i> (Fabaceae)	PNI	24	0,0012
<i>Campomanesia guaviroba</i> (Myrtaceae)	PNI	23	0,0011
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Sapotaceae)	PNI	20	0,0027
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Fabaceae)	REST.	84	0,0001
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> (Apocynaceae)	REST	63	0,0001
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Lauraceae)	REST.	20	0,0026
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Loganiaceae)	REST.	20	0,0224

Um dos aspectos mais marcantes da dinâmica das florestas tropicais é a regeneração após abandono de áreas agrícolas, pastagens ou desmatamentos, reconstituindo novas florestas (PUIG, 2008). Ainda segundo Puig (2008), embora a densidade, distribuição dos diâmetros e área basais, altura e fitomassa possam se assemelhar a florestas primárias em pouco tempo, o restabelecimento da composição florística inicial é bem mais lento. Frequentemente áreas em estádios iniciais de sucessão apresentam baixa riqueza e são compostas, predominantemente, por espécies generalistas, porém com o passar do tempo, há um aumento na complexidade estrutural e modificações na composição florística (LIEBSCH;

MARQUES; GOLDENBERG, 2008). Pode levar cerca de 300 a 500 anos para o equilíbrio dinâmico florestal ocorrer e a composição florística assemelhar-se à de uma floresta madura (PUIG, 2008).

Os resultados da INDVAL apontaram que 33,3% das espécies amostradas no sítio de referência apresentaram valor indicador significativo, enquanto no sítio em restauração, esse percentual foi de apenas 9,3%. Algumas espécies que não são indicadoras, mas que foram amostradas em ambas as áreas e com densidades acima de 10 indivíduos, apresentaram, em geral, comportamentos semelhantes e tiveram densidades maiores no sítio em restauração. São elas *Calliandra foliolosa*, *Machaerium stipitatum*, *Psychotria carthagenensis* e *Pombalia bigibbosa*. Isso sugere que essas espécies, embora não tenham apresentado valores indicadores significativos, também lidem melhor com as condições ecológicas predominantes na área em restauração. Juntamente com as espécies indicadoras, podem ser consideradas, em maior ou menor grau, como especialistas para as condições ecológicas daquela área. Assim, verifica-se que 18,6% das espécies encontradas no sítio em restauração, tendem ao comportamento ecológico especialista. Por outro lado, o número de espécies com tendência ao comportamento especialista para as condições ecológicas do sítio de referência é de 33,3%. Ou seja, nesse sítio, o número de espécies é duas vezes mais e a proporção de espécies com comportamento ecológico especialista é quase o dobro do verificado no sítio em restauração, corroborando as informações disponíveis na literatura sobre mudanças na composição florística ao longo do processo sucessional (PUIG, 2008).

Esses resultados também denotam a importância da manutenção de florestas primárias na paisagem para o sucesso da restauração passiva na região, por oferecerem condições de habitat apropriadas para um conjunto maior de espécies com exigências ecológicas mais restritas. Adicionalmente, espécies especialistas de estádios sucessionais iniciais podem encontrar condições apropriadas de habitat em clareiras que se formam naturalmente em áreas com cobertura florestal primária (PUIG, 2008), mas as condições de habitat exigidas por espécies especialistas de estádios sucessionais avançados não são encontradas em áreas com cobertura florestal secundária em estádios sucessionais iniciais.

O comportamento sucessional das espécies arbóreas tropicais foi classificado por Chazdon et al. (2011), como especialistas sucessionais, especialistas de florestas primárias e generalistas. Pelo raciocínio acima exposto, apenas as áreas com

cobertura florestal primária, sujeitas a uma dinâmica natural de clareiras, podem garantir a conservação de espécies pertencentes às três classes sucessionais, sendo ainda as únicas fontes de propágulos de espécies especialistas de florestas primárias e, portanto, imprescindíveis para que, ao final da trajetória sucessional, a restauração passiva seja exitosa na restauração da composição florística original de espécies resultando em uma floresta madura.

Conforme enfatizado por Chazdon (2012), a restauração passiva de florestas tropicais será mais bem-sucedida em paisagens que preservam remanescentes de florestas primárias e grandes remanescentes florestais. As florestas primárias na região da área de estudo, assim como em outras regiões, são encontradas principalmente em uma Unidade de Conservação, no caso, o Parque Nacional do Iguaçu.

Conservar as reservas naturais e as florestas sob os pontos de vista econômico, ecológico, cultural e social é um desafio ao ser humano, no entanto, é necessário para manter a diversidade biológica em equilíbrio (PUIG, 2008). Os desafios são inúmeros e complexos. Por exemplo, a maioria dos fragmentos de Mata Atlântica são pequenos, 97% do número total de fragmentos são menores que 250 ha e representam quase 42% da área florestal total, a maioria formada de florestas secundárias, isoladas umas das outras e em fase inicial ou média de sucessão. Apenas 0,03% dos remanescentes de Mata Atlântica (77 fragmentos) são maiores que 10.000 ha e ocorrem em regiões íngremes, onde a ocupação humana é difícil (RIBEIRO et al., 2009) e/ou estão protegidos pela legislação sob a forma de Unidades de Conservação.

Desta forma a conservação de fragmentos pequenos não deve ser negligenciada, eles são essenciais para melhorar a conectividade com fragmentos maiores, podendo desempenhar um papel importante na circulação de animais através de paisagens e facilitando a dispersão de sementes (RIBEIRO et al., 2009). As Unidades de Conservação, portanto, são fundamentais para o sucesso da restauração passiva em paisagens fragmentadas.

Dentre as espécies indicadoras, duas são classificadas na categoria sucessional pioneira, *Sebastiania brasiliensis* (PNI) e *Tabernaemontana catharinensis* (REST.) e as demais são não-pioneiras. No entanto, a proporção da categoria sucessional pioneira entre espécies indicadoras no sítio de referência (0,06) é menor do que no sítio em restauração (0,25). A maior proporção da categoria sucessional

não-pioneira entre espécies indicadoras no sítio de referência remete à composição florística de uma floresta que se encontra em equilíbrio dinâmico (PUIG, 2008). Geralmente florestas maduras têm maiores proporções de espécies não-pioneiras (LIEBSCH; MARQUES; GOLDENBERG, 2008).

Apesar da composição florística de florestas secundárias poder demorar até centenas de anos para assemelhar-se às florestas primárias, as florestas tropicais nos estádios sucessionais iniciais prestam importantes serviços ecossistêmicos: acúmulo de biomassa, ciclagem de nutrientes, controle de erosão, proteção de recursos hídricos, manutenção da biodiversidade, promoção de interações ecológicas e sequestro de carbono (CHAZDON, 2012). Além de ser uma estratégia de baixo custo, principalmente em áreas extensas em regiões com pouco investimento financeiro (AIDE et al., 2000), no contexto do bioma Mata Atlântica, a restauração passiva pode aumentar a cobertura vegetal nativa e a conectividade estrutural na paisagem com economia significativa de recursos financeiros (REZENDE et al., 2015).

Além disso, a vegetação resultante de restauração passiva, nos estágios sucessionais iniciais, quando a trajetória sucessional é adequada e em sítios com alta resiliência, pode fornecer informações sobre a composição florística e a proporção de indivíduos das espécies encontradas, e de grupos funcionais para determinado ecossistema a ser restaurado, auxiliando na elaboração de modelos de restauração florestal a serem aplicados em sítios com baixa resiliência (CIELO-FILHO; SOUZA; FRANCO, 2013).

Para a restauração de sítios com resiliência intermediária, uma boa sugestão é fazer uma análise das florestas secundárias de diferentes idades próximas da área a ser restaurada para determinar quais as espécies são indicadoras e definir quais as espécies e suas respectivas densidades para a utilização em plantios de enriquecimento, considerando ainda que o objetivo não é só de resgatar uma representatividade das espécies que existia naquela área a ser restaurada, mas também a diversidade genética dentro das populações dessas espécies (PRATA, 2010).

Dentre as espécies indicadoras no sítio de referência, 10 são exclusivas desta área: *A. polyneuron*, *R. angustiflora*, *P. leiocarpa*, *B. riedelianum*, *E. edulis*, *Sebastiania brasiliensis*, *T. catigua*, *E. burkartiana*, *C. guaviroba* e *C. gonocarpum*. Enquanto que no sítio em restauração, *T. catharinensis*, *O. diospyrifolia* e *Strychnos brasiliensis* são exclusivas e somente *P. rigida* foi amostrada em ambos os sítios,

porém, com maior abundância no sítio em restauração, conforme discutiremos adiante. A partir dessas informações, é possível a escolha de espécies para projetos futuros de restauração por meio de plantio em área total ou em caso de necessidade de enriquecimento, ou mesmo o monitoramento de áreas em restauração passiva, avaliando assim o sucesso ou a necessidade de qualquer intervenção.

Dos indivíduos amostrados em regeneração na área de referência, 50,9% pertencem em ordem decrescente de abundância às famílias Moraceae, Fabaceae e Meliaceae, sendo a espécie mais abundante *Sorocea bonplandii*, correspondendo a 21,9% do total dos indivíduos amostrados, seguida das espécies *Inga marginata* (9,7%), *Psychotria leiocarpa* (8,2%) e *Trichilia elegans* (8,1%). Dentre as 48 espécies encontradas no PNI, nove são representadas por apenas um indivíduo, são elas: *Enterolobium contortisiliquum*, *Brugmansia suaveolens*, *Senegalia polyphylla*, *Ruprechtia laxiflora*, *Guarea macrophylla*, *Eugenia subterminalis*, *Guapira hirsuta*, *Acanthocladus brasiliensis* e *Roupala montana*.

A abundância relativamente alta de *Sorocea bonplandii* pode ter relação com o fato dessa espécie ser típica de sub-bosque de vários tipos florestais no sul do Brasil (JARENKOW; WAECHTER, 2001). Em um estudo realizado em sub-bosque de uma floresta estacional no RS, 41,5% dos indivíduos amostrados pertencem a essa espécie, a mais abundante no estrato regenerante (FRANCO, 2008).

Na área em restauração, 73,3% dos indivíduos pertencem às famílias Fabaceae e Violaceae, sendo as espécies mais abundantes *Parapiptadenia rigida* e *Pombalia bigibbosa*, correspondendo respectivamente a 40,1% e 22,6% do total dos indivíduos amostrados. *Tabernaemontana catharinensis* aparece em seguida, com 5,9% dos indivíduos amostrados. São 16 espécies representadas por apenas um indivíduo nesta área, a saber: *Ixora gardneriana*, *Eugenia uniflora*, *Eugenia florida*, *Cedrela fissilis*, *Casearia gossypiosperma*, *Cabralea canjerana*, *Pterocarpus rohrii*, *Pavonia sepium*, *Zanthoxylum petiolare*, *Cecropia pachystachya*, *Inga vera*, *Chrysophyllum marginatum*, *Pouteria gardneri*, *Campomanesia xanthocarpa*, *Diatenopteryx sorbifolia* e *Myrocarpus frondosus*.

A alta abundância de *Parapiptadenia rigida* em estágios iniciais de sucessão florestal é uma característica de áreas fragmentadas e em restauração, podendo formar povoamentos quase puros (SCHRODER, 2013). Essa espécie tem ocorrência preferencial na Bacia Hidrográfica do Paraná-Uruguaí (MILANESI; LEITE, 2014), sendo exclusiva das matas semidecíduais dessas bacias. Nos três estados sulinos,

nas bacias do Alto Uruguai e Iguaçu é a espécie de mais ampla e expressiva dispersão (LORENZI, 2002a).

Apesar de ser classificada como não-pioneira, alguns autores classificam *P. rigida* como secundária inicial (GRIS, 2012; SCCOTI, 2012), o que indica a sua adaptação em ambientes com maior disponibilidade de luz (SCCOTI, 2012), condição presente em fragmentos com grande influência de efeito de borda e em estádios iniciais de sucessão florestal. É frequente em matas abertas e com menor densidade e principalmente em formações secundárias mais evoluídas (LORENZI, 2002a).

Outra espécie abundante no sítio em restauração é *Pombalia bigibbosa*, que também tem seu desenvolvimento favorecido em ambientes de maior intensidade luminosa, o que explica sua abundância em florestas secundárias e fragmentadas (SCCOTI, 2012). Kinoshita et al. (2006), observou essa espécie em locais onde a vegetação foi atingida por queimadas e sugeriu que pode ser indicadora de áreas perturbadas. Portanto, é provável que a abundância relativamente elevada dessa espécie na área em restauração, esteja relacionada com a maior entrada de luminosidade através do dossel e das bordas do fragmento florestal, bem como, devido ao histórico de perturbação da área.

Muitas espécies presentes no estrato regenerante do sítio de referência são espécies de sub-bosque (*Sorocea bonplandii*, *Inga marginata*, *Ruellia angustiflora*, *Psychotria leiocarpa* e *Trichilia elegans*), as quais representam mais da metade do total de indivíduos amostrados. E outras espécies são características de áreas mais bem preservadas e/ou de florestas primárias (*Aspidosperma polyneuron*, *Balfourodendron riedelianum*, *Euterpe edulis*, *Chrysophyllum gonocarpum*, *Nectandra megapotamica* e *Pilocarpus pennatifolius*). Em estudo de cronossequência em floresta de Mata Atlântica, Liebsch, Marques e Goldenberg (2008), constataram um aumento de espécies de sub-bosque enquanto a floresta envelhece, apontando que essas espécies contribuem para o enriquecimento florestal.

Espécies de alto valor comercial como *A. polyneuron* (peroba-rosa), *B. riedelianum* (pau-marfim) e *E. edulis* (palmito-juçara), estão presentes somente no sítio de referência, sendo inclusive espécies indicadoras desta área. A ausência de indivíduos dessas espécies no sítio em restauração pode ter relação com a menor oferta de propágulos no entorno do fragmento estudado e/ou a presença de algum filtro restritivo que impeça a chegada e o estabelecimento das mesmas. Outro fator que pode ter contribuído para sua ausência no sítio em restauração é a extração e

comercialização dessas espécies durante a expansão das fronteiras agrícolas, que ocorreu de maneira acentuada nesta região, restando-as basicamente em remanescentes de florestas maduras (CARVALHO; NODARI, 2007).

Em inventário fitossociológico da vegetação arbórea no PNI, Souza (2015), destacou as espécies *A. polyneuron*, *B. riedelianum* e *E. edulis* com importância fitossociológica elevada. Em remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual, *A. polyneuron* se destaca também como sendo uma das espécies mais altas da floresta, e no sub-bosque, além de muitos indivíduos jovens dela, ainda se destacam *E. edulis*, *S. bonplandii*, além de alguns gêneros da família Meliaceae (*Trichilia* e *Guarea*) (ACCIOLY, 2013). Essas verificações anteriores corroboram com muitos dos resultados obtidos no estudo em questão.

No caso da *E. edulis* que tem dispersão zoocórica, a sua ausência no sítio em restauração pode se dever à falta de agentes dispersores, que talvez não encontrem atrativos na área em restauração e desta forma não se tem a propagação de sementes dessa espécie. Outro fator de sua ausência se deve a extração pelo ser humano, pela facilidade de ingressar em fragmentos pequenos os palmitais sofrem cortes e são comercializados ilegalmente. *E. edulis* se encontra na lista de espécies ameaçadas de extinção (BRASIL, 2014) e é apontada como uma das mais importantes espécies da Floresta Atlântica, apresentando elevado valor de importância (VI), tanto em áreas em bom estado de conservação como em áreas perturbadas ou secundárias (BORÉM; OLIVEIRA-FILHO, 2002). Essa espécie foi encontrada em fragmentos florestais da região das áreas de estudo (CIELO-FILHO et al., 2016), porém no levantamento florístico com regenerantes no sítio em restauração, não se constatou sua presença, inclusive durante os trabalhos de coleta de dados, não foi observado indivíduos adultos dessa espécie.

Além da *E. edulis*, outras duas espécies se encontram na “Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção” (BRASIL, 2014), *Cedrela fissilis* e *Rudgea jasminoides*. *C. fissilis* teve um indivíduo amostrado na REST. e dois no PNI, enquanto que *Rudgea jasminoides* teve cinco indivíduos amostrados no PNI e nenhum no sítio em restauração. *C. fissilis* é uma espécie característica das florestas semidecíduas sendo encontrada no interior de florestas primárias, contudo pode ser encontrada como espécie pioneira em capoeiras (LORENZI, 2002a). Já *R. jasminoides* segundo Costa (2010), é uma espécie característica de sub-bosque, apresentando-se como perenifólia e esciófita.

5.5 SÍNTESE DAS COMPARAÇÕES ENTRE OS SÍTIOS

Considerando a hipótese inicial onde se previa que todas as variáveis analisadas dos atributos estruturais, de diversidade e funcionais, seriam significativamente superiores na área de referência, além da distinção da composição florística, verificou-se que quatro variáveis foram superiores no sítio de referência e apresentaram diferença estatisticamente significativa: número de indivíduos por parcela, índice de diversidade Shannon (H'), representatividade de indivíduos de espécies zoocóricas e proporção de indivíduos de espécies não-pioneiras; além da distinção da composição florística. A variável altura média da planta (H) também apresentou diferença estatisticamente significativa, porém a média dessa variável foi superior na área em restauração, contrariando a hipótese inicial (Tabela 7). As outras variáveis analisadas, diâmetro médio à altura do solo (DAS), riqueza de espécies (S), proporção de espécies zoocóricas e proporção de espécies não-pioneiras, não apresentaram diferença estatisticamente significativa entre as áreas.

Tabela 7. Variáveis que apresentaram diferença estatisticamente significativa na comparação entre os sítios de referência (PNI) e em restauração (REST.).

Variáveis	PNI	REST.
Número de indivíduos por parcela	27,7	19,6
Altura média da planta (m)	1,42	1,61
Índice de diversidade Shannon (H')	2,97	2,22
Indivíduos de espécies zoocóricas	71%	26%
Indivíduos de espécies não-pioneiras	92%	62%

A comparação das variáveis entre os sítios também pode ser visualizada na Figura 11, onde os valores de todas as variáveis no sítio de referência (PNI) assumiram o valor de 100%, enquanto que os valores das variáveis do sítio em restauração assumiram proporções menores ou maiores que 100%. Desta forma, verifica-se que as proporções das variáveis do sítio em restauração em comparação ao sítio de referência se apresentam da seguinte forma: densidade de indivíduos 71%, diâmetro à altura do solo (DAS) 105%, altura média da planta (H) 114%, riqueza (S)

98%, diversidade de espécies (H') 75%, espécies zoocóricas (spp ZOO) 103%, indivíduos de espécies zoocóricas (ind. spp ZOO) 37%, espécies não-pioneiras (spp NP) 94% e indivíduos de espécies não-pioneiras (ind. spp NP) 67%.

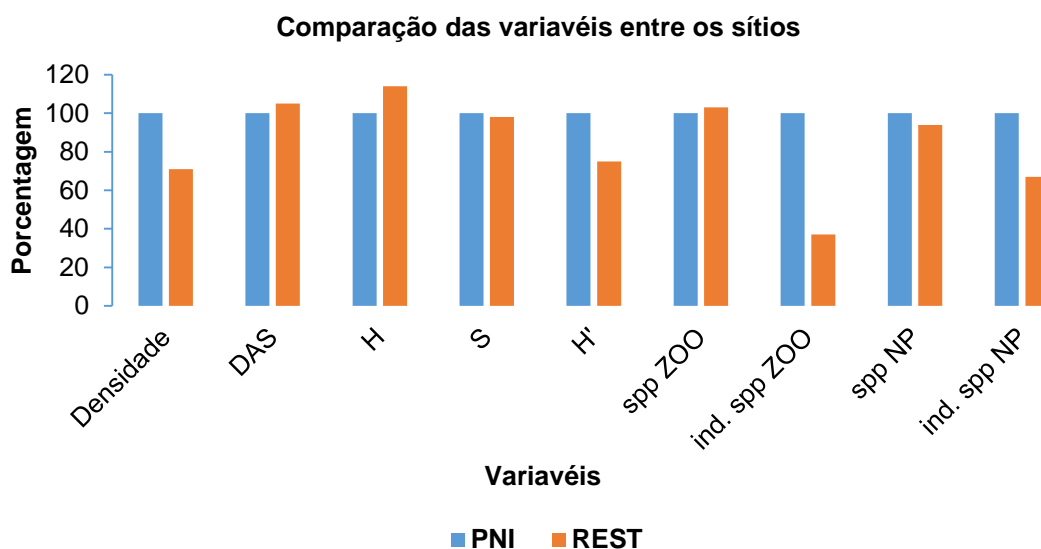


Figura 11. Comparações das proporções das variáveis analisadas entre os sítios de referência (PNI) e em restauração (REST.).

Diante disso, considerando os resultados das comparações dos atributos entre os sítios, onde alguns atributos funcionais e a riqueza de espécies não apresentaram diferença estatisticamente significativa, sugere-se que não há necessidade de qualquer intervenção para acelerar ou modificar a trajetória da restauração passiva, pois a mesma se mostrou exitosa em recuperar tais atributos em apenas 25 anos, tempo relativamente curto quando comparado a outros estudos.

6 CONCLUSÃO

Neste trabalho, comparou-se o estrato regenerante de duas florestas, uma primária, localizado no Parque Nacional do Iguaçu e outra em um fragmento de floresta secundária em processo de restauração passiva com aproximadamente 25 anos, a 5300 m de distância da primeira. Concluiu-se que o processo de restauração passiva na região, mesmo em um período de tempo relativamente curto, pode recuperar alguns aspectos estruturais, funcionais e a riqueza de espécies, os quais se mostraram semelhantes entre os dois sítios, o que garante que serviços ecossistêmicos importantes (e.g. Conservação da biodiversidade e proteção do solo e de recursos hídricos) já estejam sendo prestados pela vegetação resultante desse processo. Porém a diversidade de espécies e a composição florística ainda são bastante distintas, sendo necessário mais tempo para que a floresta secundária possa se assemelhar à floresta primária sob tais aspectos, o que reforça a importância para que o processo sucessional assuma trajetória exitosa na restauração do conjunto dos atributos avaliados.

A implantação de políticas públicas em conjunto com instituições governamentais, ONG's, setor produtivo, setor privado e população em geral é fundamental para planejamentos que visam a conservação e a restauração dos ecossistemas florestais. Medidas inovadoras e rápidas são necessárias, principalmente aquelas que objetivam a conservação dos remanescentes ainda bem preservados, bem como a restauração de outros tantos visando à conectividade entre eles (CAMPANILI; PROCHNOW, 2006).

Entretanto, alguns desafios devem ser vencidos: aos grandes fragmentos de floresta madura deve ser atribuída elevada prioridade de conservação; diminuir a distância entre fragmentos menores formando mosaicos funcionalmente ligados; a matriz circundante dos fragmentos deve ser adequadamente gerida para minimizar os efeitos de borda; e estimular ações de restabelecimento de condições estruturais essenciais, como a restauração de áreas prioritárias (RIBEIRO et al., 2009).

Na área do bioma Mata Atlântica restaram poucos remanescentes florestais bem preservados e áreas grandes da paisagem estão bastante fragmentadas, com fragmentos pequenos e isolados, o que torna a conservação da biodiversidade um desafio. A restauração passiva é uma opção interessante no contexto da restauração

da Mata Atlântica, principalmente em escala de paisagem, o que reduz drasticamente os custos com mudas, plantio e manutenção (REZENDE et al., 2015).

Alguns fatores são necessários para que as florestas secundárias se assemelhem às florestas primárias ou maduras. Quanto mais preservadas e maiores forem as Unidades de Conservação da região e mais fragmentos estiverem conectados estruturalmente, mais eficaz será a restauração passiva (CHAZDON, 2012).

Por conta disso é necessário manter e conservar os remanescentes de florestas primárias ou maduras, sobretudo as Unidades de Conservação, as quais possuem pool de espécies generalistas e especialistas, sendo as especialistas muito importantes para a restauração de áreas degradadas ou que estão em restauração passiva. As Unidades de Conservação, servem como fontes de propágulos às áreas que estão em estágios iniciais de sucessão, permitindo que a restauração passiva possa restaurar a composição florística e resultar em uma floresta madura com o passar do tempo.

7 REFERÊNCIAS

ACCIOLY, P. **Mapeamento dos Remanescentes Vegetais Arbóreos do Estado do Paraná e Elaboração de um Sistema de Informações Geográficas para fins de Análise Ambiental do Estado.** Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – UFPR. Curitiba, 2013.

AGUIAR, M. M. B. de. **Sucessão Florestal em Cronossequência na Floresta Atlântica: capacidade de resiliência e influência do meio.** Dissertação de mestrado em Ciências Florestais. Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE. Recife, 2016.

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

ALVES, L. F.; METZGER, J. P. **A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP.** Biota Neotropica. Maio 2006. v. 6 n. 2. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00406022006>>. ISSN 1676-0603>. Acesso em: 22 jul. 2016.

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. 181:1-20. <http://dx.doi.org/10.1111/boj.12385>.

AYRES, M. et al. **Bioestat 5.0. Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas.** Belém: Sociedade Civil Mamirauá, 2007. 380 p. USP, São Paulo, 2007.

ARONSON, J.; DURIGAN, G.; BRANCALION, P.H.S. **Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica.** IF Sér. Reg., n. 44, p. 1-38, 2011.

ATTANASIO, C. M. et al. **Adequação Ambiental De Propriedades Rurais Recuperação de Áreas Degradadas Restauração de Matas Ciliares** Universidade de São Paulo. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Departamento de Ciências Biológicas. Piracicaba, 2006.

BARROS, F. A. **Efeito de borda em fragmentos de floresta montana, Nova Friburgo – RJ**. 2006. 100 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental) - Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2006.

BORÉM, R.A.T.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. **Fitossociologia do estrato arbóreo em uma topossequência alterada de mata atlântica, no município de Silva Jardim-RJ, Brasil**. Revista Árvore, Viçosa-MG, v.26, n.6, p.727-742, 2002.

BRANCALION, P. H. S.; LIMA, L. R.; RODRIGUES, R. R.; **Restauração ecológica como estratégia de resgate e conservação da biodiversidade em paisagens antrópicas tropicais**. In: Peres, C.A.; Barlow, J.; Gardner, T.A.; Vieira, I.C.G. (Orgs.). Conservação da Biodiversidade em paisagens antropizadas do Brasil. Curitiba: Editora da UFPR, p.565-587. 2013.

BRANCALION, P.H.S. et al. **Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas**. Revista Árvore, Viçosa-MG, v.34, n.3, p.455-470, 2010.

BRASIL. **Decreto nº 8972, de 23 de janeiro de 2017**. Institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2017/decreto/D8972.htm>. Acesso em: 10 abr. 2017.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMA. **Portaria nº 443, de 17 de dezembro de 2014**. Reconhece como espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção aquelas constantes da “Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção”. Disponível em: <<http://sintse.tse.jus.br/documentos/2014/Dez/18/portaria-no-443-de-17-de-dezembro-de-2014>>. Acesso em: 15 ago. 2016.

BRASIL. **Lei nº 9985, de 18 de junho 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. Presidência da República. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9985.htm>. Acesso em: 20 jun. 2016.

BRESOLIN, C. C. et al. **Fragmento ou remanescente?** Sociedade de Ecologia do Brasil. X Congresso de Ecologia do Brasil. São Lourenço, MG. 2011.

CALEGARI, L., et al. **Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal**. Revista Árvore, Viçosa-MG, v.34, n.5, p.871-880, 2010.

CAMPANILI, M; PROCHNOW, M. **Mata Atlântica – uma rede pela floresta**. RMA (Rede de ONG's da Mata Atlântica), Brasília-DF, 332 p, 2006.

CARMO, M. R. B.; MORELLATO, L. P. C. **Fenologia de árvores e arbustos das matas ciliares da Bacia do Rio Tibagi, estado do Paraná, Brasil**. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: USP/Fapesp, p.125-141, 2001.

CARPANEZZI, A.A.; CARPANEZZI, O.T.B. **Espécies Nativas Recomendadas para Recuperação Ambiental no Estado do Paraná, em Solos Não Degradados**. Embrapa Florestas. Colombo - PR. 2006.

CARVALHO, E. B. de.; NODARI, E. S. **A Percepção na Transformação da Paisagem: Os Agricultores no Desflorestamento de Engenheiro Beltrão – Paraná, 1948-1970**. História, São Paulo, v. 26, n. 2, p. 269-287, 2007.

CHAZDON, R. L. et al. **A novel statistical method for classifying habitat generalists and specialists**. Ecology 92: p. 1332-1343, 2011.

CHAZDON, R. L. 2012. **Regeneração de florestas tropicais**. Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Nat., Belém, v. 7, n. 3, p. 195-218, 2012.

CHOI, Y. D. **Restoration ecology to the future: A call for new paradigm**. Restoration Ecology 15: p. 351-353, 2007.

CIELO-FILHO, R.; SOUZA, J.A.D. de. **Assessing passive restoration of an Atlantic Forest site following a *Cupressus lusitanica* Mill. plantation clearcutting**. Ciência Florestal, Santa Maria, v. 26, n. 2, p. 475-488, 2016.

CIELO-FILHO, R. et al. **Cooperação Científica para Implantação do Herbário da Figueira – FIG (Nota Científica)**. Revista Instituto Florestal. v. 28. n. 1. p. 77-81. São Paulo, 2016.

CIELO-FILHO, R.; SOUZA, J.A.D. de; FRANCO, G.A.D.C. **Estádio inicial de sucessão em floresta estacional semidecidual: implicações para a restauração ecológica**. Revista Instituto Florestal. v. 25. n. 1. p. 65-89. São Paulo, 2013.

CLIMATE-DATA.ORG. Disponível em: <<http://pt.climate-data.org/location/772159/>>. Acesso em: 20 ago. 2015.

CORRÊA, L. S. et al. **Estrutura, composição florística e caracterização sucessional em remanescente de floresta estacional semidecidual no sudeste do Brasil**. Revista Árvore, Viçosa-MG, v.38, n.5, p.799-809, 2014.

COSTA, M.D.P. **Ecologia da Vegetação Arbórea na Serra de São Domingos, poços de Caldas (MG)**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) da Universidade Federal de Lavras. Lavras, MG. 2010.

DARONCO, C. **Atributos funcionais de espécies arbóreas e a facilitação da regeneração natural em plantios de mata ciliar**. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”. Botucatu, 2013.

DARONCO, C.; MELO, A. C. G. de; DURIGAN, G. **Ecosistema em restauração versus ecossistema de referência: estudo de caso da comunidade vegetal de mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil**. Hoehnea 40 (3): p. 485-498, 2013.

DI BITETTI, M.S.; PLACCI, G.; DIETZ, L.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**. World Wildlife Fund, Washington, D.C. 2003.

DUFRÊNE, M.; LEGENDRE, P. **Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach**. Ecological Monographs 67: p. 345–366. 1997.

ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y. et al. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, p.1-26, 2008.

FERRETTI, A. R.; BORGES, R. S.; BRITZ, R. M. Os estados da Mata Atlântica: Paraná. In.: CAMPANILI, M.; PROCHNOW, M. **Mata Atlântica – uma rede pela floresta**. Brasília: RMA, p. 58-76, 2006.

FIDALGO, O.; BONONI, V.L.R. **Técnicas de coleta, preservação e herborização de material botânico**. São Paulo: Instituto de Botânica/Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, 62 p. 1989.

FRANCO, A. M. S. **Estrutura, diversidade e aspectos ecológicos do componente arbustivo e arbóreo em uma Floresta Estadual do Turvo, sul do Brasil.** Tese de Doutorado em Botânica. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências. Porto Alegre, 2008.

FREITAS, H. S. de. **Caracterização florística e estrutural do componente arbóreo de três fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual da região leste do Vale do Paraíba – SP.** Dissertação de Mestrado. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Botânica. 223 p. São Paulo, 2010.

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H. F.; BEZERRA, C. L. E. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, n. 4, p. 753-767, 1995.

GOTELLI, N. J.; ENSTMINGER, G. 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: 29/09/2015.

GRIS, D. **Riqueza e similaridade da vegetação arbórea do corredor de biodiversidade Santa Maria, PR.** Dissertação de Mestrado (Centro de Ciências Biológicas e Saúde) da Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Cascavel, 2012.

HIGUCHI, P. et al. **Composição florística da regeneração natural de espécies arbóreas ao longo de oito anos em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, em Viçosa, MG.** Revista *Árvore*, Viçosa-MG, v.30, n.6, p. 893-904, 2006.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual técnico da vegetação brasileira.** 2ª edição. Revista e ampliada. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 275 p.

INSTITUTO DAS ÁGUA DO PARANÁ. Disponível em: <<http://www.aguasparana.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=6>>. Acesso em: 18/08/2015.

INSTITUTO DAS ÁGUAS DO PARANÁ. Disponível em: <http://www.aguasparana.pr.gov.br/arquivos/File/DADOS%20ESPACIAIS/Unidades_Hidrograficas_A4.jpg>. Acesso em 15/09/2015.

INSTITUTO DE TERRAS, CARTOGRAFIA E GEOCIÊNCIAS. Disponível em: <http://www.itcg.pr.gov.br/arquivos/File/Produtos_DGEO/Mapas_ITCG/PDF/Mapa_Climas_A3.pdf>. Acesso em 10/09/2015.

INSTITUTO DE TERRAS, CARTOGRAFIA E GEOCIÊNCIAS. Disponível em: <http://www.itcg.pr.gov.br/arquivos/File/Produtos_DGEO/Mapas_ITCG/PDF/Mapa_Solos.pdf>. Acesso em: 05/09/2015.

JARENKOW, J. A.; WAECHTER, J. L. **Composição, estrutura e relações florísticas do componente arbóreo de uma floresta estacional no Rio Grande do Sul, Brasil.** Revista Brasil. Bot., São Paulo, v.24, n.3, p. 263-272, 2001.

KINOSHITA, L. S. et al. **Composição florística e síndromes de polinização e de dispersão da mata do Sítio São Francisco, Campinas, SP, Brasil** Acta Botânica Brasília. 20(2). p. 313-327. 2006.

LEYSER, G. et al. **Regeneração de espécies arbóreas e relações com componente adulto em uma floresta estacional no vale do rio Uruguai.** Brasil Acta Botânica Brasília. 26(1). p. 74-83. 2012.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. M.; GOLDENBERG, R. **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, Essex, v. 141, n. 6, p. 1717-1725, jun. 2008.

LIEBSCH, D.; GOLDENBERG, R. MARQUES, M. C. M. **Florística e estrutura de comunidades vegetais em uma cronosequência de Floresta Atlântica no Estado do Paraná, Brasil.** Brasil Acta Botânica Brasília 21(4). p. 983-992. 2007.

LIVING ATLAS OF THE WORLD. Disponível em: <<http://doc.arcgis.com/en/livingatlas/item/?itemId=c03a526d94704bfb839445e80de95495>>. Acesso em: 15/09/2015.

LORENZI, H. **Árvores Brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil.** São Paulo: Nova Odessa, v. 1, 2002a. 368 p.

LORENZI, H. **Árvores Brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil.** São Paulo: Nova Odessa, v. 2, 2002b. 384p.

LORENZI, H. **Árvores Brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil**. São Paulo: Nova Odessa, v. 3, 2010. 384p.

MACIEL, M. 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.

MAGURRAN, A.E. **Measuring biological diversity**. Oxford, Blackwell Science. 256 p. 2004.

MARTINS, S. V. et al. **Potencial de regeneração natural de florestas nativas nas diferentes regiões do estado do Espírito Santo**. CEDAGRO – Centro de Desenvolvimento do Agronegócio. Vitória - ES, 2014.

MCCUNE, B.; GRACE, J.B. **Analysis of ecological communities**. MjM Software, Gleneden Beach, US. 2002.

MELO, A. C. G. de; DURIGAN, G. **Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema**. Scientia Forestalis, n. 73, p. 101–111, 2007.

METZGER, J. P. **Estrutura da Paisagem e Fragmentação: Análise Bibliográfica**. Anais Academia Brasileira de Ciências. p. 445 – 462. 1999.

METZGER, J. P. **Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest**. Biological Conservation, v.142, n.6, p.1138-1140, 2009.

MILANESI, L. de S.; LEITE, S. L. de C. **Fitossociologia de espécies arbóreas em dique marginal de floresta ribeirinha no Rio Grande do Sul, Brasil, e comparação com ambientes aluviais e não aluviais**. Revista Brasileira de Biociências, Porto Alegre, v. 12, n. 2, p. 72-80, 2014.

MINEROPAR. **Atlas Geomorfológico do Estado do Paraná. Minerais do Paraná**. UFPR. Curitiba, 2006.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/parnaiguacu/>>. Acesso em: 09 jul. 2015.

MITTERMEIER, R. A. et al. **Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. Washington: Cemex, 2004. 390p.

MORELLATO, L.P.C. & LEITÃO-FILHO, H.F. **Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. In História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil.** Editora da Unicamp/Fapesp, Campinas, 1992.

MUCHAILH, M. C. **Metodologia de planejamento da paisagem para sustentabilidade ambiental Região Centro Sul do Paraná.** Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – UFPR. Curitiba, 2010.

MYERS, N. et al. **Biodiversity hotspots for conservation priorities.** Nature 403: 2000. p. 853–858.

ODUM, E. P. **Ecologia.** Editora Guanabara S.A. Rio de Janeiro, 1983. 434 p.

PRATA, S. S. et al. **Gradiente florístico das florestas secundárias do Nordeste Paraense.** Acta Amazonica. v.40 n.3. Manaus, 2010.

PIJL, L. van der. **Principles of dispersal in higher plants.** Berlim, Springer-Verlag. 1982.

POLISEL, R. T.; FRANCO, G. A. D. C. **Comparação florística e estrutural entre dois trechos de Floresta Ombrófila Densa em diferentes estádios sucessionais, Juquitiba, SP, Brasil.** Hoehnea 37(4): p. 691-718, 2 fig., 8 tab., 2010.

PRIORI, A. et al. **História do Paraná: séculos XIX e XX [online].** Maringá: Eduem, 2012. A história do Oeste Paranaense. 75-89 p.

PUIG, H. **A floresta tropical úmida.** São Paulo: Editora UNESP Imprensa Oficial do Estado de São Paulo; França: Institut de Recherche pour le Développement, 2008. 496 p.

RANKIN-DE-MERONA, J. M.; ACKERLY, D. D. **Estudos populacionais de árvores em florestas fragmentadas e as implicações para conservação *in situ* das mesmas na floresta tropical da Amazônia Central.** IPEF, Piracicaba, n. 35, p. 47-59, 1987.

REZENDE, C. L. et al. **Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale**. *Biodiversity and Conservation*, September 2015, Volume 24, Issue 9, p. 2255–2272.

RIBEIRO, M. C. et al. **The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation**. *Biological Conservation*, v. 142, p. 1141 – 1153, 2009.

RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan. 5 ed. 2010. 503 p.

RODRIGUES, E. **Edge effects on the regeneration of forest fragments in south Brazil**. Department of Organismic and Evolutionary Biology. Doctor of Philosophy, Harvard University. Cambridge, Massachusetts, 1998.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos de restauração florestal**. LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica. São Paulo, 2009.

RUIZ-JAÉN, M.C.; AIDE, T.M. **Restoration success: How is it being measured?** *Restoration Ecology* 13: p. 569-577, 2005.

SALLES, J. C.; SCHIAVINI, I. **Estrutura e composição do estrato de regeneração em um fragmento florestal urbano: implicações para a dinâmica e a conservação da comunidade arbórea**. *Acta Botânica Brasílica*. 21(1): p. 223-233, 2007.

SAMPAIO, R. C. N. **Efeito de borda em um fragmento de floresta estacional semidecidual no interior do estado de São Paulo**. Dissertação de Mestrado (Ciências Agrônômicas) da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu - 2011.

SANTOS, E. G. dos. **Comparação da composição e estrutura dos estratos arbóreo e regenerante em um fragmento de floresta atlântica**. Dissertação de Mestrado (Botânica) da Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife, 2014.

SANTOS, K. **Caracterização florística e estrutural de onze fragmentos de mata estacional semidecídua da Área de Proteção Ambiental do Município de Campinas–SP**. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas. Campinas. 225 p. 2003.

SANTOS, P. dos. **A cobertura Florestal no município de Guarapuava – PR no espaço e no tempo**. Universidade Estadual do Centro-Oeste. Centro de Ciências Agrárias e Ambientais. Guarapuava, 2009.

SCARIOT, E. C.; REIS, A. **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. 2010.

SCCOTI, M. S. V. **Dinâmica da vegetação em remanescente de Floresta Estacional Subtropical**. Tese de doutorado do Programa de Pós-graduação em Engenharia Florestal da Universidade Federal Santa Maria, RS. Santa Maria, 2012.

SCHRODER, T. **Cipós e sua associação com *Parapiptadenia rigida* (Benth) Brenan em um fragmento de Floresta Estacional Decidual**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Maria. Centro de Ciências Rurais. Programa de Pós-graduação em Engenharia Florestal. Santa Maria, RS. 2013.

SECRETARIA ESTADUAL DE AGRICULTURA E ABASTECIMENTO (SEAB). Disponível em: <<http://www.agricultura.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=137>>. Acesso em 17 jul. 2015.

SEGANFREDO, D. **Estudo da cobertura vegetal nativa da bacia do rio Ocoy, oeste do Paraná: subsídios para a implantação de um Corredor de Biodiversidade entre o Parque Nacional do Iguaçu e o lago de Itaipu**. Dissertação de Mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais. Medianeira, PR. 2015.

SEOANE, C. E. S. **Recuperação de áreas degradadas como instrumento para a conservação das florestas nativas**. Laboratório de Ecologia Aplicada, Embrapa Florestas. CNPF. 9 p. 2007.

Society for Ecological Restoration (SER) International, Grupo de Trabalho sobre Ciência e Política. 2004. **Princípios da SER International sobre a restauração ecológica**. www.ser.org y Tucson: *Society for Ecological Restoration International*.

SOUZA, F.M.; BATISTA, J.L.F. **Restoration of seasonal Semideciduous Forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure**. *Forest Ecology and Management* 191: p. 185-200, 2004.

SOUZA, R. F. de. **Fitossociologia e dinâmica da vegetação arbórea no Parque Nacional do Iguaçu**. Tese de Doutorado em Ciências Florestais pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Curitiba, 2015.

SOUZA, V.C.; LORENZI, H. 2012. **Botânica sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de Fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APGIII**. 3. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum de Estudos da Flora. 768p.

SUGANUMA, M. S, et al. **Ecosistemas de referência para restauração de matas ciliares: existem padrões de biodiversidade, estrutura florestal e atributos funcionais?** Revista Árvore, Viçosa-MG, v. 37. n. 5. p. 835-847. 2013.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. **Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais**. Série Técnica IPEF, ESALQ/USP. v. 12. n. 32. 1998. p. 25-42.

WHITMORE, T.C. **Canopy gaps and the two major groups of forest trees**. Ecology, v. 70. 1989. p. 536-538.

YAMAMOTO, L. F.; KINOSHITA, L. S.; MARTINS, F. R. **Síndromes de polinização e de dispersão em fragmentos da Floresta Estacional Semidecídua Montana, SP, Brasil**. Acta Botânica Brasileira, 21(3): p. 553-577. 2007.

ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. New Jersey. Prentice-Hall. 4 ed. 1999. 663 p.