



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

RENATA PICOLO SCERVINO

**MONITORAMENTO DA VEGETAÇÃO EM ÁREAS DE
RESTAURAÇÃO E FRAGMENTOS DE FLORESTA
ESTACIONAL**

Londrina
2018

RENATA PICOLO SCERVINO

**MONITORAMENTO DA VEGETAÇÃO EM ÁREAS DE
RESTAURAÇÃO E FRAGMENTOS DE FLORESTA
ESTACIONAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina, como requisito à obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas (Biodiversidade e Conservação de Habitats Fragmentados).

Orientador: Prof. Dr. José Marcelo D. Torezan

Londrina
2018

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

SCE289 scervino, Renata Pícolo Scervino.

Monitoramento da vegetação em áreas de restauração e fragmentos de Floresta Estacional / Renata Pícolo Scervino scervino. - Londrina, 2018. 90 f. : il.

Orientador: José Marcelo D. Torezan Torezan.

Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2018.

Inclui bibliografia.

1. Ciências Biológicas - Tese. 2. Ecologia Vegetal - Tese. 3. Botânica - Tese. I. Torezan, José Marcelo D. Torezan. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.

CDU 574



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

NÚMERO DE MATRÍCULA

CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

DEFESA DE TESE DE DOUTORADO

Discente: NELIATA M. COLO SCARINIC

Título: MONITORAMENTO DA VEGETAÇÃO E USO DE AVALIAÇÃO...

Data da Defesa: 24 de ABRIL de 2018 - 08:30hs, na sala
202 da Universidade Estadual de Londrina.

Banca Examinadora

Parecer

PRESIDENTE:

Dr. JOSÉ MARCELO D. JUREZAN UEL APROVADA

TITULARES

Dr. MARIZA PARION ROMAGNOLI UEM APROVADA

Dr. EFERIM RODRIGUES UEL APROVADA

Dr. Jose Eduardo Luiz S. Zebere UEL APROVADA

Dr. LUIZ DOS ANJOS UEL APROVADA

Parecer Final APROVADA

Dr. 

Dr. Luiz dos Anjos

Dr. Eferim Rodrigues

Dr. _____

Dr. AA

Dedico este trabalho a meus pais
pela constante atenção, carinho e apoio

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu orientador professor Dr. José Marcelo D. Torezan pela orientação deste trabalho.

Aos professores que compuseram a banca de qualificação e de doutoramento deste trabalho

A CAPES, CNPq, e a Empresa Duke Energy e CTG Brasil, pelo financiamento da pesquisa e suporte em campo

Aos colegas de graduação e pós-graduação do Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas (Labre- UEL) e toda a equipe que participou deste projeto

A toda equipe de técnicos e servidores do Labre, em especial ao senhor

Odair C. Pavão pelo carinho, amizade e dedicação, e aos senhor(a) Suzismari, Norival Soares

Cabo e Edson Mendes Francisco por todo auxílio

A minha família, em especial aos meus avós, irmão e a Giovanna Scervino Brito

Ao amigo Élson Rossetto pela atenção e amizade e pelo auxílio no Herbário da Universidade Estadual de Londrina

Ao meu noivo Leonardo A. Silvano Ferreira pelo amor, carinho e apoio nestes anos

Gostaria de agradecer também aos queridos amigos bilógos que contribuíram direta ou indiretamente para a realização deste trabalho, Lya Carolina Pereira,

Carolina Oliveira, Gabriel Mccrate, Thiago Fernandes, Roberta Cury, Ana Beatriz da Silva,

Tatiana Ávila Miguel, Ivana Abonizio e tantos outros.

SCERVINO, Renata Picolo. **Monitoramento da vegetação em áreas de restauração e fragmentos de Floresta Estacional**. 2018. 93 f. Tese de Doutorado em Ciências Biológicas (Biodiversidade e Conservação de Habitats Fragmentados) - Universidade Estadual de Londrina. 2018.

RESUMO

Uma importante ferramenta para o conhecimento e a conservação da biodiversidade, e para o aprimoramento da restauração ecológica é o monitoramento dos ecossistemas e de indicadores ecológicos ao longo do tempo. Os indicadores ecológicos podem ser quantitativos ou qualitativos e, muitas vezes, a escolha dos indicadores depende do custo da coleta de informações. No entanto, existem muitas incertezas sobre quais indicadores adotar e por quanto tempo monitorá-los. Neste contexto, o objetivo deste estudo foi testar métodos e técnicas convencionais e rápidos para monitoramento da biodiversidade, da estrutura e do funcionamento de ecossistemas, com a finalidade de identificar os indicadores e métodos mais adequados para monitorar a vegetação de fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual e de sítios em restauração. O estudo foi conduzido em oito áreas em restauração (reflorestamentos) e quatro fragmentos de florestas nativas no entorno dos reservatórios das Usinas Hidroelétricas de Capivara e Taquaruçu, nos Estados de Paraná e São Paulo. A vegetação original era Floresta Estacional Semidecidual, e o uso predominante na paisagem atual é a monocultura de soja e milho. Os métodos de coleta de dados rápidos, a exemplo da Avaliação Ecológica Rápida (AER), podem ser eficientes para descrever algumas características dos ecossistemas, mas a coleta de dados por meio de técnicas convencionais se mostrou mais robusta, especialmente nos sítios de restauração. Entre as técnicas utilizadas para avaliar a cobertura do dossel florestal, verificou-se que ambos os métodos testados foram capazes de gerar resultados satisfatórios. Contudo, a técnica que se utiliza de fotografias hemisféricas apresentou maior acurácia para discriminar as estações ao longo do ano, e apresenta maior reprodutibilidade.

SCERVINO, Renata Picolo. **Monitoramento da vegetação em áreas de restauração e fragmentos de Floresta Estacional**. 2018. 93 f. Tese de Doutorado em Ciências Biológicas (Biodiversidade e Conservação de Habitats Fragmentados) - Universidade Estadual de Londrina. 2018

ABSTRACT

Monitoring is an important tool for biodiversity conservation and for the improvement of ecological restoration. The ecological indicators may be quantitative or qualitative and, frequently the choice of indicators is also based on cost of data production. However, there are many uncertainties about the selection of indicators. In this context, the aim of this study was to test conventional and rapid methods and techniques to monitor biodiversity and structure of seasonal Atlantic Forest ecosystems, with the goal to identify the most appropriated ecological indicators and methods to monitor forest fragments and restoration sites (native species reforestations) in a fragmented landscape. The study was conducted at eight reforestation sites and four forest fragments at the margins of the Capivara and Taquaruçu hydroelectric reservoir, between the states of Paraná and São Paulo. The dominant land use at the present landscape use is soybean and maize monocultures. Rapid Ecological Assessment (REA) may be an efficient way to describe some ecosystem's features but the conventional techniques (based on plots and vegetation inventory) were more accurate. To access canopy cover, both methods tested (spherical densitometer and hemispherical photography) presented comparable results. However, the use of hemispherical photography provides more accurate discrimination of the seasons along the year, with higher reproducibility.

SUMARIO

INTRODUÇÃO GERAL	5
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	14
CAPÍTULO 1. Avaliação Ecológica Rápida para o monitoramento de fragmentos de sítios de restauração e fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual	20
RESUMO	20
ABSTRACT	21
INTRODUÇÃO	22
MATERIAIS E MÉTODOS	25
Área de estudo	25
Coleta de dados	28
Análise dos dados	31
RESULTADOS E DISCUSSÕES	33
CONCLUSÕES	47
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	48
APÊNDICE A	55
APÊNDICE B	60
APÊNDICE C	61
APÊNDICE D	62
APÊNDICE E	64
CAPÍTULO 2. Avaliação da cobertura do dossel em sítios de restauração e fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual	64
RESUMO	65
ABSTRACT	66
INTRODUÇÃO	67
MATERIAIS E MÉTODOS	68
Área de estudo	68
Coleta de dados	71
Análise dos dados	71
RESULTADOS E DISCUSSÕES	72
CONCLUSÕES	75
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	80
APÊNDICE A – Lista de riqueza	85
CONSIDERAÇÕES FINAIS	86

CONCLUSÕES	75
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	80
APÊNDICE A – Lista de riqueza.....	85
CONSIDERAÇÕES FINAIS	86

INTRODUÇÃO GERAL

Com a crescente expansão agrícola e urbanização, a conservação da biodiversidade depende da identificação dos ecossistemas e da extensão da cobertura florestal capaz de minimizar a perda de biodiversidade e as alterações de processos ecológicos, implicando em desenvolver um balanço entre a perda e ganho de cobertura florestal, assim como a quantidade, qualidade e a localização de ecossistemas remanescentes conservados e das áreas disponíveis para a restauração (Catterall *et al.*, 2004, Desclée, Bogaert e Defourny, 2006, Attanasio, 2008, Chiarucci *et al.*, 2008, Brancalion, *et al.* 2010, Gandolfi, 2013).

Neste cenário, uma etapa imprescindível para a conservação da biodiversidade ou para a restauração ecológica é o monitoramento dos ecossistemas e de indicadores ecológicos ao longo do tempo (Hermy e Cornelis, 2000; Chiarucci, Dominicis, e Wilson, 2001, Dale e Beyeler, 2001, Chiarucci, Machherinis, e Dominicis, 2001, Bosire *et al.* 2006, Chiarucci *et al.*, 2008, Brancalion, *et al.* 2010, Gandolfi, 2013). Estas atividades permitem o desenvolvimento e o aprimoramento de métodos e técnicas para a conservação da biodiversidade, contribuindo com o conhecimento técnico e científico sobre conservação de remanescentes florestais e sobre a restauração ecológica, e permitindo a identificação dos ecossistemas que apresentam baixo potencial de resiliência e sustentabilidade futura (SER, 2005, Attanasio, 2008, Brancalion, *et al.* 2010, Gandolfi, 2013). Ademais, o monitoramento da cobertura florestal desde escalas regionais à global se configura como uma preocupação internacional relacionada com a conservação da biodiversidade (Desclée, Bogaert e Defourny, 2006, Kuemmerle *et al.*, 2009).

No entanto, ainda em muitos programas de monitoramento, existem incertezas sobre quais indicadores devem ser monitorados (Dale e Beyeler, 2001, Gandolfi 2013), e são escassos programas de monitoramento com indicadores efetivos e validados cientificamente capazes de assegurar uma eficiente conservação da biodiversidade (Dale e Beyeler, 2001, Chiarucci *et al.*, 2008). Dale e Beyeler, (2001), Chiarucci e colaboradores (2008), Gandolfi (2013) e Wortley, Hero e Howes (2013) descrevem que é frequente a coleta de dados insuficientes ou em excesso, gerando dúvidas sobre a eficiência das ações de monitoramento, aumentando os custos dos projetos, e podendo conduzir a ações de manejo inadequadas.

Desta forma, muitas atividades de monitoramento não possuem rigor científico ou falham na tentativa de acessar a diversidade pela ausência de um protocolo validado com indicadores ecológicos eficientes (Dale e Beyeler, 2001, Kuemmerle *et al.*, 2009), ou então pelo entendimento equivocado dos processos ecossistêmicos (Durigan *et al.*, 2010). Por outro lado, devido à heterogeneidade das condições ambientais e/ou de degradação, é difícil a adoção de critérios e indicadores de uso universal que possam ser utilizados em uma ampla gama de programas de monitoramento e em diferentes biomas (Andrade, Sanchez e Almeida, 2014). Os indicadores considerados eficazes devem ser sensíveis para identificar processos ecológicos, mas ainda devem ser uma técnica simples o suficiente para ser replicável e periodicamente monitorada (Hermy e Cornelis, 2000, Dale e Beyeler, 2001).

Alguns critérios sugeridos para a escolha de indicadores para o monitoramento de ecossistemas incluem que sejam métodos de fácil mensuração por diferentes agentes (comunidade científica, órgãos ambientais, setor privado, proprietários rurais, dentre outros), e que apresentem sensibilidade para a identificação de perturbações ambientais e antrópicas (Hermy e Cornelis, 2000, Dale e Beyeler, 2001). Ademais, devem responder a perturbações de maneira previsível, possuírem caráter antecipatório, integrador, e prevenir alterações nos processos ecológicos ao longo do tempo, e por fim, apresentarem baixa variabilidade na resposta às perturbações (Dale e Beyeler, 2001).

Todavia, identificar os indicadores ecológicos que abarquem estas características é um grande e importante desafio para a conservação da biodiversidade (Dale e Beyeler, 2001). Outros desafios são identificar a extensão de áreas a ser monitorada, quanto tempo deve-se monitorar os diferentes indicadores, e a escolha do conjunto mínimo de indicadores a serem avaliados nos programas de monitoramento (Hermy e Cornelis, 2000, Catterall *et al.*, 2004). De modo geral, os grupos de organismos mais estudados e adotados como indicadores ecológicos incluem as plantas vasculares, aves, morcegos e invertebrados (Catterall *et al.*, 2004, Chiarucci e Bonini, 2005).

Para o monitoramento da vegetação terrestre alguns dos indicadores mais utilizados são as estimativas de taxas de conversão de florestas em áreas urbanas ou agricultáveis (Maselli, 2004, Mayaux *et al.*, 2005, Desclée, Bogaert e Defourny, 2006), a composição e a estrutura da vegetação, o funcionamento de processos ecológicos e os serviços ecossistêmicos ofertados pelas florestas (Bosire *et al.*, 2006, Attanasio, 2008, Brancalion *et al.*, Le *et al.*, 2011, Colmanetti e Barbosa, 2013, Suganuma *et al.*, 2013, Wortley, Hero e, Howes, 2013, Marcuzzo *et al.*, 2014, Reis, Davide, e Ferreira, 2014), e também a fauna associada à vegetação (Catterall *et al.*, 2004, Fragoso, 2009, Trevelin *et al.*, 2013). Entretanto, embora os indicadores possam ser agrupados nos programas de monitoramento, na dinâmica da comunidade vegetal estes possuem alta interdependência entre si (Brancalion *et al.*).

No monitoramento da composição, são avaliadas a riqueza, abundância, e a densidade de espécies, a presença de regeneração natural, a ocorrência de espécies exóticas invasoras e invasão biológica, a diversidade genética, a fenologia das espécies, os grupos sucessionais e diferentes formas de vida, a presença de espécies ameaçadas de extinção, de espécies-chave para a fauna, de espécies de alta acumulação de biomassa ou fixadoras de nitrogênio (Attanasio, 2008, Brancalion *et al.*, Le *et al.*, 2011, Wortley, Hero e, Howes, 2013, Marcuzzo *et al.*, 2014, Reis, Davide, e Ferreira, 2014).

Para monitorar a estrutura comumente são utilizados como indicadores, a cobertura e altura média do dossel, o número de estratos e a estrutura do sub-bosque, a densidade de indivíduos, a área basal, a biomassa acumulada e o sequestro de carbono (Brancalion *et al.*, Le *et al.*, 2011, Wortley, Hero e, Howes, 2013, Marcuzzo *et al.*, 2014).

As avaliações de funcionamento procuram monitorar os processos e interações ecológicas relacionadas à resiliência do ecossistema, e são incluídos como indicadores a mortalidade e regeneração natural, a herbivoria, a predação de sementes, a polinização e dispersão de sementes, a chuva e banco de sementes, o fluxo gênico, e a ciclagem de nutrientes (Attanasio, 2008, Brancalion *et al.*, Le *et al.*, 2011, Wortley, Hero e, Howes, 2013, Reis, Marcuzzo *et al.*, 2014, Davide, e Ferreira, 2014).

Já os serviços ou processos ecossistêmicos abarcam os benefícios ou serviços ambientais prestados pelas florestas para as populações humanas, e os indicadores mais utilizados se relacionam com a produção de bens como alimento e produtos farmacêuticos, indicadores de regulação relacionados à qualidade da água e regulação do clima, diminuição de processos erosivos, indicadores culturais e de suporte que atuam na formação de solo, na ciclagem de nutrientes, entre outros (Branca *et al.*, Sayer, Chokkalingam, e Poulsen, 2004, Le *et al.*, 2011).

No monitoramento de áreas em restauração, que buscam verificar se os objetivos pretendidos nos projetos foram alcançados, devem-se observar os indicadores escolhidos para cada período das atividades de restauração, de forma que cada indicador avaliado seja representativo para identificação da trajetória da sucessão secundária ao longo do tempo (Daronco, Melo e Durigan, 2013, Colmanetti, Shirasuna e Barbosa, 2015, Rech *et al.*, 2015). De modo geral, os indicadores adotados devem prever a capacidade de auto-sustentabilidade e a eficiência das técnicas implementadas na restauração (Melo, Miranda e Durigan, 2007, Daronco, Melo e Durigan, 2013, Montandon, Camello e Almeida, 2015).

Atualmente, uma estratégia que vêm sendo utilizada que é capaz de diminuir os custos e otimizar os programas de monitoramento, é a adoção de indicadores com o uso de *táxons* e/ou atributos ambientais capazes de prever a diversidade de outros *táxons* e/ou a qualidade ambiental dos ecossistemas, conhecidos na literatura internacional como “biodiversity surrogates” (Dale e Beyeler 2001, Baldi, 2003, Chiarucci *et al.*, 2005, Chiarucci, D’Auria, e Bonini, 2007, Lovell *et al.*, 2007). A partir destes indicadores de “*taxons* surrogacy”, a estimativa da riqueza e abundância de um dado táxon ou características do meio abiótico, é capaz de prever a diversidade de outros táxons e das condições ambientais, se constituindo como uma ferramenta importante para monitorar grupos de organismos e atributos ambientais de difícil amostragem e/ou com alto custo de coleta (Baldi, 2003, Rouget, Richardson e Cowling, 2003, Chiarucci, D’Auria, e Bonini, 2007, Hamilton *et al.*, 2007, Lovell *et al.*, 2007).

Para o monitoramento da vegetação terrestre os indicadores “surrogates” mais utilizados incluem as plantas vasculares, em especial a vegetação lenhosa, utilizadas como preditoras da diversidade total da vegetação, da assembleia de fungos, de briófitas, de líquens, da fauna de invertebrados e de aves, dentre outros táxons. Ainda, a assembleia de plantas lenhosas como sendo capaz de refletir as condições ambientais do meio abiótico (Chiarucci e Bonini, 2005, Chiarucci *et al.*, 2005, Chiarucci, D’Auria e Bonini, 2007). Já as plantas epífitas, a exemplo de espécies pertencentes à família Orchidaceae, podem ser indicadoras relacionadas com parâmetros climáticos, como a precipitação anual e a umidade do ar, também utilizadas para a avaliação de mudanças nas condições ambientais dos ecossistemas (Chiarucci, Maccherini e Dominici, 2001).

Neste contexto, é importante que os programas de monitoramento incluam a coleta de dados empíricos, buscando identificar indicadores que otimizem a previsão da diversidade (Chiarucci *et al.*, 2008, Reis, Davide e Ferreira, 2014). Também, deve haver a divulgação destes conhecimentos para órgãos ambientais, setor privado, comunidade científica, e proprietários rurais, de modo a contribuir em relação à importância relativa das características e do número de indicadores a serem utilizados, da periodicidade que devem ser monitorados e quais as técnicas são mais eficientes em diferentes biomas, ambientes ou graus de degradação (SER, 2005, Rodrigues *et al.*, 2007, Chiarucci *et al.*, 2008, Reis, Davide e Ferreira, 2014).

Diante do entendimento da necessidade de proteger, conservar e restaurar a biodiversidade, nas últimas décadas o Brasil têm aumentado suas atividades em relação ao tratamento de políticas ambientais para a conservação e monitoramento de remanescentes florestais, notadamente para áreas protegidas em Unidades de Conservação (UCs) e áreas de preservação permanente (APPs), que figuram como áreas legalmente protegidas devido aos serviços ambientais e funções ecológicas que desempenham (artigo 3º, inc. II, Lei nº 12.651, Brasil 2012) (Bracalioni *et al.*, 2010). E, cada vez mais, o país tem investido em Leis, normas e instruções que norteiam estas atividades, assim como para monitorar e atestar o fim das atividades de restauração (Bracalioni *et al.*, 2010).

A década 80 foi um importante marco para as questões ambientais no país, e neste período foi instituída a Política Nacional de Meio Ambiente através da Lei nº 6.938/1981 (Brasil, 1981), que criou o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) para atender denúncias e regular as atividades poluidoras no meio industrial e rural, reunindo gestores dos poderes públicos e a sociedade civil para exercerem funções deliberativas e consultivas sobre a política ambiental no Brasil (Barbosa, 2006). Esta Lei instituiu incentivos ao estudo e pesquisa de tecnologias orientadas para o uso racional e proteção de recursos ambientais, a recuperação de áreas degradadas, e a proteção de áreas ameaçadas de degradação (artigo 2º, Lei nº 6.938/1981, Brasil, 1981).

Ainda nesta década, a Constituição Federal de 1988 prevê, a exemplo dos artigos 23º e 225º, a proteção do meio ambiente, o combate à poluição, a preservação das florestas e da fauna e flora, e assegura que todos têm direito ao ambiente ecologicamente equilibrado, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para a presente e futuras gerações (Brasil, 1988). Posteriormente, na década de 90, se deu a criação de novos instrumentos legais, a exemplo da Lei de Crimes Ambientais (Lei nº 9.605/1998, Brasil, 1998) e o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) (Lei nº 9.985/2000, Brasil, 2000) (Barbosa, 2006).

Especificamente para o bioma da Mata Atlântica a Resolução nº10/1993 (CONAMA 1993, Brasil, 1993) estabelece parâmetros básicos para a análise dos estágios de sucessão de remanescentes florestais. Já a Resolução nº 003/ 1996 (CONAMA 1996, Brasil, 1996) define a vegetação remanescente de Mata Atlântica, inclui áreas em sucessão secundária em seu texto, e descreve estas áreas como “a totalidade de vegetação primária e secundária em estágio inicial, médio e avançado de regeneração”.

Para o bioma de Mata Atlântica presente no Estado do Paraná a Resolução CONAMA 002/1994 (CONAMA 1994, Brasil, 1994) define as formações vegetais primárias e estágios sucessionais de vegetação secundária com a finalidade de orientar os procedimentos de licenciamento, e que serve como base para nortear as atividades de avaliação e monitoramento da biodiversidade ao longo do tempo (CONAMA 1994, Brasil, 1994). Em seu texto apresenta indicadores de classificação dos estágios sucessionais da vegetação que são definidos como inicial, intermediário e avançado, (CONAMA 002/1994, artigo 2º, Brasil, 1994). Desta forma, esta resolução define os estágios da sucessão secundária e os diferentes indicadores de monitoramento, que são categorizados em classes, apresentando como indicadores da vegetação, o número de estratos da floresta, o número de espécies lenhosas, a área basal, a altura média das espécies lenhosas e sua amplitude, a média de amplitude de diâmetro e sua distribuição, o crescimento das árvores do dossel, a vida média das árvores, a presença de epífitas, lianas e gramíneas, e a regeneração das árvores do dossel (CONAMA 1994 artigo 2º, Brasil, 1994).

Ainda em relação ao bioma da Mata Atlântica no Estado do Paraná, a Secretaria do Meio Ambiente (SEMA) do Estado em sua Resolução nº 20/ 2008 (Paraná, 2008) institui o uso das Unidades Fitoambientais como “instrumento da política pública ambiental, em especial para a análise de recuperação da cobertura vegetal e de supressão da vegetação nativa em seu estágio inicial”, que devem “orientar a tomada de decisão em processos de licenciamentos ambientais específicos e subsidiar políticas públicas ambientais” (SEMA nº 20/ 2008 artigo 2º, Paraná, 2008), e define estas unidades como compartimentos de paisagem minimamente homogêneos (SEMA nº 20/ 2008 artigo 3º, Paraná, 2008).

Também, nesta resolução é assumida a necessidade de diretrizes técnicas com embasamento científico, produzidos em associação a instituições de ensino superior para nortear os programas de conservação e recuperação da cobertura vegetal para a proteção dos recursos hídricos, contenção de processos erosivos, e estabilidade ambiental em zonas de fragilidade (SEMA nº 20/ 2008, Paraná, 2008). Nesta Resolução é sugerida a realização de levantamento da vegetação a cada cinco anos com a finalidade de monitorar e atualizar os índices de cobertura vegetal nas diferentes unidades fitoambientais (SEMA nº 20/ 2008, artigo 7º, Paraná, 2008).

Acrescida a esta resolução (SEMA nº 20/ 2008, Paraná, 2008), no ano seguinte foi instituída a resolução conjunta entre a Secretaria do Meio Ambiente e o Instituto Ambiental do Paraná (IAP) nº 005/2009 (Paraná, 2009), que estabelece e define o mapeamento de áreas estratégicas para a conservação, recuperação e monitoramento da biodiversidade no Estado, visando à proteção dos recursos hídricos, o aumento de conectividade entre remanescentes florestais em estágio primário ou secundário, utilizando-se principalmente de corredores ecológicos com as áreas de matas ciliares e Unidades de Conservação (SEMA/IAP, nº 005/2009, Paraná, 2009).

No âmbito da restauração florestal, o Estado de São Paulo tem sido pioneiro em suas orientações, e tem instituído diversas resoluções para nortear os projetos de restauração, a exemplo de resoluções que fixam orientações para a implantação de reflorestamentos heterogêneos em áreas degradadas (SMA nº 21/2001, SMA nº 11/2002, SMA nº 47/2003, SMA nº 47/2004, SMA nº 48/2008, São Paulo). Mais recentemente foram incluídas as atividades de monitoramento com o uso de indicadores de diversidade e estrutura da vegetação para a restauração florestal (SMA nº 32/2014, São Paulo, 2014).

A resolução que trata sobre monitoramento, emitida pela Secretaria do Meio Ambiente (SMA nº 32/2014, São Paulo, 2014), instituiu orientações para a elaboração e execução de atividades de monitoramento, adotando indicadores, critérios e parâmetros para avaliar os resultados e atestar a conclusão das atividades de restauração. Esta Resolução também define as áreas prioritárias para a restauração e os métodos e indicadores a serem utilizados, a exemplo da cobertura do solo com vegetação nativa, a densidade de indivíduos nativos regenerantes, e o número de espécies nativas regenerantes. O modelo de monitoramento estabelecido por esta Resolução, permite a classificação dos ecossistemas em categorias como adequado, mínimo ou crítico, e ainda estabelece que a conclusão do projeto de restauração será atestada pelo órgão ambiental responsável somente mediante o alcance dos valores de recomposição considerados adequados. Muito embora seja questionado na literatura científica se dispositivos jurídicos complexos como estes são adequados à realidade socioeconômica e cultural do país, ou até mesmo se facilitam ou dificultam a efetiva restauração dos ecossistemas (Durigan *et al.*, 2010).

Em face destas questões, de modo geral, sugere-se que os programas de monitoramento, seja na avaliação de remanescentes florestais conservados ou de ambientes em restauração, devem selecionar indicadores eficientes que potencialmente poderão reduzir custos e/ou ampliar a área contemplada e prazos de monitoramento, utilizando-se métodos que possam ser reconhecidos e replicados pela comunidade científica e gestores públicos, e que sejam capazes de fornecer resultados cuja interpretação está sujeita a regras claras, facilitando o planejamento de planos de manejo em remanescentes florestais conservados, assim como os processos de licenciamento e a concepção e execução de planos básicos ambientais.

Neste sentido, o objetivo geral deste estudo foi testar métodos e técnicas convencionais e rápidos para monitoramento da biodiversidade, da estrutura, e do funcionamento de ecossistemas, com a finalidade de identificar os indicadores ecológicos e os métodos mais adequados para monitorar ambientes de fragmentos de florestas nativas e de áreas em restauração no contexto de paisagens fragmentadas de Floresta Estacional Semidecidual, bioma da Floresta Atlântica, Brasil.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andrade, G.F., Sanchez, G.F., Almeida, J.R. 2014. Monitoramento e avaliação em projetos de recuperação de áreas degradadas. 2014. *Revista Internacional de Ciências*, v.4, n.2, p.13-26.
- Attanasio, C.M. 2008. Manual técnico: Restauração e Monitoramento da mata ciliar e da reserva legal para a certificação agrícola- Conservação da biodiversidade na cafeicultura. Piracicaba: Imaflora 2008. Acesso: abril de 2015. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/municípioverdeazul/files/2011/11/Manual.pdf>>
- Baldi, A. 2003. Using higher taxa as surrogate of species richness: a study based on 3700 Coleoptera, Diptera, and Acari species in Central-Hungarian reserves. *Basic and Applied Ecology*, v.4(), p.589-593
- Barbosa, L.M. 2006 Recuperação florestal de áreas degradadas no Estado de São Paulo: histórico, situação atual e projeções. In: Manual para recuperação de áreas degradadas do Estado de São Paulo. Guaratinguetá: FAPESP 2006, 129p. Acesso Maio de 2016. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/municípioverdeazul/files/2011/11/ManualRecupAreas%20Degradadas.pdf>>
- Bosire, J.O., Dahdouh-Guebas J.G., Kairo, S., Kazungu, N., Koedam, N. 2006. Success rates of recruited tree species and their contribution to structural development of reforested mangrove stands. *Marine Ecology Progress Series*, v. 325(), p.85-91.
- Brancalion, P.H.S., Rodrigues, R.R., Gandolfi, S., Kageyama, P.Y., Nave, A.G., Gandara, F.B., e Tabarelli, M. Instrumentos Legais podem contribuir para a restauração de Florestas Tropicais biodiversas. 2010. *Revista Árvore*, v.34, n.3, p. 455-470.
- Brancalion, P.H.S., Viani, R.A.G., Rodrigues, R.R., e Gandolfi, S. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. Acesso: abril. Disponível em: <[http://www.esalqlasttrop.com.br/img/aulas/Cumbuca%206\(2\).pdf](http://www.esalqlasttrop.com.br/img/aulas/Cumbuca%206(2).pdf)>
- Brasil. Lei nº 6.938. 1981.
- Brasil. Constituição Federal. 1988.

Brasil. Resolução CONAMA nº 10/1993. 1993.

Brasil. Resolução CONAMA nº 002/94. 1994.

Brasil. Resolução CONAMA nº 003/96. 1996.

Brasil. Lei nº 9.605/1998. 1998.

Brasil. Lei nº 9.985/2000. 2000.

Brasil. Lei nº 12.651/2012. 2012.

Catterall, C.P., Kanowski, J., Wardell-Johnson, G.W., Proctor, H., Reis, T., Harrison, D., Tucker, N.I.J. 2004. Quantifying the biodiversity values of reforestation: perspectives, design issues and outcomes in Australian rainforest landscapes. In: Conservation of Australia's Forest Fauna. 2^a ed. Mosman: Royal Zoological Society of New South Wales, 2004. P.359-393.

Colmanetti, M.A.A., Barbosa, L.M. 2013. Fitossociologia e estrutura do estrato arbóreo de um reflorestamento com espécies nativas em Mogi-Guaçu, SP, Brasil. *Hoehnea*, v.40, n.3, p.419-435.

Colmanetti, M.A.A., Shirasuna, R.T., Barbosa, L.M. 2015. Flora vascular não arbórea de um reflorestamento implantado com espécies nativas. *Hoehnea*, v.42, n.4, p.725-735.

Chiarucci, A., Bacaro, G., Vannini, A., Rocchini, D. 2008. Quantifying species richness at multiple spatial scales in a Natura 2000 network. *Community Ecology*, v.9, n.2, p.185-192.

Chiarucci, A., Bonini, I. 2005. Quantitative floristics as a tool for the assessment of plant diversity in Tuscan forests. *Forest Ecology and Management*, v.212(), p.160-170.

Chiarucci, A., Dominicus, V.De., Wilson, J.B. 2001. Structure and floristic diversity in permanent monitoring plots in forest ecosystems of Tuscany. *Forest Ecology and Management*, v.141 (), p.201-210.

Chiarucci, A., D'Auria, F., Dominicus, V.De., Laganà, A., Perini, C., Salerni, E. 2007. Using vascular plants as surrogate taxon to maximize fungal species richness in reserve design. *Conservation Biology*, v.19, n.5, p.1644-1652.

- Chiarucci, A., Maccherini, S., Dominicus V.De. 2001. Evaluation and monitoring of the flora in a nature reserve by estimation methods. *Biological Conservation* , v.101 (), p.305-314.
- Dale V.H., Beyeler, S.C. 2001. Challenge in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* v.1(), p.3-10.
- Daronco, C., Melo, A.C.G., Durigan, G. 2013. Ecosistema em restauração *versus* ecossistema de referência: estudo de caso da comunidade vegetal de mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. *Hoehnea*, v.40, n.3, p.485-498.
- Desclée, B., Bogaert, P., Defourny, P. 2006. Forest change detection by statistical object-based method. *Remote Sensing of Environment*, v.102(), p. 1-11.
- Durigan, G., Engel. V.L., Torezan, J.M.D., Melo, A.C.G., Marques, M.C.M., Martins, V., Reis, A., Scarano, F.R. 2010. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? *Revista Árvore*, v.34, n.3, p.485-485.
- Fragoso, F.P. A entomofauna visitante floral de espécies arbóreas da Floresta da USP-RP, área de restauração de Mata Estacional Semidecidual. Ribeirão Preto: Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da USP, 2009. Dissertação (Mestrado em Ciências, Entomologia). Ribeirão Preto, 2009.
- Gandolfi, S. 2013. “Reflexões sobre as ações de restauração e definição de parâmetros de avaliação e monitoramento”. In: *V Simpósio de Restauração Ecológica, 04-08 Novembro, 2013, 26-32*. São Paulo: Brasil.
- Hamilton, S.K., Kelldorfer, J., Lehner, B., Tobler, M. 2007. Remote sensing of floodplain geomorphology as a surrogate for biodiversity in a tropical river system (Madre de Dios, Peru). *Geomorphology*, v.89(), 23-38.
- Hermly, M., Cornelis, J. 2000. Towards a monitoring method and a number of multifaced and hierarchical biodiversity indicators for urban and suburban parks. *Landscape and Urban Planning*, v.49(), p.149-162.

- Kurmmmerle, T., Chaskovsky, O., Knorn, J., Radeloff, V.C., Kruhlov, I., Keeton, W.S., Hostert, P. 2009. Forest cover change and illegal logging in the Ukranian Carpathians in the transition period from 1988 to 2007. *Remote Sensing of Environment*, v.113(), p.1194-1207.
- Le, H.D., Smith, C., Herbohn, J., e Harrison, S. 2011. More than just trees: Assessing reforestation success in tropical countries. *Journal of Rural Studies* v(), p.1-15.
- Lovell, S., Hamer, M., Sloton, R., Herbert, D. 2007. Assessment of congruency across invertebrate taxa and taxonomic levels to identify potencial surrogates. *Biological Conservation*, v.139(), p.113-125.
- Manoliadis, O.G. 2002. Development of ecological indicators - a methodological framework using compromise programming. *Ecological Indicators*, v.2(), p. 169-176.
- Marcuzzo, S.B., Araújo, M.M., Rorato, D.G., e Machado, J. 2014. Comparação entre áreas em restauração e área de referência no Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Árvore*, v.38, n.6, p.961-972.
- Maselli, F. 2004. Monitoring forest conditions in a protected Mediterranean coastal area by the analysis of multiyear NDVI data. *Remote Sensing of Environment*, v.89(), p.423-433.
- Mayaux, P., Holmgren, P., Achard, F., Eva, H., Stibig, H-J., Branthomme, A. 2005. Tropical forest cover in the 1990s and options for future monitoring. *Philosophical Transactions of Royal Society*, v.360(), p.373-384.
- Melo, A.C.G., Miranda, D.L.C, Durigan, G. 2007. Cobertura de copas como indicador de desenvolvimento estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no médio Vale do Paranapanema, SP, Brasil. *Rev.Árvore*, v.31, n.2, p.321-328.
- Montandon, T.S., Camello, T.C.F., Almeida, J.R. 2015. Indicadores de sustentabilidade para monitoramento de projetos de recuperação de áreas degradadas. 2015. *Sustinere*, v.3, n.1, p.43-52.
- Paraná. Resolução SEMA nº 20/2008. 2008.

Paraná. Resolução SEMA/IAP nº 005/2009. 2009.

Reis, D.N., Davide, A.C., e Ferreira, D.F. 2014. Indicadores preliminares para a avaliação da restauração em reflorestamentos de ambientes ciliares. *Pesquisa Florestal Brasileira* v.34, n.80, p.375-389.

Rech, C.C.C., da Silva, A.C., Higuchi, P., Schimalski, M.B., Pscheidt, F., Schmidt, A.B., Ansolin, R.D., Bento, M.A., Missio, F.F., Loebens, R. 2015. Avaliação da restauração florestal de uma APP degradada em Santa Catarina. *Floresta e Ambiente*, v.22, n.2, p.194-203.

Rodrigues, R.R., Gandolfi, S. Nave, A.G., e Attanasio, C.M. 2007. Atividades de adequação ambiental e restauração florestal do LERF/ESALQ/USP. *Pesquisa Florestal Brasileira*, v.55(), p.7-21.

Rouget, M., Richardson D.M., Cowling, R.M. 2003. The current configuration of protected areas in the Cape Floristic Region, South Africa- reservation bias and representation of biodiversity patterns and process. *Biological Conservation*, v.112(), p.129-145.

São Paulo. Resolução SMA nº 21/2001. 2001.

São Paulo. Resolução SMA nº 11/2002. 2002.

São Paulo. Resolução SMA nº 47/2003. 2003.

São Paulo. Resolução SMA nº 47/2004. 2004.

São Paulo. Resolução SMA nº 48/2008. 2008.

São Paulo. Resolução SMA nº 32/2014. 2014.

Sayer, J., Chokkalingam, U. e Poulsen, J. The restoration of forest biodiversity and ecological values. 2004. *Forest Ecology and Management* v.201(), p.3-11.

SER, Sociedade Internacional para a Restauração Ecológica. 2005. Clewell, A., Rieger, J., e Munro, J. Diretrizes para desenvolver e gerenciar projetos de restauração ecológica. Ed. Nº 2. Acesso em Abril de 2015. Disponível em: <http://www.ser.org>.

Trevelin, L.C., Silveira, M., Port-Carvalho, C., Homem, D.H. & Cruz-Neto, A.P. 2013.

Use of space by frugivorous bats (Chiroptera: Phyllostomidae) in a restored Atlantic forest fragment in Brazil. *Forest Ecology and Management*. v.291(), p. 136-143.

Wortley, L., Hero, Jean-M., e Howes, M. 2013. Evaluating ecological restoration success:

a review. *Restoration Ecology* v.21, n.5, p.537-543.

CAPÍTULO 1

Avaliação Ecológica Rápida para o monitoramento de fragmentos de sítios de restauração e fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual

RESUMO

Novas metodologias, a exemplo da avaliação ecológica rápida (AER), podem ser utilizadas no desenvolvimento e aprimoramento de métodos de coleta de dados da vegetação, e se comparadas a métodos convencionais, como o uso de parcelas, apontar as técnicas mais eficientes para monitorar ambientes em diferentes graus de degradação. Este estudo procurou responder aos questionamentos: O método de AER é eficiente para o monitoramento de áreas em restauração? Existem indicadores ambientais importantes que sejam adequados para previsão da composição, estrutura ou funcionamento do ecossistema em fragmentos de florestas nativas e áreas em restauração? O estudo foi conduzido em oito áreas em restauração (RF) e quatro fragmentos de florestas nativas (FF), localizados nos Estados do Paraná e São Paulo, Brasil. Em cada área foram alocadas 10 parcelas de 100 m², e todos os indivíduos lenhosos com DAP \geq 2,5 cm foram inventariados. Em parcelas de (100 m²), a vegetação com DAP \geq 20 cm. Em sub-parcelas de 25 m² foi estimada a cobertura de herbáceas e identificadas as espécies de lianas. Aplicou-se o método de AER nos mesmos pontos amostrados através das técnicas convencionais. Ao fim da coleta de dados, as duas metodologias foram comparadas quanto à previsão da diversidade e das condições ambientais. Por meio da exclusão de diferentes indicadores, foram desenvolvidas versões de AER alternativas para identificar quais são os indicadores de maior contribuição para a descrição dos ecossistemas estudados. Vegetação exótica, notadamente a cobertura de gramíneas, se configura como importantes indicadores a serem avaliados na Floresta Atlântica. Espécies epífitas puderam descrever o estágio da sucessão secundária e/ou indicar degradação, podendo ser incluídas em AER de RF, todavia a presença destes grupos só ocorrerá em idades mais avançadas de plantio. Para FF, *Ficus* e *E. edulis* tiveram pouca eficiência em descrever os sítios, já a espécie *A. polyneuron* teve melhor representatividade. Em RF houve baixa densidade de *E. edulis* e *A. polyneuron*, e *Ficus* teve melhor eficácia em descrever as amostras. Indicadores ligados ao funcionamento do ecossistema, como a cobertura de serapilheira, não foram eficientes em discriminar FF, sendo mais eficazes para verificar a retomada da ciclagem de nutrientes nos RF. Não foram identificados processos erosivos nos RF amostrados, contudo, dado ao contexto de degradação dos ambientes em restauração, este indicador é sugerido em listas de AER. As árvores mortas em pé e emaranhados de cipós foram mais eficazes para descrever ambientes de RF, sendo indicadores que podem também ser monitorados em FF para detectar degradação em curso ou dinâmica de clareiras. Muito embora não identificados, os indicadores de atividades humanas (fogo, lazer, animais domésticos e lixo), são sugeridos em AER de RF e FF no entorno de reservatórios ou próximos de áreas urbanas, posto que fornecem um panorama sobre fatores externos de perturbação, que requerem medidas no âmbito da educação ambiental. Neste estudo, o método de AER testado foi capaz de discriminar os fragmentos florestais das áreas em restauração, e foi possível detectar os indicadores que melhor descreveram os ambientes de FF e RF. Entretanto não foi observada relação entre a diversidade encontrada por meio de técnicas convencionais (riqueza, abundância, índice de Shannon) com aquela oriunda de coleta por meio de AER (índice de integridade biológica). De forma geral, o método AER se constitui como uma ferramenta útil para o monitoramento de ambientes conservados devido à sua fácil replicabilidade e entendimento, assim como por apresentar curto tempo em campo e baixo custo de coleta. Entretanto neste estudo, a lista de AER utilizada foi mais eficiente para descrever os ambientes em restauração, podendo ser aplicada nestes ambientes no contexto das paisagens fragmentadas de Floresta Estacional Semidecidual no sul e sudeste do país.

Palavras chave: indicadores ecológicos, monitoramento de vegetação terrestre, métodos rápidos de avaliação.

ABSTRACT

Conventional techniques of vegetation collection, as well as, newer methodologies, for example, rapid ecological assessment (REA) can be used to develop and enhance data collection methods. Thus revealing the importance of each indicator and pointing the most efficient technique to monitor different environments, biomes and degradation levels. This study focused on answering the following questions: is the REA method efficient for monitoring area in the processes of restoration? Can a single species or a group of species function as prediction indicators of composition and/or vegetation assemblages structure, and still, are they different in primary forest fragments and restoration areas? Are there important environmental indicators which are adequate to predict ecosystems composition, structure and function in areas of primary forest and restoration areas? This study was conducted in Atlantic Forest restoration areas (RA) and native forest fragments (FF), in the states of Paraná and São Paulo, Brazil. Ten 100 m² plots with 100m in between each, all woody species with DBH of $\geq 2,5$ cm were recorded and in another plot adjacent to the first plot (100 m²), all vegetation with DBH of ≥ 20 cm. In sub-plots of 25m² the herbaceous cover was estimated and the liana species were identified. The REA method was also applied in these same sample plots, as well as, conventional techniques. At the end of data collection, the methodologies were compared as predictors for environmental conditions and diversity. By excluding different indicators, alternative versions of the REA developed to identify which indicators are better suited to describe the studied environments. Alien vegetation species, specifically grasses, are relevant contributors as indicators in the Atlantic Forest. Epiphytes described the secondary succession stage or indicate degradation and can be included in the RAE of RA, however the presence of these groups will only happen in older planted areas. For FF *Ficus* and *Euterpe edulis* had low efficiency in describing the samples. Indicators related to ecosystem functions, such as, ground leaf litter were not efficient in discriminating FF, thus were more efficient to verify the reuptake of nutrient cycling in RA. Erosive processes were not identified in the sampled RA, however, given the degradation context of the environments in restoration, this indicator is suggested in RAE lists. The dead standing tree and lianas tangles were efficient in describing RA, being indicators which can also be monitored in FF to reveal degradations in course or canopy gap dynamics. Although were not identified as such, human activities (fire, domestic animals and trash), are suggested in RA and FF RAE adjacent to reservoirs and urban areas, being that they give a panorama about perturbation external factors which deserve work in environmental educations. In this study the RAE tested was able to distinguish the forest fragments and the restoration sites, and was possible to detect the better's indicators to each environment. However wasn't observed relationship between the diversity accessed by conventional techniques (species richness, abundance and the Shannon index) and that accessed by the REA method. Overall, the REA method is a useful tool to monitor more conserved areas due to the easy replication, as well as to a short time and low cost data collection. Yet, in this study the REA list developed was more efficient to describe the RA, being useful to study these environments in the context of fragmented Seasonal Atlantic Forests in the south and southeast of Brazil.

Key-words: ecological indicators, terrestrial vegetation monitoring, rapid evaluation methods.

1. INTRODUÇÃO

A conservação e proteção dos fragmentos remanescentes, assim como a restauração de florestas e de bacias hidrográficas degradadas se configuram atualmente como importantes estratégias para a conservação da biodiversidade e para a qualidade e manutenção dos serviços ambientais sustentados pelas florestas, especialmente nos Trópicos (Chazdon, 2009; GPFLR, 2011). Neste contexto, os ambientes conservados se apresentam como uma importante fonte de propágulos, de refúgio de fauna e da qualidade de serviços ecossistêmicos, servindo como referência para os objetivos a serem atingidos em projetos de restauração, enquanto que os ambientes já degradados figuram como áreas que podem tornar-se disponíveis para a restauração (Sayer, Chokkalingam e Pulsen, 2004; Schedlbauer e Kananagh, 2008; GPFLR, 2011). No Brasil, estes ambientes degradados podem servir como áreas de apoio para os grandes acordos ambientais firmados, a exemplo do Pacto pela Restauração da Mata Atlântica no plano nacional, e entre países, o desafio internacional Bonn-Challenge que busca restaurar 150 milhões de hectares de florestas Tropicais ao redor do mundo (Sayer, Chokkalingam e Pulsen, 2004; Schedlbauer e Kananagh, 2008; Brancalion *et al.*, 2010; GPFLR, 2011).

Contudo, uma importante etapa para conservação da biodiversidade ou da restauração ecológica é o monitoramento de ecossistemas e de indicadores ecológicos (Chiarucci, *et al.* 2001; Chiarucci *et al.*, 2001; Bosire *et al.* 2006; Brancalion *et al.*, 2010; Reis, Davide e Ferreira, 2014). É este processo de coleta de informações e monitoramento das condições atuais ou das ações implementadas que permite aprimorar e/ou readequar os métodos e técnicas empregadas, contribuindo com o conhecimento técnico e científico sobre as atividades de conservação e/ou restauração (Bosire *et al.* 2006; Brancalion *et al.*, 2010; Reis, Davide e Ferreira, 2014).

Neste sentido, técnicas convencionais de coleta de vegetação, assim como novas metodologias, a exemplo da avaliação ecológica rápida (AER), podem ser utilizadas na busca e aprimoramento de métodos de coleta de dados empíricos, e para a divulgação do conhecimento a respeito do monitoramento para órgãos ambientais, setor privado, comunidade científica, e proprietários rurais (Brandão, 2002; Ramsay *et al.*, 2006; Krupek, 2010; Medeiros e Torezan 2013; Medeiros *et al.*, 2015). E, cada vez mais, a divulgação destes conhecimentos é importante para contribuir com as discussões em relação à importância relativa das características e do número de indicadores a serem avaliados, e quais as técnicas utilizadas são mais eficientes em diferentes ambientes,

biomas e graus de degradação (Dale e Beyeler, 2001; SER, 2005; Reis, Davide e Ferreira, 2014).

Os métodos convencionais de amostragem da vegetação são validados e utilizados em diversos estudos de levantamentos florísticos, de estrutura florestal e de avaliações ecológicas, e são amplamente divulgados na literatura (Viani *et al.*, 2011; Marcuzzo *et al.*, 2013; Suganuma e Torezan, 2013; Scervino e Torezan, 2015; Gris e Temponi, 2017). A coleta por meio de técnicas convencionais para obter dados de diversidade vegetal e indicadores ambientais varia de acordo com a escala pretendida, podendo ser de caráter exploratório (avaliação de tipos vegetacionais), de reconhecimento (sub-tipos de florestas, práticas conservacionistas, unidades de manejo e tendências industriais) ou detalhados (áreas de até 5.000 ha, investigação de composição, planos de monitoramento, de manejo e de exploração florestal) (Felfili e Rezende, 2003). Os inventários em escala detalhada se dão, na maioria das vezes, através da alocação de unidades amostrais fixas (transectos ou parcelas) ou variáveis, que buscam englobar as variações florísticas e estruturais dos ecossistemas estudados, exigem conhecimento científico específico e demandam longos períodos de tempo (Felfili e Rezende, 2003) quando comparados aos métodos de avaliação rápida (Medeiros, 2010).

Em resposta a alta demanda de tempo e orçamento das técnicas convencionais de coleta de dados de diversidade, começam a ser desenvolvidas a partir da década de 80, e se intensifica o debate e as pesquisas em meados de 90, sobre metodologias rápidas de inventário de biodiversidade (Sayre *et al.*, 2000). Estes inventários buscam produzir informações integradas e espacialmente explícitas, por meio de levantamentos flexíveis, rápidos e direcionados, utilizando-se de coletas em campo e imagens de satélite, favorecendo o planejamento da conservação e de monitoramento em múltiplas escalas (Sayre *et al.*, 2000). E estes métodos foram reconhecidos como: “uma avaliação a qual é frequentemente empreendida em caráter de urgência, em curto espaço de tempo, para produzir resultados reais e aplicáveis” (UNEP, 2003; Medeiros, 2010).

A avaliação ecológica rápida (AER) foi desenvolvida pela Nature Conservancy e sua primeira aplicação ocorreu em florestas úmidas no Paraguai (1988), com a finalidade de identificar habitats prioritários para a conservação destes ecossistemas (Sayre *et al.*, 2000). Desta forma, a AER pode caracterizar a biodiversidade em escala da paisagem, e na descrição desta unidade, em escala de espécie, de forma cientificamente válida, rápida e barata (Sayre *et al.*, 2000; Medeiros, 2010). Este método se utiliza de uma escala de integridade, que varia de baixa a excelente qualidade, permitindo gerar um índice de

qualidade ambiental através da soma das pontuações dos indicadores, a exemplo dos Índices de Integridade Biológica (IIB) que procuram descrever as condições ambientais dos ecossistemas monitorados (Medeiros, 2010; Medeiros e Torezan, 2013).

Na literatura são encontrados estudos já consolidados sobre testes de eficiência e validação técnico-científica de AER em ambientes de fragmentos de floresta conservados (Brandão, 2002; Behera *et al.*, 2005; Medeiros e Torezan, 2013; Medeiros *et al.*, 2015). Entretanto são escassos estudos que testem a sensibilidade e acurácia deste método em ambientes em restauração, notadamente em reflorestamentos no bioma de Floresta Estacional Semidecidual, bioma da Floresta Atlântica. Assim, selecionar indicadores eficientes para os ambientes em restauração, potencialmente poderá reduzir custos e/ou ampliar a área contemplada e os prazos de monitoramento, utilizando métodos reconhecidos pelos gestores públicos, setor privado, e comunidade científica, fornecendo resultados cuja interpretação está sujeita a regras claras, facilitando o planejamento ou a concepção e execução de projetos básicos ambientais, e contribuindo com uma base de dados para subsidiar critérios adotados em legislações de meio ambiente.

Em vista disso, o objetivo deste estudo consiste em selecionar indicadores ecológicos cientificamente válidos, aplicáveis ao contexto das paisagens de Floresta Estacional Semidecidual fragmentadas, bioma da Floresta Atlântica, no Sul e Sudeste do Brasil, procurando-se responder aos seguintes questionamentos: (i) O método de AER é eficiente para detectar diferenças entre fragmentos de florestas nativas e áreas em restauração e, amiúde, para o monitoramento de ambientes em restauração? (ii) Espécies em particular ou grupos de espécies podem funcionar como indicadores ecológicos preditores da composição e da estrutura de assembleias vegetais, e ainda, estas são diferentes nos fragmentos de florestas nativas e áreas em restauração? (iii) Existem indicadores ecológicos importantes e qual é o conjunto de indicadores, com alta representatividade ambiental e baixo custo de coleta, que sejam adequados para a previsão da composição, estrutura ou funcionamento do ecossistema em fragmentos de florestas nativas e áreas em restauração?

2.MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Áreas de estudo

O estudo foi realizado em oito áreas em restauração (RF), de reflorestamentos com o plantio de vegetação nativa, e quatro fragmentos de florestas nativas (FF), localizados no Norte do Estado do Paraná e Sudoeste de São Paulo, Brasil (Tabela 1, Figura 1), nos anos de 2015 e 2016. Todas as áreas estão localizadas no entorno dos reservatórios das Usinas Hidrelétricas (UHEs) de Capivara e Taquaruçu, sob a concessão da empresa Duke Energy e CTG Brasil.

A cobertura florestal é classificada como Floresta Estacional Semidecidual, um subtipo do bioma da Floresta Atlântica (Torezan, 2002). O clima da região é caracterizado como Cfa subtropical úmido, segundo a classificação de Köppen, com geadas pouco frequentes, período de chuvas concentrado no verão (dezembro-janeiro), e sem estação seca definida. A temperatura média no mês mais quente (janeiro) é de 23,8 ° C e no mês mais frio (julho) de 16,8 ° C. A precipitação média em janeiro (verão) é de 201,4 mm e 56,5 mm em julho (inverno) (IAPAR, 2000). O solo é classificado como latossolo roxo eutrófico, de origem basáltica, e destaca-se por ser de grande fertilidade natural (Stipp, 2002). A região e as matrizes das paisagens em que as áreas de estudo estão inseridas apresentam histórico de uso da terra com monoculturas de soja e milho.

Todas as áreas em restauração estudadas estão entre 293 m (nível máximo de água do reservatório) e 350 m acima nível do mar. Os plantios foram realizados entre os anos de 2002 e 2004 apenas com espécies arbóreas nativas, pioneiras e secundárias iniciais. Houve manutenção manual e mecânica para retirada de espécies invasoras durante os dois primeiros anos após o plantio. Nesse período, qualquer tipo de regenerante (nativo ou não) foi eliminado.

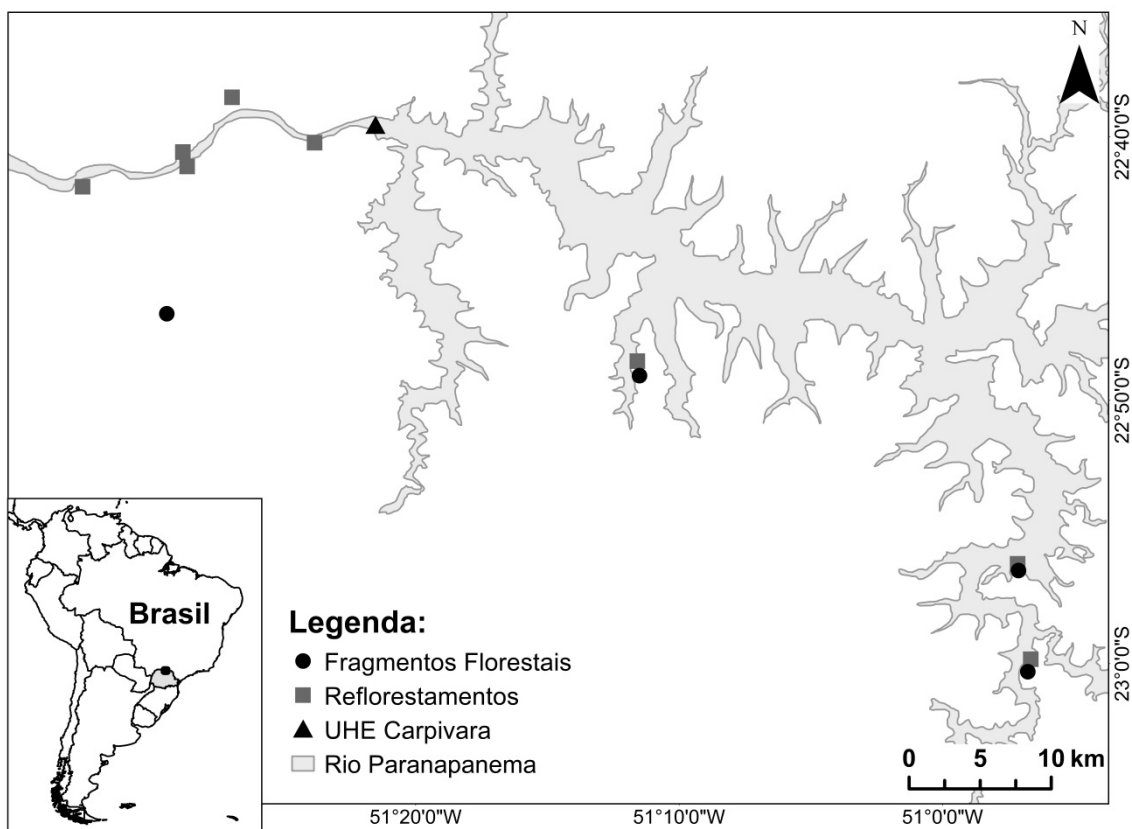


Figura 1: Localização das áreas de estudo no rio Paranapanema, em fragmentos de florestas nativas (FF) e áreas em restauração (RF), em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, bioma de Floresta Atlântica, Brasil. O rio corre de leste para oeste.



Figura 2: Imagem de satélite das áreas de estudo em fragmentos de florestas nativas (FF) e áreas em restauração (RF), em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, bioma de Floresta Atlântica, Brasil. O rio corre de leste para oeste. Fonte: Google Earth (2018).

Tabela 1: Área de estudo- área, coordenadas geográficas e tipos de ambientes utilizados para amostragem, em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, bioma de Floresta Atlântica, Brasil.

Área de estudo	Ambiente	Área (ha)	Coordenada geográfica
Congonhas (CGH)		108	23°14'61" S, 50°56'54" O
Alvorada (ALV)		128	22°49'04" S, 51°11'30" O
Santo Antônio (SAN)	FF	32	22°56'20" S, 50°57'11" O
Parque Florestal de Ibicatu (IBI)		302	22°46'33" S, 51°29'40" O
Congonhas (CGH)*		12	22°59'48" S, 50°56'45" O
Alvorada (ALV)		11	22°48'31" S, 51°11'35" O
Santo Antônio (SAN)		33	22°56'42" S, 50°56'97" O
Capim 5 (CAP5)		28	22°40'38" S, 51°28'41" O
Capim 6 (CAP6)	RF	58	22°41'67" S, 51°32'57" O
Salto 4 (SAL)		55	22°39'43" S, 51°23'54" O
Anhumas 1 (ANH1)**		30	22°37'19" S, 51°26'44" O
Anhumas 2 (ANH2)**		43	22°40'02" S, 51°28'28" O

FF: fragmentos de florestas, RF: áreas em restauração (reflorestamentos).

Congonhas (CGH); Alvorada (ALV); Santo Antônio (STO); Parque Florestal de Ibicatu (IBI); Capim 5 (CAP 5); Capim 6 (CAP 6), Salto 4 (SAL); Anhumas 1 (ANH 1); Anhumas 2 (ANH 2).

*Todas as áreas em restauração foram implantadas em 2004, exceto CHG implantada em 2002.

** Todas as áreas localizam-se no Estado do Paraná, exceto ANH 1 e ANH 2, localizadas no Estado de São Paulo.

2.2 Coleta de dados

Técnicas convencionais (parcelas)

A coleta foi realizada por meio de inventários detalhados, em uma amostragem sistemática com a alocação de parcelas em intervalos regulares, com o intuito de cobrir uniformemente a área estudada (Felfili e Rezende, 2003).

Em cada ambiente de estudo foram alocadas 10 parcelas de 10 x 10 m (100 m²) com distância fixa de 100 m entre si, e de 100 m das bordas das entradas da área e das margens do reservatório, quando possível. Para avaliação da diversidade das espécies vegetais foram contados e identificados todos os indivíduos lenhosos (arbustos e árvores) com DAP \geq 2,5 cm. Em uma parcela de 100 m² contígua a esta, foi avaliada apenas a vegetação lenhosa com DAP \geq 20 cm. Esta vegetação foi classificada quanto à origem (nativa ou exótica) para as análises estatísticas. Em sub-parcelas de 5 x 5 m (25 m²) foi estimada a cobertura do solo por espécies herbáceas, distribuídas em gramíneas e não-gramíneas. A cobertura foi estimada visualmente, em porcentagem, subdividindo-se a parcela em incrementos de 25%, com auxílio de uma trena.

Os indivíduos não identificados foram coletados e identificados por meio de exsicatas no herbário da Universidade Estadual de Londrina (UEL) ou agrupados em morfo-espécies.

Avaliação Ecológica Rápida

Foi utilizado o método de Avaliação Ecológica Rápida (AER), adaptado de Medeiros e Torezan (2013), nos mesmos pontos amostrados por meio de técnicas convencionais (no centro de cada parcela de 200 m²), totalizando 10 pontos de observação em cada área de estudo, percorrendo um transecto de 1 km no interior de cada área. A avaliação da vegetação e das condições ambientais por meio de AER foi realizada com o auxílio de uma lista de indicadores ecológicos (Tabela 2) aplicada por três observadores, com a presença de dois deles em todas as observações do início ao fim da coleta.

Ao fim da coleta de dados, as duas metodologias aplicadas foram comparadas quanto aos resultados obtidos e sua eficiência na previsão da diversidade da vegetação e das condições ambientais dos ecossistemas avaliados (Brice e Hughes, 2002; Medeiros e

Torezan, 2013). Análise de sensibilidade, por meio de análise de gráficos de dispersão, foi utilizada com o objetivo de elencar os indicadores a serem excluídos nas versões alternativas de AER desenvolvidas após a coleta de dados. As versões alternativas de AER foram desenvolvidas a fim de buscar o modelo e o conjunto de indicadores ecológicos mais adequados para cada tipo de ambiente estudado.

Para o desenvolvimento da lista procurou-se incluir indicadores ecológicos que representem os ecossistemas de Floresta Estacional Semidecidual, sejam de fácil observação em campo, e cuja análise de forma integrada possa gerar um índice de integridade biológica (IIB) (Medeiros, 2010, Medeiros e Torezan, 2013). Foi elaborada uma versão de lista de AER para FF, na lista de RF alguns indicadores ecológicos foram alterados e incluídos, devido às particularidades de cada ambiente (tabela 2).

A avaliação das listas de AER se utilizou de uma escala ordinal de valores de integridade que variou de 1 (integridade muito baixa) a 5 (integridade excelente). Através da soma destes valores para cada indicador foi estimado o índice de integridade biológica (IIB) para cada área estudada, que variou entre número mínimo de pontuação 15 e máximo de 75 para os FF, e de pontuação mínima de 16 e máxima de 80 para os RF.

Tabela 2: Lista de indicadores para Avaliação Ecológica Rápida (AER) em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, no bioma da Floresta Atlântica, Brasil. Indicadores e escala ordinal de valores de integridade biológica, sendo que 1 representa integridade mínima e 5 integridade máxima.

Indicadores	1	2	3	4	5
1-Cobertura de Serapilheira¹	≥ 80% de solo exposto	50% a 70% de solo nu e até 2 cm	Até 5 cm com presença de trama de raízes pouco desenvolvida	Até 10 cm com presença de trama de raízes desenvolvida	≥ a 10 cm com presença de folhas, ramos, galhos e tramas de raízes bem desenvolvida
2-Árvores mortas em pé²	Acima de 4	Até 4	3	2	Até 1
3-Árvores com DAP entre 20 a 50 cm (FF)³	Ausente	Até 1	Até 2	Até 3	Acima de 3
3-Árvores com DAP entre 20 a 30 cm (RF)³	Ausente	Até 1	Até 2	Até 3	Acima de 3
4-Árvores com DAP >50 cm³	Ausente	Até 1	Até 2	Até 3	Acima de 3
5-Cobertura de herbáceas não gramíneas⁴	≥ 70%	Entre 50% a 70%	Entre 20% a 50%	Entre 5% a 20%	Ausente
6-Cobertura de gramíneas exóticas⁴	≥ 70%	Entre 50% a 70%	Entre 20% a 50%	Entre 5% a 20%	Ausente
7-Outras espécies exóticas⁴	Acima de 6	Até 6	Até 3	Até 2	Até 1
8-Emaranhado de lianas⁵	Acima de 4	Até 4	Até 3	Até 2	Até 1
9-Eco-unidades⁶	Clareira com muito cipó	Clareira com pouco cipó	Dossel baixo, aproximadamente 10 m	Dossel aberto com até 60% de luminosidade	Dossel fechado com até 10% de luminosidade
10-Altura do dossel⁶	Até 5 m	5 – 10 m	10 – 15 m	15 – 20 m	> 20 m
11-Epífitas vasculares, exceto Orchidaceae⁷	Apenas avasculares	Até 1	Até 2	Até 3	Acima de 3
12-Espécies de Orchidaceae⁷	Ausente	1	2	3	Acima de 3
13-Ficus sp. (Moraceae)⁸	Apenas em regeneração	Até 1	Até 2	Até 3	Acima de 3
14-Euterpes edulis (Arecaceae)⁹	Ausente	Apenas em regeneração	Até 1	Até 2	Acima de 2
15-Aspidosperma polyneuron (Apocynaceae)¹⁰	Ausente	Apenas em regeneração	Até 1	Até 2	Acima de 2
16-Presença de processos erosivos¹¹	Mais 4	Até 3	Até 2	Até 1	Ausente
17-Sinais de fogo¹²	Presente no	Presente nas			Ausente

Indicadores	1	2	3	4	5
	interior do fragmento	bordas do fragmento			
18-Sinais de atividades de Lazer¹²	Presente no interior do fragmento	Presente nas bordas do fragmento			Ausente
19- Presença de animais domésticos¹²	Presente no interior do fragmento	Presente nas bordas do fragmento			Ausente
20- Presença de lixo¹²	Presente no interior do fragmento	Presente nas bordas do fragmento			Ausente

¹ parte integrante da ciclagem de nutrientes, relaciona-se com a ciclagem de nutrientes (Medeiros, 2010; Le *et al.*, 2011; Medeiros e Torezan, 2013).

² relaciona-se com efeitos de borda e perturbações ambientais (Medeiros, 2010; Medeiros e Torezan, 2013).

³ relacionam-se com a estrutura florestal, e buscam verificar o estado atual e estágio sucessional dos ecossistemas (CONAMA 2/1994).

⁴ relacionam-se a alta luminosidade, microclima severo, competição com espécies nativas, e aumento dos eventos de fogo (CONAMA 2/1994, Medeiros, 2010; Le *et al.*, 2011; SMA 32/2014; Colmanetti *et al.*, 2015).

⁵ afetam a sobrevivência das árvores suporte, relacionam-se a efeitos de borda e/ou abertura de clareiras (Medeiros, 2010; Medeiros e Torezan, 2013).

⁶ relacionam-se com a estrutura florestal (Le *et al.*, 2011; Medeiros e Torezan, 2013)

⁷ sensíveis à alterações microclimáticas, associadas à áreas com altos índices de integridade biológica em florestas Tropicais (CONAMA 2/1994, Medeiros, 2010; Medeiros e Torezan, 2013).

⁸ espécies chaves para frugívoros em florestas Tropicais (Nazareno *et al.*, 2007, Medeiros e Torezan, 2013).

⁹ espécie climática, fornece recursos para uma ampla variedade de fauna (Souza *et al.*, 2017; Medeiros e Torezan, 2013).

¹⁰ espécie emergente no dossel, de ampla distribuição na região de estudo, mas atualmente encontra-se ameaçada de extinção (Medeiros, 2010; Medeiros e Torezan, 2013).

¹¹ relaciona-se com a perda e à compactação do solo, comum em áreas degradadas (Brancalion *et al.*, Le *et al.*, 2011).

¹² importantes em áreas em restauração, notadamente, naquelas localizadas no entorno de reservatórios hidroelétricos ou em áreas urbanas, onde há trânsito frequente de pessoas.

2.3 Análise dos dados

A normalidade dos dados foi verificada através do teste de Kolmogorov-Smirnov e a homogeneidade das variâncias através do teste de Levene. Quando houve distribuição indistinta da normal ou heterogeneidade de variâncias, foram utilizados testes não-

paramétricos. ANOVA, seguida de Tukey, foi utilizada para comparar o índice de integridade biológica (IIB) (AER) nos locais amostrados. O teste T- Student ou Mann-Whitney foi aplicado para comparar as variáveis relacionadas com a riqueza e abundância de espécies arbóreas e arbustivas, a cobertura de herbáceas (%), a riqueza de lianas, variáveis e o índice de diversidade de Shannon (H') entre os ambientes de FF e RF.

Regressão linear ou correlação de Spearman foram utilizadas para avaliar a relação entre a riqueza de espécies arbóreas e de lianas (técnicas convencionais) e o IIB (AER), assim como para analisar a relação entre a diversidade destas espécies com a cobertura de espécies herbáceas.

O Índice de Diversidade de Shannon (H') (técnicas convencionais) foi aplicado para avaliar a diversidade de cada área. Posteriormente, este índice foi utilizado em um teste de Correlação de Spearman, seguida de regressão linear, com a variável de IIB para cada versão alternativa de AER desenvolvida (V2 e V3). Curvas de acúmulo de espécies e o estimador de diversidade Jackknife 1 foram utilizados para avaliar a riqueza observada e esperada tanto em relação ao o número de indivíduos, quanto para avaliar o esforço amostral.

Para verificar a eficiência dos indicadores da lista de AER em discriminar os pontos de observação, foram utilizados gráficos de dispersão, visando identificar os indicadores com maior sobreposição das amostras. Após a identificação destes, foram calculadas versões alternativas da AER sem os mesmos (Medeiros e Torezan, 2013). As versões alternativas foram submetidas aos mesmos testes da versão original, tendo como objetivo testar o impacto da exclusão destes indicadores identificados como menos eficientes, na busca de validar o modelo de AER e o conjunto de indicadores mais adequados para preverem a diversidade e as condições ambientais dos ecossistemas avaliados de FF e RF, em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Atlântica.

Os resultados de todas as análises foram considerados significativos quando $p < 0,05$.

3. RESULTADOS

Nos ambientes estudados foram observadas 176 espécies arbóreas e 24 espécies de lianas lenhosas. Nos quatro fragmentos de florestas nativas (FF) foram encontradas 126 espécies lenhosas e 24 espécies de lianas. Nos oito ambientes em restauração (RF) foram observadas 105 espécies lenhosas e nove espécies de lianas. Apenas uma espécie exótica foi amostrada em FF (*Melia azedarach* L.), e seis espécies em RF (Tabela 3, Apêndice A).

Ao se comparar FF e RF, observou-se que a riqueza total ($U = (80, 40) = 243,500$, $p=0,000$), abundância total ($T = (_{RF} = 18,520, _{FF} = 34,475, 118)$ $p = 0,000$), e de espécies nativas ($U_{80,40} = 216,000$, $p = 0,000$; ($T = (_{RF} = 17,425, _{FF} = 34,450, 118, p = 0,000$, riqueza e abundância respectivamente), foram maiores em FF, assim como a riqueza de lianas ($U_{78,40} = 329,000$, $p = 0,000$).

Já a riqueza e abundância de espécies exóticas foram maiores em RF ($U = (80, 40) = 1380, 000$, $p = 0,027$; $U = (80,40) = 1296,000$; $p = 0,006$, respectivamente). As maiores coberturas de gramíneas exóticas e herbáceas não gramíneas foram encontradas em RF ($U =_{78,40} = 560,000$; $p = 0,000$); $U_{78,40} = 936,500$; $p = 0,000$, respectivamente). Apenas o índice de diversidade de Shannon (H'). não diferiu entre estes ambientes.

Quando comparados os locais de FF entre si e de RF entre si, foi observada diferenças no índice de integridade biológica (IIB) entre as áreas estudadas nestes dois ambientes (Tabela 4, Figuras 3 A e B, Apêndice B).

Em ambientes de FF não foi observada presença de gramíneas, e quanto à cobertura de herbáceas não gramíneas foi encontrada uma média menor que 1% de cobertura nos sítios estudados. O fragmento com menor cobertura foi o Parque de Ibicatu (IBI) com 0,2 %, e o de maior foi Congonhas (CGH) com 1,3 % ($H_{3,40} = 14,326$; $p=0,002$). Para os sítios de RF, foi encontrada diferença entre as áreas para a cobertura de gramíneas, sendo Anhumas 2 (ANH2) a área com maior cobertura (63 %) e Capim 6 (CAP6) a com menor (1 %) ($H_{7,80} = 35,35$; $p=0,000$). Já para a cobertura de herbáceas não gramíneas, a maior cobertura foi observada em CGH (43 %) e as menores em CAP6 e ANH2 (0,6 %) ($H_{7,80} = 50,77$; $p=0,000$).

Para ambientes de RF, a vegetação arbórea apresentou correlação negativa com cobertura de gramíneas para a riqueza total de espécies ($S = - 0,25$; $p < 0,005$; $r^2 = 0,05$, $r = - 0,24$; $p = .0,003$, Figura 4 A, Apêndice C) e de espécies nativas ($S = - 0,260$; $p < 0,005$; $r^2 = 0,07$, $r = - 0,28$; $p = .0,012$, Figura 4 B, Apêndice C). Porém, relação positiva

com cobertura de herbáceas não gramíneas e a abundância, tanto para total ($S = + 0,38$; $p < 0,005$; $r^2 = 0,06$, $r = + 0,25$; $p = .0,026$, Figura 4 C, Apêndice C), quanto de nativas ($S = + 0,39$; $p < 0,005$; $r^2 = 0,05$, $r = + 0,24$; $p = .0,034$, Figura 4 D, Apêndice C).

No que se refere ao Índice de diversidade de Shannon (H'), que avalia riqueza e equabilidade, não foi observada diferença entre os FF e RF estudados. No entanto, verificou-se que em RF quanto maior é o número de espécies, maior é o H' encontrado ($S = + 0,69$; $p < 0,05$; $r^2 = 0,75$; $r = + 0,86$; $p = .0,005$) (Figura 5). Para FF não foi encontrada relação entre H' e número de espécies.

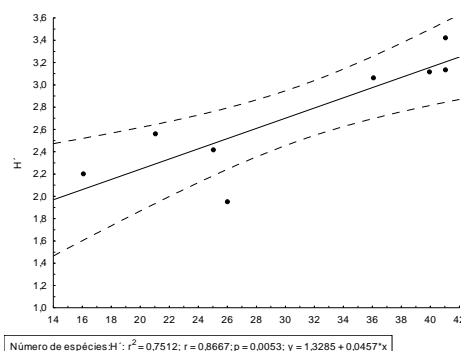
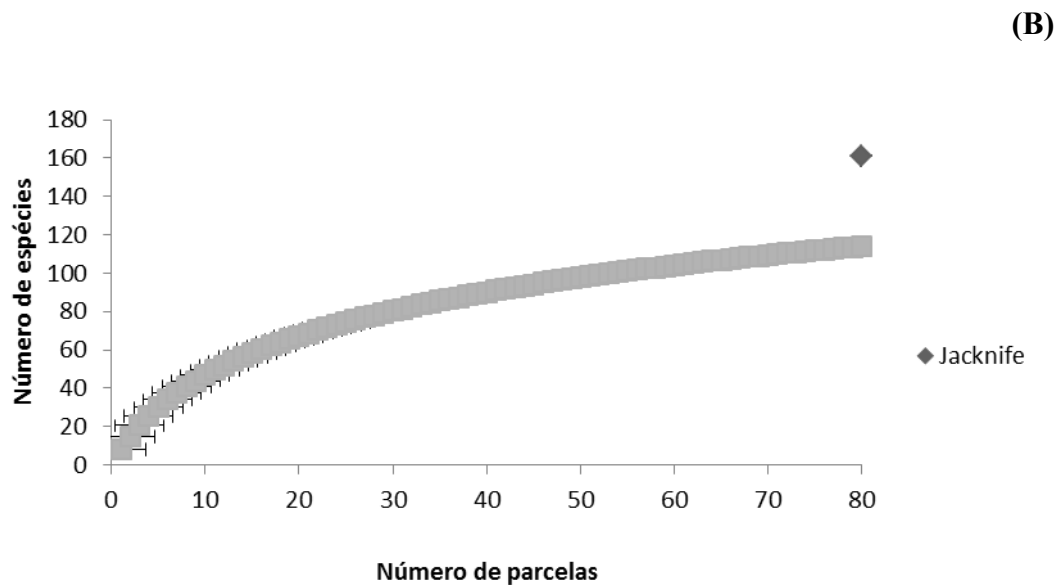
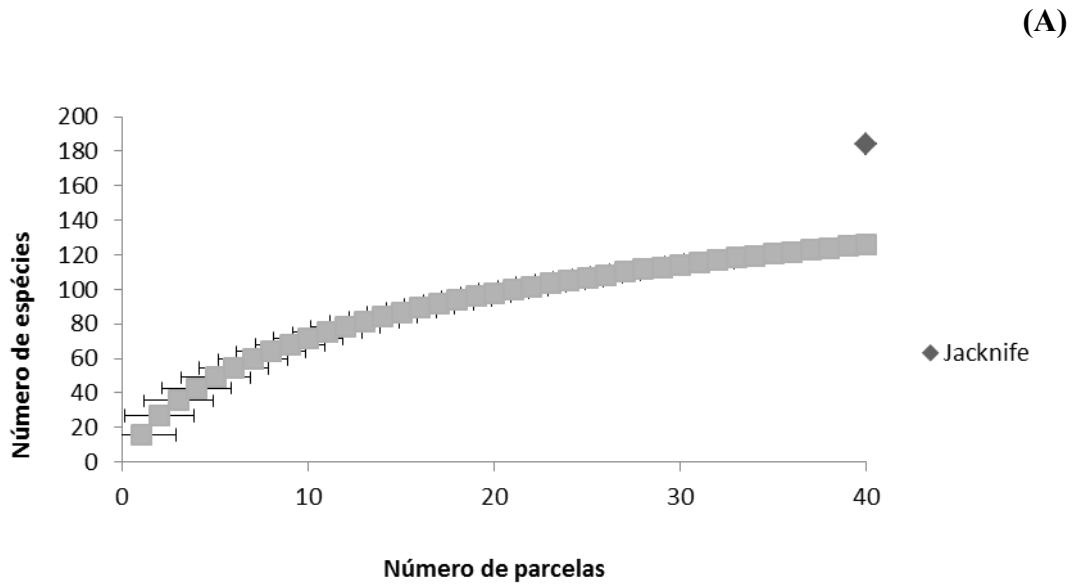


Figura 5: Relação entre o número de espécies amostradas por meio de coleta convencional e o Índice de Diversidade de Shannon (H') observados em áreas em restauração (RF) ($r^2 = 0,75$, $r = 0,86$; $p = 0,005$, Regressão Linear), em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, no bioma da Floresta Atlântica, Brasil.

Quanto ao Índice de diversidade de Shannon (H'), entre os ambientes de FF, o maior valor encontrado foi em Santo Antônio (SAN) com $H' = 3,53$ (tabela 4). Para os ambientes de RF o maior valor de H' foi encontrado em CAP6 com $H' = 3,42$ (tabela 4), muito embora não tenha sido observada diferença no H' entre FF e RF. (tabela 4).

Ao se avaliar a riqueza rarefeita em FF através de curvas de acúmulo de espécies, obteve-se que o maior número de espécies foi encontrado na área SAN, onde foi encontrado o maior H' , mas o maior número de indivíduos em CGH (Figuras 6 A, Apêndice D). O estimador de diversidade Jackknife 1 apontou para uma riqueza esperada de 166 espécies, enquanto foram amostradas 126 espécies arbóreas e arbustivas nestes ambientes (Figura 6 C, Apêndice D, Figura 7 A). Em RF, o maior número de espécies foi observado em CAP 6, área também com maior H' observado, e o maior número de indivíduos foi encontrado em CAP 5 (Figuras 6 B, Apêndice D). O estimador Jackknife 1 encontrado foi de 161 espécies, enquanto foram inventariadas 105 espécies arbóreas e

arbustivas em RF (Figura 6 D, Apêndice D, Figura 7 B). Em ambos os ambientes (FF e RF), a riqueza de espécies foram sub-amostradas, sugerindo a necessidade de maior esforço amostral para estimar a riqueza destas áreas de estudo.



Figuras 7: Curva de acúmulo das espécies amostradas por meio de coleta convencional em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, no bioma da Floresta Atlântica, Brasil. **(A):** em fragmentos de florestas nativas (FF) (riqueza observada = 126, estimador de diversidade Jackknife = 166 espécies). **(B):** em áreas em restauração (RF) (riqueza observada = 105, estimador de diversidade Jackknife = 161 espécies).

Ao se relacionar, através da correção de Spearman ou de Regressão Linear, as variáveis obtidas por meio de técnicas convencionais de coleta (riqueza e abundância de espécies lenhosas, H'), com aquela obtida por meio da AER (IIB), verificou-se que tanto em FF quanto em RF não foram observadas relações significativas. O mesmo ocorreu quando relacionado o índice de diversidade de Shannon (H') com o IIB. Somente a riqueza de lianas, em fragmentos florestas (FF), e a cobertura de gramíneas, em reflorestamentos (RF), se relacionaram com o IIB, ambos negativamente ($S = -0,32$, $p < 0,05$; $r^2 = 0,008$, $r = -0,29$; $p = 0,066$, $S = -0,43$; $p < 0,05$; $r^2 = 0,10$, $r = -0,32$; $p = 0,004$, respectivamente, Figuras 4 E e 4 F, Apêndice C).

Tabela 4: Índice de Integridade Biológica (IIB) e Índice de Diversidade de Shannon (H') entre os diferentes locais amostrados e nas diferentes versões desenvolvidas de AER, em fragmentos de florestas nativas (FF) e áreas em restauração (RF), em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, no bioma da Floresta Atlântica, Brasil.

Local	Ambiente	H'	IIB	IIB V2	IIB V3
ALV		3,38	45,6	30	21,7
SAN	FF	3,53	40,8*	26,9*	18,9*
CGH		3,07	48,5*	31,6*	22,6*
IBI		3,04	44,3	28,7	20,3
ANH 1		2,42	46,4	41,4	33,7
ANH 2		3,14	43,1*	38,1*	31
CAP 5		1,95	46,7	41,7	35
CAP 6	RF	3,42	48,7*	43,7*	36,7*
SAL		3,07	42,1*	37,2*	30,2*
ALV		2,56	46,6	41,6	32,4*
SAN		2,20	49,3*	44,3*	36,2*
CGH		3,12	43,7*	38,7*	31,6*

FF: IIB_{min}:15 -IIB_{max}:75; IIB V2- IIB_{min}:10 -IIB_{max}:50; IIB V3- IIB_{min}:6 -IIB_{max}:30.

RF: IIB_{min}:16 -IIB_{max}:80; IIB V2- IIB_{min}:15 -IIB_{max}:75; IIB V3- IIB_{min}:10 -IIB_{max}:50.

Congonhas (CGH); Alvorada (ALV); Santo Antônio (SAN); Parque Florestal de Ibicatu (IBI); Capim 5 (CAP 5); Capim 6 (CAP 6), Salto 4 (SAL); Anhumas 1 (ANH 1); Anhumas 2 (ANH 2)

H' : Índice de diversidade de Shannon

IIB: Índice de integridade biológica

IIB V2: Índice de integridade biológica da segunda versão de AER desenvolvida (V2)

IIB V3: Índice de integridade biológica da terceira versão de AER desenvolvida (V3)

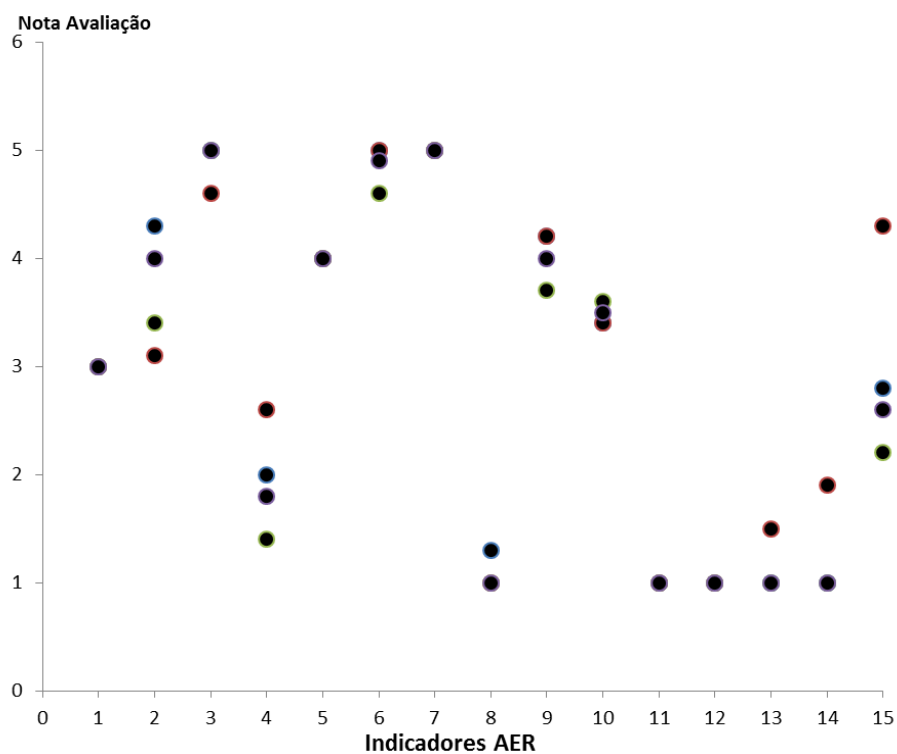
* Indica diferença entre os locais amostrados

Resultados considerados significativos quando $p < 0,05$, Análise de variância (ANOVA) seguido de Tukey

Foram desenvolvidas duas versões alternativas de AER para FF e RF (IIB-V2 e IIB-V3), nas quais os indicadores com maior sobreposição foram excluídos, na tentativa de desenvolver uma lista de AER com a maior representatividade possível para cada um destes ambientes em áreas de Floresta Estacional Semidecidual (Figuras 8 A e B). Após a criação das versões alternativas, os dados foram submetidos às mesmas análises estatísticas da versão original.

Nos ambientes de RF os atributos de presença e ausência de fogo (indicador 17), sinais de atividades de lazer (indicador 18), animais domésticos (indicador 19) e lixo (indicador 20), não foram utilizados nestas análises, pois não foram observados nenhum destes sinais nos locais amostrados.

(A)



(B)

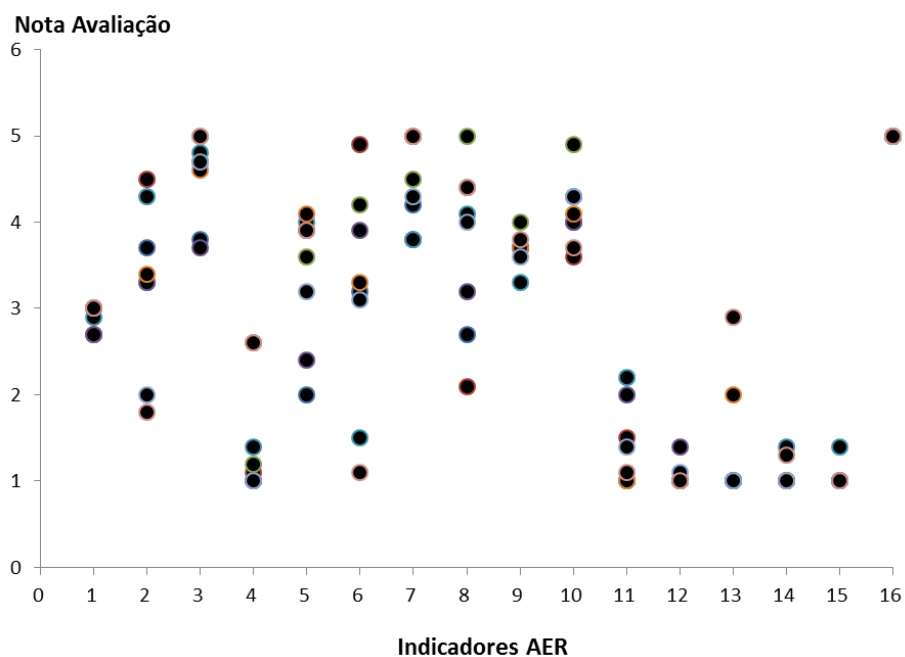


Figura 8: Análise de dispersão de indicadores de Avaliação Ecológica Rápida (AER) nos sítios amostrados de: **(A):** Fragmentos de florestas nativas (FF) (Nota mínima IIB_{\min} 15 – IIB_{\max} 75) **(B):** Áreas em restauração (RF) (Nota mínima IIB_{\min} 16 – IIB_{\max} 80), em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, no bioma da Floresta Atlântica, Brasil.

Na segunda versão desenvolvida (*IIB-V2*), tanto para FF quanto para RF, foram excluídos apenas os indicadores com sobreposição total das amostras, ou seja, àqueles indicadores que não distinguiram os diferentes locais amostrados. Para os ambientes FF foram excluídos os indicadores 1 (cobertura de serapilheira), 5 (cobertura de herbáceas não gramíneas), 7 (outras espécies exóticas), 11 (epífitas vasculares, exceto Orchidaceae), e 12 (espécies de Orchidaceae). Nesta versão, foi observada diferença entre os locais amostrados ($F_{3, 36} = 3,886$ $p=0,016$). (Figura 3 C, Apêndice B). Assim como na versão “original” (*IIB-VI*), não foi encontrada relação entre o IIB- V2 e a riqueza e abundância de espécies lenhosas e lianas, cobertura de herbáceas, ou com o índice de Shannon (H'), obtidos por meio de técnicas convencionais (Tabela 4, tabela 5).

Em RF, na AER alternativa (*IIB-V2*) foi desprezado o indicador 16 (presença de processos erosivos). Encontrou-se diferença no IIB V2 entre os locais de RF estudados (figura 3 D, Apêndice B), e relação com a cobertura de gramíneas exóticas ($S = - 0,43$, $p < 0,005$; $r^2 = 0,102$, $r = - 0,52$, $p = 0,000$, Figura 9 A, Apêndice E) (Tabela 4, tabela 5).

Na versão 3 foram excluídos, tanto em FF e RF (*IIB-V3*), apenas os indicadores que tiveram sobreposição de 50 % ou mais das amostras. São eles para FF, indicador 1 (cobertura de serapilheira), 3 (árvores com DAP entre 20 a 50 cm), 5 (cobertura de herbáceas não gramíneas), 7 (outras espécies exóticas), 8 (emaranhado de lianas), 11 (epífitas vasculares, exceto Orchidaceae), 12 (epífitas das espécies Orchidaceae), 13 (*Ficus* spp. (Moraceae)), e 14 (*Euterpes edulis* (Arecaceae)).

Para RF, em V 3, foram desprezados os indicadores 1 (cobertura de serapilheira), 12 (epífitas das espécies Orchidaceae), 13 (*Ficus* spp. (Moraceae)), 15 (*Aspidosperma polyneuron* (Apocynaceae)), e 16 (presença de processos erosivos).

Neste novo modelo desenvolvido (*IIB-V3*), em FF, foi encontrada diferença entre os locais estudados (Figura 3 E, Apêndice B). Porém, não houve relação entre o IIB e a riqueza e abundância de espécies arbóreas, herbáceas ou lianas, assim como entre o índice de Shannon (H') (Tabelas 4 e 5). Para ambientes de RF, também foi encontrada diferença entre os locais (Figura 3 F, Apêndice B). Foi identificada a relação entre o IIB-V3 e a cobertura de gramíneas ($S = -0,45$; $p < 0,05$; $r^2 = 0,139$, $r = - 0,37$, $p = 0,0,000$, Figura 9 B, Apêndice E) (Tabelas 3 e 4), também neste modelo de AER.

Tabela 5: Relação entre Índice de Integridade biológica (IIB), riqueza, e abundância nas diferentes versões de avaliação ecológica rápida (AER) nos fragmentos de florestas nativas (FF) e áreas em restauração (RF), em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, no bioma da Floresta Atlântica, Brasil.

Ambiente	Versão AER	H'	S total	S nativas	N total	N nativas	S Lianas	Gramíneas (%)	herbáceas não gramíneas (%)	Indicadores Excluídos
FF	IIB V.1	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	-	n.s	
	IIB V.2	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	-	n.s	- 1, 5, 7, 11, 12
	IIB V.3	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	-	n.s	- 1, 3, 5, 7, 8, 11, 12, 13, 14
RF	IIB V.1	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	S= -0,43	n.s	
	IIB V.2	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	S= -0,43	n.s	-16
	IIB V.3	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	S= -0,45	n.s	- 1, 12, 13, 15, 16

H': Índice de diversidade de Shannon

S total: riqueza de espécies, S nativas: riqueza de espécies nativas,

N total: número de indivíduos, N nativas: número de indivíduos nativos

S Lianas: riqueza de espécies de lianas

(%) porcentagem de cobertura de vegetação herbácea sobre o solo em 25 m²

N.s: resultado não significativo

Resultados considerados significativos quando $p < 0,05$, Correlação de Spearman e/ou Regressão Linear.

4. DISCUSSÃO

Como esperado, foi observado a maior riqueza e abundância de espécies lenhosas nos ambientes FF, exceto para espécies exóticas, que foi maior em RF. (Hossain, 2012). Não foi observada diferença no H' entre FF e RF. No entanto, nos ambientes de RF o H' relacionou-se positivamente com o número de espécies, indicando que nestas áreas quanto maior é o número de espécies, maior é o índice de Shannon.

Para ambos os ambientes, as análises de curvas de acúmulo de espécies e o índice Jackknife 1, apontaram que o número de espécies observadas foi menor do que o esperado (FF: 126 e 166, RF: 105 e 161, espécies observadas e esperadas respectivamente), indicando a necessidade de um maior esforço amostral do que o aplicado para melhor descrever a composição destes ecossistemas, notadamente em ambientes de RF, onde foi observada a maior diferença entre o número de espécies observadas e esperadas (Melo *et al.*, 2003; Schilling e Batista, 2008; Schilling *et al.*, 2012).

Em muitas situações existem incertezas sobre quais características ou indicadores devem ser monitorados, Dale e Beyeler (2001) e Wortley *et al.* (2013) descrevem que muitas vezes, há a coleta de dados insuficientes para informar sobre a retomada dos processos ecológicos, ou então, são coletados dados desnecessários, gerando dúvidas sobre a eficiência das ações de conservação ou de restauração empregadas, e aumentando os custos dos projetos de monitoramento.

Análises de sensibilidade e de dispersão dos dados amostrados devem ser utilizadas para verificar quais indicadores são mais importantes para serem monitorados em cada ambiente, bioma ou idade da restauração, no caso de reflorestamentos (Daronco *et al.*, 2013; Medeiros e Torezan, 2013). Neste estudo, por meio deste tipo de análise, com a exclusão e a inclusão dos diferentes indicadores avaliados, foram desenvolvidas versões alternativas de AER com o intuito de identificar os indicadores de maior contribuição para a descrição de ecossistemas conservados e em restauração em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual.

Em relação aos indicadores avaliados, tem-se que foi verificada a presença de gramíneas exóticas (indicador 6) em todos os ambientes de RF. Gramíneas exóticas, especialmente as espécies com caráter invasor, se constituem como uma das mais importantes preocupações atuais em áreas de restauração, já que estas são associadas a uma forte competição com as espécies florestais plantadas e aquelas presentes no banco de sementes por água, luz e nutrientes (Davis *et al.*, 2005; Sampaio *et al.*, 2007, Griscom

et al., 2009). Ademais, muitas destas são relacionadas ao aumento das chances de eventos de fogo (Marod *et al.*, 2002), que são capazes de retardar o processo de sucessão secundária nas áreas restauradas, notadamente no bioma de Floresta Atlântica, onde a ocorrência de fogo é rara (Da-Silva e Silva-Matos, 2006).

Nestes ambientes de RF, foi observada relação negativa entre a riqueza total e de espécies nativas e a cobertura de gramíneas exóticas, indicando que quanto maior é a cobertura de gramíneas menor é a diversidade de espécies lenhosas (Davis *et al.*, 2005; Brooks *et al.*, 2010; Scervino e Torezan, 2015). Ademais, em todas as versões testadas da lista de AER, foi observada relação negativa entre o IIB e a cobertura de gramíneas (%), apontando que em áreas de menor integridade biológica são observadas as maiores coberturas de gramíneas. A presença e alta cobertura destas gramíneas invasoras, muitas vezes, são associadas à abertura de clareiras ou à áreas com baixa cobertura de dossel e com alta luminosidade, e também à eventos de perturbação ou à ambientes degradados (Davis *et al.*, 2005, Korhonen *et al.*, 2006; Anbarashan e Parthasarathy 2013; Moraes *et al.*, 2016).

Todavia, foi encontrada relação positiva entre espécies herbáceas não gramíneas (indicador 5) e a abundância total e de espécies nativas, sugerindo que nestes ambientes de RF a vegetação herbácea não invasora é benéfica, sendo capaz de alterar as condições microclimáticas do solo, aumentar o aporte de matéria orgânica, melhorando as condições ambientais, favorecendo a vegetação lenhosa, e a chegada e o estabelecimento de outras espécies (Cheung *et al.*, 2009; Scervino e Torezan, 2015). Este grupo de espécies apresenta-se como um indicador de qualidade mais eficiente em ambientes de RF do que em FF.

Foi observada maior riqueza e abundância de espécies exóticas em RF, e o indicador de outras espécies exóticas (indicador 7) foi eficiente para descrever os ambientes de RF estudados, mas não foi eficaz para discriminar os ambientes de FF devido à sua baixa densidade. Entretanto, é um importante indicador para ser monitorado ao longo do tempo tanto em ecossistemas conservados quanto em restaurados (Brançalion *et al.*, Ziller, 2001).

Desta forma, os indicadores de cobertura de herbáceas não gramíneas (%), gramíneas exóticas (%), e outras espécies exóticas, (indicadores 5, 6 e 7, respectivamente), notadamente as gramíneas exóticas, se configuram como importantes indicadores a serem avaliados em listas de AER, tanto em FF quanto em RF, pois são capazes de prever condições ambientais, a exemplo de alta luminosidade e microclima

severo (Davis *et al.*, 2005; Bastos *et al.*, 2014). Neste estudo, estes atributos não foram eficientes em discriminar as amostras dos fragmentos florestais devido à ausência de gramíneas e da baixa densidade de vegetação lenhosa exótica (em FF). Entretanto, atualmente devem ser incluídos em listas de AER em todos os biomas, já que os problemas com invasão biológica são globais (Ziller, 2001), e este tipo de vegetação pode impor restrição à regeneração da vegetação lenhosa nativa (Bastos *et al.*, 2014; Scervino e Torezan, 2015).

Outros grupos de espécies avaliadas foram as epífitas vasculares exceto Orchidaceae (indicador 11) e epífitas da família Orchidaceae (indicador 12), grupos considerados indicadores de boa qualidade ambiental, que têm sua ocorrência determinada pelo microclima, com os fatores reguladores para sua presença, a alta umidade e baixa luminosidade (Bataghin *et al.*, 2012). Estes grupos de espécies são importantes indicadores sensíveis a alterações decorrentes de efeito de borda e fragmentação, atuam como espécies chaves para polinizadores em florestas Tropicais, e fornecem recursos para a fauna do dossel (Brancalion *et al.*; Medeiros 2010; Medeiros e Torezan, 2013). Em FF para ambos indicadores (indicador 11 e 12) foi observada a sobreposição total das amostras, indicando sua baixa eficiência em discriminar os FF estudados. Para RF, o indicador 11 foi mais eficiente do que o indicador 12 para descrever os sítios amostrados. Todavia, deve-se considerar que os FF estudados sofreram com extração seletiva de madeira, e os RF são jovens (até 15 anos de idade) para desenvolver condições adequadas à chegada e ao estabelecimento das espécies epífitas, que são mais presentes em ambientes de estágios mais avançados da sucessão (Colmanetti *et al.* 2015).

Brancalion e colaboradores, assim como Colmanetti *et al.* (2015), descrevem que no monitoramento de ambientes restaurados cada indicador é diretamente dependente da idade e /ou estágio da sucessão que a área se encontra, assim, deve-se considerar o “fator tempo” e adequar às fases da restauração aos indicadores a serem monitorados. Contudo, estes indicadores podem ser eficientes para descrever condições mais extremas de alta qualidade ambiental ou de indicar degradação e/ou início de sucessão secundária, e podem ser incluídos em AER de áreas em restauração. Todavia, resultados positivos de presença destes grupos provavelmente só serão obtidos em idades mais avançadas de plantio (Colmanetti *et al.* 2015).

Em relação às espécies de *Ficus* sp (indicador 13), *Euterpe edulis* (indicador 14), *Aspidosperma polyneuron* (indicador 15), mais comumente encontradas em áreas de

maior integridade biológica e/ou grau de conservação, tem-se que, para *E. edulis* e *A. polyneuron*, observou-se resultados distintos em ambientes de FF e RF.

Em FF, *Ficus* sp e *E. edulis* tiveram pouca eficiência em discriminar os sítios devido à sua baixa densidade, mas a espécie *A. polyneuron* teve melhor representatividade. A *A. polyneuron* é uma espécie emergente no dossel, ameaçada de extinção nos ecossistemas de Floresta Estacional Semidecidual, e destaca-se devido sua longevidade, capacidade de alta acumulação de biomassa e estoque de carbono (Souza *et al.*, 2017; Medeiros e Torezan, 2013).

Em RF houve baixa densidade de *E. edulis* e *A. polyneuron*, e *Ficus* sp teve melhor eficácia em discriminar as amostras. *Ficus* é um gênero composto por espécies pioneiras em sua maioria, e é uma relevante fonte de recurso para a fauna nos Trópicos, pois fornecem recurso abundante e por longos períodos de tempo, e para estes ambientes, mais abertos, com recursos mais escassos, com maior luminosidade e efeito de borda, espécies deste gênero (Nazareno *et al.*, 2007) destacaram-se em detrimento de *E. edulis* e *A. polyneuron*. Estas últimas são mais exigentes de sombreamento e condições microclimáticas amenas, e não foram bem representadas em RF, possivelmente porque entre 13 a 15 anos de idade, estes ambientes ainda não estão “maduros” o suficiente para a chegada e o estabelecimento destas espécies mais tardias na sucessão (Souza *et al.*, 2017; Medeiros e Torezan, 2013). Novamente, conforme descrito por Brancalion *et al* e Colmanetti *et al.* (2015), as listas de AER desenvolvidas para o monitoramento de ambientes em restauração devem se adequar e elencar indicadores específicos às diferentes fases do processo da sucessão.

Entretanto, especialmente para áreas restauradas nos ecossistemas associados à Floresta Atlântica, considerada uma região hot-spot de biodiversidade, sobretudo no contexto atual de mudanças climáticas, momento no qual foram firmados acordos nacionais e internacionais de mitigação do clima mundial e de restauração ecológica, é importante que se mantenham nas listas de AER espécies nativas pioneiras e mais tardias na sucessão secundária, elencadas pela sua importância para a fauna, grau de ameaça de extinção, e/ou sua alta capacidade de sequestrar carbono (Block, 2001; Le *et al.*, 2011; Souza *et al.*, 2017). Nesta região onde o estudo foi desenvolvido estas espécies são de grande importância ecológica, especialmente para as formações de Floresta Estacional Semidecidual, no bioma de Floresta Atlântica das regiões Sudeste e Sul do país (Souza *et al.*, 2017).

Ao se avaliar os indicadores ligados ao funcionamento do ecossistema, como a cobertura de serapilheira (indicador 1), observou-se que este não foi eficiente em discriminar as amostras de FF estudadas, sendo mais eficaz para verificar a retomada da ciclagem de nutrientes nos RF. Este é um importante indicador a ser avaliado, já que a camada de serapilheira se relaciona com a fertilidade do solo, regulando a entrada e saída de nutrientes, reduzindo a exposição do solo à erosão e a perda de água, atua no sequestro de carbono e cria sombra e retém umidade, criando um microclima favorável à germinação de sementes, podendo favorecer assim o aumento da diversidade de espécies vegetais nos reflorestamentos (Facelli e Pickett 1991; Sundarapandian e Swamy, 1999; Bellote *et al.*, 2008). Ademais, a camada de serapilheira fornece abrigo para a uma grande parcela da fauna de microrganismos e de invertebrados que atuam na decomposição deste horizonte orgânico (Lee *et al.*, 2002, Hou *et al.*, 2005).

Neste estudo não houve presença de processos erosivos (indicador 16) nos RF amostrados, mas este é sugerido dado o contexto de degradação dos ambientes restaurados, principalmente aqueles localizados em matriz agrícola ou urbana (Le *et al.*, 2011).

Quanto à estrutura do ecossistema, as árvores mortas em pé (indicador 2) e os emaranhado de lianas (indicador 8), associadas à efeitos de borda e perturbações, foram mais eficientes para descrever ambientes de RF. Porém são também indicados no monitoramento de ambientes florestais para detectar degradação em curso ou dinâmica de clareiras. Notadamente os emaranhados de lianas podem afetar a sobrevivência das árvores suporte, pois reduzem a disponibilidade de luz para as folhas, o transporte de nutrientes e a evapotranspiração das árvores em que se apoiam (Medeiros, 2010; Le *et al.*, 2011; Medeiros e Torezan, 2013).

As árvores com DAP entre 20 a 50 cm (para FF) e entre 20 a 30 (para RF) (indicador 3), árvores com DAP acima de 50 cm (indicador 4), eco-unidades (indicador 9) e altura do dossel (indicador 10), também indicadores de estrutura, indicam boa conservação e/ou estabilidade do ecossistema, e para o estudo de áreas em restauração são importantes para monitorar o progresso da sucessão secundária (Brancalion *et al.*). Neste estudo, estes indicadores foram mais eficientes e melhor descreveram os ambientes de RF.

Apesar de não identificados nos RF estudados, os indicadores de presença e ausência de sinais de fogo (indicador 17), atividades de lazer (indicador 18), presença de animais domésticos (indicador 19) e presença de lixo (indicador 21), são sugeridos em

programas de monitoramento em áreas restauradas e fragmentos de florestas próximos de áreas urbanas ou no entorno de reservatórios, posto que fornecem um panorama sobre fatores externos de perturbação associados ao homem, que requerem medidas mitigatórias no âmbito da educação ambiental, já que são fatores capazes de mudar o curso e a velocidade da sucessão secundária de um dado ambiente (Le *et al.*, 2011).

Além destas considerações, deve-se levar em conta o desempenho individual de cada avaliador que aplica a AER. Embora este método não exija grande experiência em coleta e metodologia botânica ou ecológica, exige-se uma fase/etapa anterior ao campo de treinamento do avaliador para a familiarização com os indicadores a serem avaliados, e mesmo assim, este método está sujeito à interpretação da observação de cada avaliador (Medeiros, 2010; Guimarães *et al.*, 2012; Medeiros e Torezan, 2013). Medeiros e Torezan (2013) descrevem que as maiores flutuações de indicadores sujeitos à subjetividade são àqueles que envolvem cobertura em forma de porcentagem, e àqueles que exigem maior treinamento em botânica, que se referem às espécies-chaves elencadas para cada bioma e projeto ou àquelas de difícil visualização.

5. CONCLUSÃO

Neste estudo, o método de AER testado foi capaz de discriminar os fragmentos florestais das áreas em restauração, e foi possível detectar os indicadores que melhor descreveram os ambientes de FF e RF. Entretanto não foi observada relação entre a diversidade encontrada por meio de técnicas convencionais (riqueza, abundância, índice de Shannon) com aquela oriunda de coleta por meio de AER (índice de integridade biológica).

Os grupos de espécies selecionados como indicadores preditores das condições ambientais e de outros *taxons*, a exemplo cobertura de espécies herbáceas, a presença de espécies epífitas e as espécies de *Ficus* spp., *A. polyneuron* e *E. edulis* (espécies-chaves) se comportaram de forma distinta em FF e RF. Para RF a cobertura de herbáceas e a presença de espécies exóticas lenhosas, notadamente as gramíneas exóticas invasoras, foi um bom indicador para descrever a alta luminosidade e microclima presente nestes sítios, assim como as condições da estrutura do dossel. Espécies de epífitas e aquelas elencadas como “chaves” auxiliaram a inferir o estágio da sucessão secundária nos ambientes de FF e RF, como maior densidade de espécies mais tardias na sucessão nos ambientes de FF. Contudo, espécies do gênero *Ficus* spp., conhecidas por fornecer alimento para uma ampla diversidade de fauna estão mais representadas em RF, o que pode aumentar o trânsito e visita de fauna e acelerar a chegada de sementes de novas espécies vegetais nestes ambientes.

Outros indicadores testados, como indicadores de estrutura e funcionamento dos ecossistemas como árvores mortas em pé, emaranhado de lianas, eco-unidades, e a cobertura de serapilheira, foram mais eficientes para discriminar as áreas de RF, e também auxiliam a inferir a estrutura do ecossistema, o estágio da sucessão secundária e a dinâmica de clareiras.

De forma geral, o método AER se constitui como uma ferramenta útil para o monitoramento de ambientes conservados devido à sua fácil replicabilidade e entendimento, assim como por apresentar curto tempo em campo e baixo custo de coleta. Entretanto neste estudo, a lista de AER utilizada foi mais eficiente para descrever os ambientes em restauração, podendo ser aplicada nestes ambientes no contexto das paisagens fragmentadas de Floresta Estacional Semidecidual no sul e sudeste do país.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Anbarashan, M., Parthasarathy, N. (2013) Diversity and ecology of lianas in Tropical Dry Evergreen Forests on the Coromandel Coast of India under various disturbance regimes. *Flora*, 208 (), 22-32.
- Bastos, C.R.A., Inácio M.F., Giordano F., Magenta M.A.G. (2014). Ação de recuperação ambiental em Área da Marinha do Brasil. *Bioscience*. 3 (4), 208- 213.
- Bataghin, A., Muller, A., Pires, J.S.R., de Barros, F., Fushita, A.T., Scariot, E.C. Riqueza e estratificação vertical de epífitas vasculares na Estação Ecológica de Jataí- área de Cerrado no Sudoeste do Brasil. (2012). *Hoehnea*, 39 (4), 615-626.
- Behera, M.D., Kushwaha, S.P.S., Roy, P.S., Rapid assessment of biological richness in a part of Eastern Himalaya: an integrated three-tier approach. (2005). *Forest Ecology and Management*, 207 (3), 363-384.
- Bellote, F. J.; Dedecek, E. A.; Silva, H. D. (2008). Nutrientes minerais, biomassa e deposição de serapilheira em plantio de *Eucalytus spp.* com diferentes sistemas de manejo de resíduos florestais. *Embrapa Florestas, Brasil. Pesquisa Florestal Brasileira*.56, 17-29.
- Bosire, J.O., Dahdouh-Guebas, J.G., Kairo, S., Kazungu, N., Koedam, N. (2006). Success rates of recruited tree species and their contribution to structural development of reforested mangrove stands. *Marine Ecology Progress Series*, 325(), 85-91.
- Block, W.M., Franklin, A.B., Ward, J.P.J., Ganey, J.L., White, G.C. (2001). Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife. *Restoration Ecology*, 9 (3), 293- 303.
- Brandão, R.A. Avaliação Ecológica Rápida da herptofauna nas Reservas Extrativistas de Pedras Negras e Curralinho, Costa Marques, RO. (2002) *Brasil Florestal*, 74(), 61-73.
- Brancalion, P.H.S., Rodrigues, R.R., Gandolfi, S., Kageyama, P.Y., Nave, A.G., Gandara, F.B., e Tabarelli, M. (2010). Instrumentos Legais podem contribuir para a restauração de Florestas Tropicais biodiversas. *Revista Árvore*, 34 (3), 455- 470.

- Brancalion, P.H.S., Viani, R.A.G., Rodrigues, R.R., e Gandolfi, S. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. [http://www.esalqlasttrop.com.br/img/aulas/Cumbuca%206\(2\).pdf](http://www.esalqlasttrop.com.br/img/aulas/Cumbuca%206(2).pdf) Acesso em Abril 01, 2015.
- Brasil. Resolução CONAMA nº 002/94. 1994.
- Brooks, K.J., Setterfield, S.A., Douglas, M.M. (2010). Exotic grass invasions: Applying a conceptual framework to the dynamics of degradation and restoration in Australia's Tropical Savannas. *Restorations Ecology*, 18 (), 188- 197.
- Chazdon, R.L., Harvey, C.A., Komar, O., Griffith D.M., Ferguson B.G., Martínez-Ramos, M., Morales, H., Nigh, R., Soto-Pinto, L., van Breugel, M., e Philpott, S.M. (2009). Beyond reserves: a research agenda for conserving biodiversity in human-modified Tropical landscapes. *Biotropica*, 41(),142-153.
- Cheung, K.C., Marques, M.C.M., Leibsch, D. (2009). Relação entre a presença de vegetação herbácea e a regeneração natural de espécies lenhosas em pastagens abandonadas na Floresta Ombrófila Densa do Sul do Brasil. *Brasil Acta Botanica*, 23(), 1048- 1056.
- Chiarucci, A., Dominicis, V.De., Wilson, J.B. (2001). Structure and floristic diversity in permanent monitoring plots in forest ecosystems of Tuscany. *Forest Ecology and Management*, 141 (), 201-210.
- Chiarucci, A., Maccherini, S., Dominicis, V.De. (2001). Evaluation and monitoring of the flora in a nature reserve by estimation methods. *Biological Conservation*, 101 (), 305-314.
- Chiarucci, A., D'Auria, F., Dominicis, V.De., Laganà, A., Perini, C., Salerni, E. Using vascular plants as surrogate taxon to maximize fungal species richness in reserve design. (2005). *Conservation Biology*, (), 1644-1652. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2005.00202.x.
- Colmanetti, M.A.A., Shirasuna, R.T., Barbosa, L.M. (2015). Flora vascular não arbórea de um reflorestamento implantado com espécies nativas. *Hoehnea*, 42 (4), 725-735.

- Dale, V.H., Beyeler, S.C. Challenge in the development and use of ecological indicators. (2001). *Ecological Indicators*, 1(), 3-10.
- Davis, M.A, Bier, L., Bushelle, E. (2005). Non-indegenous grasses impede woody succession. *Plant Ecology*, 178(), 249-264.
- Da-Silva, U.S.R., Silva-Matos, D.M. The invasion of *Pteridium aquilinum* and the impoverishment of the seed bank in fire prone areas of Brazilian Atlantic Forest. (2006). *Biodiversity and Conservation*, 15(), 3015- 3043.
- Durigan, G.; Contieri, W.A.; Melo, A.C.G.; Garrido, M.A. O. (2004). Regeneração da mata ciliar sob plantio de *Pinus elliottii* var. *elliottii* em diferentes densidades. In: VILAS BOAS, O.; DURIGAN, G. Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no oeste paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão. São Paulo: Páginas & Letras Editora.363-376.
- Facelli, J. M.; Pickett, S. T. A. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. (1991). *The Botanical Review*, 57(), 1-32.
- Felfili, J.M., Rezende, RP. (2003). Conceitos e Métodos em fitosociologia. Brasília:UNB,v.5,n.1, 68p.
- Guimarães, A.; Rodrigues, A.; Malafaia, G. Adequação de um protocolo de avaliação rápida de rios para ser usado por estudantes do ensino fundamental. (2012). *Ambiente & Água*, 7(3), 241- 260.
- Gris, D.; Temponi, L.G. (2017). Similaridade florística entre trechos de Floresta Estacional Semidecidual do Corredor de Biodiversidade Santa Maria-PR. *Ciência Florestal*, 27(3), 1069- 1081.
- Griscom, H.P., Griscom, B.W., Ashton, M.S. Forest regeneration from pasture in the dry tropics of Panama: effects of cattle, exotic grass, and forest riparia. (2009). *Reestoration Ecology*, 17(), 117- 126.
- GPFLR: Global Partnership on Forest and Landscape Restoration. (2011).
- <<http://www.forestlandscaperestoration.org/topic/bonn-challenge>> Acesso em: 01.11.2017.

- Hossain, M.M. (2012). Germination and initial growth of tree seedlings on deforested and natural forest soil at Dulhazara, Bangladesh. *Rev. Biol. Trop.*, 60 (4), 1479- 1489.
- Hou, P.C.; Zou, X.; Huang, C.Y.; Chieng, H.J. (2005). Plant litter decomposition influenced by soil animals and disturbance in a subtropical rainforest of Tawain. *Pedobiologia*, 49, 539-547.
- Inácio, C.D., Jarenkow, J.A. (2008). Relações entre a estrutura da sinúsia herbácea terrícola e a cobertura do dossel em Floresta Estacional no Sul do Brasil. *Brasil. Bot.*, 31 (1), 41-51.
- IAPAR- Instituto Agrônômico do Paraná. (2000). Cartas climáticas do Estado do Paraná. <<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=677>> Acesso em: 04 de maio de 2015.
- Krupek, R.A. Análise comparativa entre duas bacias hidrográficas utilizando um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats. (2010). *Ambiência*, 6 (1), 147-158.
- Le, H.D., Smith, C., Herbohn, J., e Harrison, S. (2011). More than just trees: Assessing reforestation success in tropical countries. *Journal of Rural Studies*, v(), 1-15.
- Lee, J.; Morrison, I.K.; Leblanc, J.D.; Dumas, M.T.; Cameron, D.A. (2002). Carbon sequestration in trees and regrowth vegetation as affected by clearcut and partial cut harvesting in a second-growth boreal mixed wood. *Forest Ecology and Management*, 169 ,83-101.
- Marcuzzo, S.B.; Araújo, M.M.; Longhi, S.J. (2013). Estrutura e relações ambientais de grupos florísticos em fragmento de Floresta Estacional Subtropical. *Árvore*, 37(2), 275- 287.
- Moraes, I.S., de Lima, A.M.M., Adami, M., Andrade, M.T.V.S (2016). Monitoramento da abertura no dossel a partir de fotografias hemisféricas com NDVI e MLME em área de concessão florestal: Mamuru-Arapiuns/PA. *Ver. Bras. Cart* 7(8), 1303-1315.

- Marod, D., Kutintara, U., Tanaka, H., Nakshizuka, T. (2004). Effects of drought and fire on seedling survival and growth under contrasting light conditions in a seasonal tropical forest. *Journal of Vegetation Science*, 15(), 691-700.
- Medeiros, H.R. Avaliação Ecológica Rápida: uma ferramenta para avaliação de integridade ecológica de remanescentes florestais. Londrina: Universidade Estadual de Londrina- UEL, (2010). Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas). Londrina, 2010.
- Medeiros, H.R., Torezan, J.M.D. (2013). Evaluating the ecological integrity of Atlantic forest remnants by using rapid ecological assessment. *Environmental Monitoring Assessment*, 185(), 4373-3382.
- Medeiros, H.R., Bochio, G.M., Ribeiro, M.C., Torezan, J.M., Dos Anjos, L. (2015). Combining plant and bird data increases the accuracy of an index of biotic integrity to assess conservation levels of tropical forest fragments. *Nature Conservation*, 25 (), 1-7.
- Melo, A.S. *et al.* (2003). Comparing species richness among assemblages using sample units: why not to use extrapolation methods to standardize different sample sizes?. *ikos*, 101, 398 – 410.
- Nazareno, A.G., Querino da Silva, R.B., Pereira, R.A.S. (2007). Fauna de Hymenoptera em *Ficus* spp. (Moraceae) na Amazônia Central, Brasil. *Iheringia, Ser. Zool*, 97 (4), 441-446.
- Ramsay, P.M., Kent, M., Reid, C.L., Duckworth, J. (2006). Taxonomic morphological and structural surrogates for rapid assessment of vegetation. *Journal of Vegetation Science*, 17 (6), 747-752.
- Reis, D.N., Davide, A.C., e Ferreira, D.F. (2014). Indicadores preliminares para a avaliação da restauração em reflorestamentos de ambientes ciliares. *Pesquisa Florestal Brasileira*, 34(80), 375-389.
- Rezende, A.A., Ranga, N.T. (2005). Lianas da Estação do Noroeste Paulista, São José do Rio Preto/Mirassol, SP, Brasil. *Acta Bot. Bras.* 19(2), 273-279.

- Sampaio, A.B., Holl, K.D., Scariot, A. (2007). Regeneration of Seasonal Deciduous Forest in tree species in long- used pastures in central Brazil. *Biotrópica*, 35(5), 655-659.
- São Paulo. Resolução SMA nº32/2014. 2014.
- Schilling, A.C., Batista, J.L.F. (2008). Curva de acumulação de espécies e suficiência amostral em florestas tropicais. *Rev. Brasil. Bot.*, 31, 179- 187.
- Schilling A.C., Batista, J.L.F., Couto, H.Z. (2012). Ausência da estabilização da curva de acumulação de espécies em florestas tropicais. 22, 101 – 111.
- Sayre, R; Roca, E; Sedaghatkish, G; Young, B; Keel, S; Roca, R.; Sheppard, S. (2000). *Nature in Focus: Rapid Ecological Assessment*. Arlington: Island Press,. 194 p.
- Sayer, J., Chokkalingam, U. e Poulsen, J. The restoration of forest biodiversity and ecological values. (2004). *Forest Ecology and Management*, 201(), 3-11.
- SER, Sociedade Internacional para a Restauração Ecológica. (2005). Clewell, A., Rieger, J., Munro, J. Diretrizes para desenvolver e gerenciar projetos de restauração ecológica. Ed. Nº 2.
- <http://www.ser.org>. Acesso em 01/04/2015.
- Souza, F.R., Machado, S.A., Galvão, F., Figueiredo, A.F. Fitossociologia da vegetação arbórea do Parque Nacional do Iguaçu. (2017). *Ciência Florestal*, 27 (3), 853- 869.
- Suganuma, M.S., Torezan, J.M.D. (2013). Evolução dos processos ecossistêmicos em reflorestamentos da Floresta Estacional Semidecídua. *Hoehnea*, 40(3), 557- 565.
- Sundarapandian, S.M.; Swamy, P.S. (1999). Litter production and leaf-litter decomposition of selected tree species in tropical forests at Kodayar in the Western Ghats, India. *Forest Ecology and Management*, 123(), 231-244.
- Scervino, R.P., Torezan, J.M.D. (2015). Factors affecting the genesis of vegetation patches in anthropogenic pastures in the Atlantic forest domain in Brazil. *Plant Ecology & Diversity*, 8 (4), 475-482.

- Schedlbauer, J.L., Kavanagh, K.L. (2008). Soil carbon dynamics in a chronosequence of secondary forests in northeastern Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, 255 (3), 1326-1335.
- Stipp, N.A. (2002). A bacia do rio Tibagi in: Medri, M.E., Bianchini, E., Shibatta, O.A., Pimenta, J.A. (Eds.), *Principais tipos de solo da bacia do rio Tibagi* (pp 39- 44). Londrina.
- Torezan, J.M.D. (2002). A bacia do rio Tibagi in: Medri, ME., Bianchini, E., Shibatta, OA., Pimenta, JA. (Eds.), *Nota sobre a vegetação da bacia do rio* (pp 103-107). Londrina.
- UNEP. *Methods for rapid assessment of marine and coastal biological diversity*. 2003.: <www.cbd.int/doc/meetings/sbstta/sbstta-09/.../sbstta-09-inf-25-en.doc>. Acesso em: março de 2018.
- Viani, R.A.G. (7 autores). (2011). Caracterização florística e estrutural de remanescentes florestais de Quedas do Iguaçu, Sudoeste do Paraná. *Biota Neotropica*, 11(1), 115-128.
- Wortley, L., Hero, Jean-M., e Howes, M. (2013). Evaluating ecological restoration success: a review. *Restoration Ecology*, 21(5), 537-543.
- Ziller S.R. (2001). Plantas exóticas invasoras: a ameaça da contaminação biológica. *Ciência hoje*, 178(30), 77- 79.

Apêndice A

Tabela 3: Lista de riqueza de espécies lenhosas amostradas nas áreas de estudo em áreas de fragmentos de florestas nativas (FF) e áreas em restauração (RF), em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, no bioma da Floresta Atlântica, Brasil. NAT: refere-se à espécie nativa; EXO: espécie exótica. AB: hábito arbóreo ou arbustivo; LI: lianas.

Família	Nome científico	Origem	Hábito	Ambiente	Nome popular
ANACARDIACEAE	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	NAT	AB	NAT FF/RF	Guaritá
	<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	NAT	AB	RF	Bugreiro
	<i>Mangifera indica</i> L.	EXO	AB	RF	Mangueira
	<i>Schinus molle</i> L.	NAT	AB	RF	Aroeira-salsa
	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	NAT	AB	RF	Aroeira
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	NAT	AB	RF	Tapirira
ANNONACEAE	<i>Annona sylvatica</i> A.St. Hil.	NAT	AB	FF/RF	Araticum
	<i>Annona</i> sp 1	NAT	AB	FF	
APOCYNACEAE	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.	NAT	AB	FF/RF	Peroba-rosa
	<i>Forsteronia thyrsoides</i> (Vell.) Müll. Arg.		LI	FF	
	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC.	NAT	AB	RF	Leiteiro
ARECACEAE	<i>Attalea dúbia</i> (Mart.) Burret	NAT	AB	FF	Indaiá
	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	NAT	AB	FF	Jerivá
ASTERACEAE	<i>Mikamia</i> sp		LI	FF	Guaco
BIGNONIACEAE	<i>Adenocalymma marginatum</i> (Cham.) DC.	NAT	LI	FF	
	<i>Amphilophium crucigerum</i> (L.) L.G. Lohmann		LI	FF/RF	Pente-de-macaco
	<i>Dolichandra quadrivalvis</i> (Jacq.) L.G. Lohmann		LI	FF/RF	
	<i>Dolichandra unguis-cati</i> (L.) L.G. Lohmann		LI	FF/RF	Unha-de-gato
	<i>Fridericia leucopogon</i> (Cham.) L.G. Lohmann		LI	FF	
	<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart.ex DC.) Mattos	NAT	AB	RF	Ipê-amarelo
	<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	NAT	AB	RF	Ipê-rosa
	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	NAT	AB	RF	Ipê-roxo
	<i>Mansoa difficilis</i> (Cham.) Bureau & K. Schum.		LI	FF	
	<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.	NAT	AB	FF/RF	Ipê-felpudo
BORAGINACEAE	<i>Cordia abyssinica</i> R. Br.	NAT	AB	RF	
	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	NAT	AB	FF	Café-de-bugre
	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	NAT	AB	FF	Louro-pardo
CACTACEAE	<i>Pereskia aculeata</i> Mill.		LI	FF	Orapronobis
CANABACEAE	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	NAT	AB	RF	Trema
CARDIOPTERIDACEAE	<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard	NAT	AB	FF	Citronela
CELASTRACEAE	<i>Maytenus ilicifolia</i> Mart. ex Reissek	NAT	AB	FF	Espinheira-santa
	<i>Maytenus</i> sp 1	NAT	AB	FF	
DILLENACEAE	<i>Doliocarpus dentatus</i> (Aubl.) Standl.		LI	FF	
EBENACEAE	<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	NAT	AB	RF	Caqui-do-mato
ERYTHROXYLACEAE	<i>Erythroxylum buxus</i> Peyer.	NAT	AB	RF	
EUPHORBIACEAE	<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg.	NAT	AB	FF	Laranjinha- do -mato

Família	Nome científico	Origem	Hábito	Ambiente	Nome popular
	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	NAT	AB	FF/RF	Tapiá
	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng) Müll. Arg.	NAT	AB	FF	Tapiá
	<i>Croton urucurana</i> Baill	NAT	AB	FF/RF	Sangra d' água
	<i>Croton floribundus</i> Spreng	NAT	AB	FF/RF	Capixingui
	<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	NAT	AB	RF	Branquilha
	<i>Pachystroma longifolium</i> (Nees) I.M. Johns	NAT	AB	FF	Guanxim
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong.	NAT	AB	RF	Pau-de-leite
FABACEAE					
	<i>Acacia plumosa</i> Mart. ex. Colla		LI	FF/RF	Arranha-gato
	<i>Acacia polyphylla</i> DC.	NAT	AB	FF/RF	Monjoleiro
	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	NAT	AB	FF/RF	Farinha-seca
	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	NAT	AB	FF/RF	Angico-branco
	<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan	NAT	AB	FF	Angico-vermelho
	<i>Bauhinia forficata</i> Link	NAT	AB	FF/RF	Pata-de-vaca
	<i>Caesalpinia paraguariensis</i> (Parodi) Burk.	NAT	AB	RF	Pau-ferro
	<i>Dahlstedtia floribunda</i> (Vogel) M.Jsilva & Azevedo.	NAT	AB	FF/RF	Timbó
	<i>Dahlstedtia muehlbergiana</i> (Hassl.) M.J Silva	NAT	AB	FF/RF	Feijão- cru
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	NAT	AB	FF/RF	Timburi
	<i>Erythrina falcata</i> Benth.	NAT	AB	FF/RF	Corticeira
	<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	NAT	AB	FF	
	<i>Hymenaea courbaril stilbocarpa</i> (Haye)Y. T & Langenh			RF	<i>Jatobá</i>
	<i>Inga CF vera</i> Willd	NAT	AB	FF	
	<i>Inga marginata</i> Willd	NAT	AB	FF	
	<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	NAT	AB	FF/RF	Ingá - ferradura
	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit.	EXO	AB	RF	Leucena
	<i>Lonchocarpus campestris</i> (Kunth) Mart	NAT	AB	FF/RF	Timbó
	<i>Luetzelburgia CF auriculata</i> (Allemão) Ducke	NAT	AB	RF	Guaçara
	<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	NAT	AB	RF	Pau-de-pito
	<i>Machaerium nyctitans nyctitans</i> (Vell.)Benth	NAT	AB	RF	Jacarandá-ferro
	<i>Machaerium paraguariensis</i> Hassl.	NAT	AB	FF/RF	Sapuvão
	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	NAT	AB	FF/RF	Sapuvinha
	<i>Machaerium villosum</i> Vogel	NAT	AB	FF/RF	Jacarandá-do-cerrado
	<i>Myrocarpus frondodus</i> Allemão	NAT	AB	FF	Óleo- pardo
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth) Brenan	NAT	AB	FF/RF	Gurucaia
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	NAT	AB	FF/RF	Canafistula
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	NAT	AB	FF/RF	Pau-jacaré
	<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth.	NAT	AB	FF/RF	Coração -de-negro
	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	NAT	AB	FF/RF	Amendoim-bravo
	<i>Schnella microstachya</i> Raddi		LI	FF	
	<i>Senna obtusifolia</i> (L.) Irwin & Barneby	NAT	AB	RF	
	<i>Inga</i> sp1	NAT	AB	RF	
	<i>Inga</i> sp 2	NAT	AB	FF	
	<i>Inga</i> sp 3	NAT	AB	FF	
	<i>Inga</i> sp 4	NAT	AB	RF	
	<i>Inga</i> sp 5	NAT	AB	RF	
LAMIACEAE					
	<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	NAT	AB	FF/RF	Tamanqueiro
	<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	NAT	AB	FF/RF	Tarumã
	<i>Vitex</i> sp 1	NAT	AB	FF	
LAURACEAE					
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez.	NAT	AB	RF	Canela-preta
	<i>Ocotea elegans</i> Mez.	NAT	AB	FF	
	<i>Ocotea silvestres</i> Vattimo	NAT	AB	FF	

Família	Nome científico	Origem	Hábito	Ambiente	Nome popular
	<i>Lauraceae</i> sp 1		AB	FF	
	<i>Lauraceae</i> sp 2		AB	FF	
	<i>Lauraceae</i> sp 3		AB	FF/RF	
	<i>Lauraceae</i> sp 4		AB	RF	
	<i>Lauraceae</i> sp 5		AB	FF	
	<i>Lauraceae</i> sp 6		AB	FF	
LECYTHIDACEAE	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	NAT	AB	RF	Jequitibá
LYTHRACEAE	<i>Lafoensia pacari</i> St. Hil.	NAT	AB	RF	
MALPIGHIACEAE	<i>Heteropterys intermédia</i> (A. Juss.) Griseb		LI	FF	
	<i>Heteropterys pauciflora</i> A. Juss.		LI	FF	Junta-de-cobra
	<i>Hiraea fagifolia</i> (DC.) A.Juss.		LI	FF	
	<i>Mascagnia divaricata</i> (Kunth) Nied.		LI	FF	
	<i>Tetrapterys phlomoides</i> (Spreng.) Nied		LI	FF/RF	
MALVACEAE	<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl.	NAT	AB	FF/RF	Louro- branco
	<i>Ceiba speciosa</i> (St. Hil.)	NAT	AB	RF	Paineira
	<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	NAT	AB	RF	Jangadeiro
	<i>Luehea divaricata</i> Mart.	NAT	AB	RF	Açoita- cavalo
MELASTOMATACEAE	<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A. Robyns	NAT	AB	RF	Embiriçu
	<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin	NAT	AB	FF	Quaresmeira
MELIACEAE	<i>Cabralea canjerana</i> (Vall.) Mart.	NAT	AB	FF	Canjarana
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	NAT	AB	FF/RF	Cedro- rosa
	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	NAT	AB	FF	
	<i>Guarea Kunthiana</i> A. Juss.	NAT	AB	FF/RF	
	<i>Guarea macrophyla</i> Vahl	NAT	AB	FF/RF	
	<i>Melia azedarach</i> L.	EXO	AB	RF	Santa- bárbara
	<i>Trichilia casaretti</i> C.DC.	NAT	AB	FF/RF	
	<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.			FF	
	<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	NAT	AB	FF/RF	
	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	NAT	AB	FF/RF	
MONIMINACEAE	<i>Mollinedia</i> sp 1	NAT	AB	FF	
MORACEAE	<i>Ficus glabra</i> Vell.	NAT	AB	FF/RF	Figueira-branca
	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	NAT	AB	RF	Amora-branca
	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger et al.	NAT	AB	FF	
	<i>Ficus</i> sp 1	NAT	AB	RF	
MYRTACEAE	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	NAT	AB	RF	Gabiroba
	<i>Eugenia florida</i> (DC.)	NAT	AB	FF/RF	
	<i>Eugenia handroi</i> (Mattos) Mattos	NAT	AB	FF	
	<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.	NAT	AB	RF	
	<i>Eugenia ramboi</i> D. Legrand	NAT	AB	FF	
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	NAT	AB	FF/RF	Pitanga
	<i>Eugenia verrucosa</i> D.Legrand	NAT	AB	FF	
	<i>Calytranthes grandifolia</i> O. Berg	NAT	AB	RF	
	<i>Plinia trunciflora</i> (O.Berg) Kausel	NAT	AB	FF/RF	Jaboticabeira
	<i>Psidium guajava</i> L.	EXO	AB	RF	Goiabeira
	<i>Myrtaceae</i> sp 1		AB	FF	
	<i>Myrtaceae</i> sp 2		AB	FF	
	<i>Myrtaceae</i> sp 3		AB	FF	
	<i>Myrtaceae</i> sp 4		AB	FF	
	<i>Myrtaceae</i> sp 5		AB	FF	
	<i>Myrtaceae</i> sp 6		AB	FF	

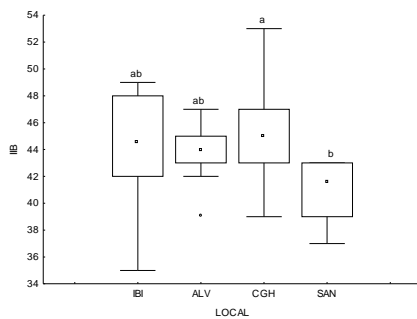
Família	Nome científico	Origem	Hábito	Ambiente	Nome popular
	<i>Myrtaceae</i> sp 7		AB	FF/RF	
	<i>Myrtaceae</i> sp 8		AB	FF	
	<i>Myrtaceae</i> sp 9		AB	FF	
	<i>Myrtaceae</i> sp 10		AB	FF	
	<i>Myrtaceae</i> sp 11		AB	FF	
	<i>Myrtaceae</i> sp 12		AB	FF	
	<i>Myrtaceae</i> sp 13		AB	FF	
	<i>Myrtaceae</i> sp 14		AB	FF	
NYCTAGINACEAE	<i>Bougainvillea spectabilis</i> Willd.	NAT	AB	FF/RF	Primavera
	<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	NAT	AB	RF	
	<i>Pisonia aculeata</i> L.		LI	FF/RF	Pisonia
	<i>Pisonia ambigua</i> Heimerl	NAT	AB	FF	
PHYLLANTHACEAE	<i>Margaritaria nobilis</i> L.f.	NAT	AB	FF/RF	Margaritária
PHYTOLACCACEAE	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	NAT		FF/RF	
	<i>Phytolacca dioica</i> L.	NAT	AB	FF	
PICRAMNIAACEAE	<i>Picramnia ramiflora</i> Planch				
	<i>Picramnia</i> sp 1	NAT	AB	RF/FF	
	<i>Picramnia</i> sp 2	NAT	AB	FF	
PIPERACEAE	<i>Piper amalago</i> L.	NAT	AB	FF	
POLYGONACEAE	<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	NAT		FF/RF	Marmeleiro
PRIMULACEAE	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.			FF/RF	
RHAMNACEAE	<i>Gouania virgata</i> Reissek		LI	FF	Gouania
	<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	NAT	AB	RF	Sobrasil
ROSACEAE	<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	EXO		RF	Ameixa-amarela
	<i>Prunus sellowii</i> Koehne			FF/RF	Pessegueiro-bravo
RUBIACEAE	<i>Alseis floribunda</i> Schott	NAT		FF/RF	
	<i>Genipa americana</i> L.	NAT	AB	FF/RF	
	<i>Palicourea marcgravii</i> St.Hil			FF	
	<i>Psychotria suterella</i> Müll. Arg.	NAT	AB	RF	
	<i>Psychotria myriantha</i> Mull.Arg.	NAT		RF	
	<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	NAT	AB	FF/RF	
RUTACEAE	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	NAT		FF	Pau-marfim
	<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck	EXO		FF/RF	
	<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A. St. Hil.) A. Juss. ex Mart.	NAT		FF	
	<i>Metrodorea nigra</i> (A. St. Hil.)	NAT		FF	
	<i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lam.	NAT		FF	Jaborandi
	<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.	NAT		FF	
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	NAT		FF	Mamica-de-porca
SALICACEAE	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	NAT	AB	FF	Pau-de-espeto
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	NAT	AB	FF/RF	
	<i>Casearia</i> sp 1			FF	
	<i>Salicaceae</i> sp 1	NAT		FF/RF	Espinho-de-judeu
	<i>Salicaceae</i> sp 2				
SAPINDACEAE	<i>Allophylus edulis</i> (A. St. - Hil.) Radlk	NAT	AB	FF/RF	Vacum
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	NAT	AB	FF/RF	Covatã
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	NAT	AB	FF	Miguel-pintado
	<i>Paullinia meliifolia</i> Juss.		LI	FF	Paulinia

Família	Nome científico	Origem	Hábito	Ambiente	Nome popular
	<i>Serjania laruotteana</i> Cambess.	NAT	LI	FF/RF	Serjania
SAPOTACEAE	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	NAT	AB	FF	Guatambu-de-leite
	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Am.) Radlk	NAT	AB	RF	
SOLANACEAE	<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.			RF	Coerana
	<i>Solanum pseudoquina</i> (A. St. - Hil.)	NAT	AB	RF	Quina-de-são paulo
	<i>Solanum</i> sp 1			FF	
URTICACEAE	<i>Cecropia pachystachya</i> Trec.	NAT	AB	RF	Embaúba-do-brejo
VERBENACEAE	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz et Pav.) A. L. Juss.	NAT	AB	FF/RF	Lixeira
	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	NAT	AB	FF	Pau-viola
VIOLACEAE	<i>Hybanthus bigibbosus</i> (A. St. Hil.) Hassl.	NAT	AB	FF	
	<i>Hybanthus communis</i> (A. St. Hil.)	NAT	AB	FF	
VITACEAE	<i>Cissus sulcicaulis</i> (Baker) Planch.		LI	FF/RF	
	Indeterminada sp 1		LI		
	Indeterminada sp 2			FF	
	Indeterminada sp 3			FF	
	Indeterminada sp 4			FF	
	Indeterminada sp 5			FF	
	Indeterminada sp 6			FF	

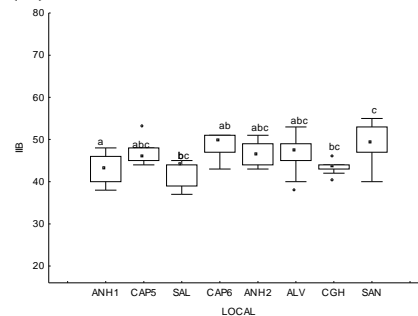
Apêndice B

Figura 3: Índice de Integridade biológica (IIB) (mediana) entre os locais amostrados, em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, no bioma da Floresta Atlântica, Brasil. **(A):** IIB em fragmento de florestas nativas (FF) ($F_{7, 68} = 5,108$; $p = 0,000$, ANOVA, Tukey). **(B):** IIB em áreas em restauração RF ($F_{3, 36} = 3,446$; $p=0,002$; ANOVA, Tukey). **(C):** IIB V2 (Versão 2) em fragmento de florestas nativas (FF) ($F = 7, 68 = 5,108$; $p = 0,000$, ANOVA, Tukey). **(D):** IIB V2 (Versão 2) em áreas em restauração RF ($F_{3, 88} = 3,446$; $p=0,001$; ANOVA, Tukey). **(E):** IIB V3 (Versão 3) em fragmento de florestas nativas (FF) ($F_{7, 68} = 5,777$; $p = 0,000$, ANOVA, Tukey). **(F):** IIB V3 (Versão 3) em áreas em restauração RF ($F_{3, 36} = 3,855$; $p=0,017$; ANOVA, Tukey).

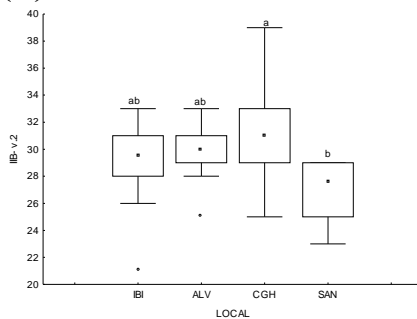
(A)



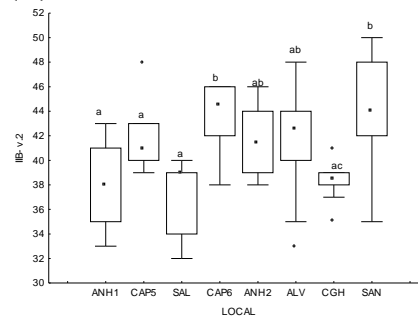
(B)



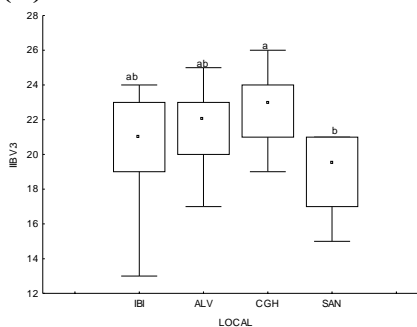
(C)



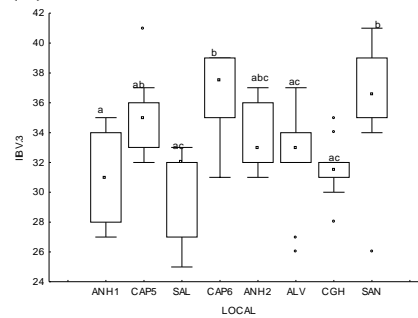
(D)



(E)



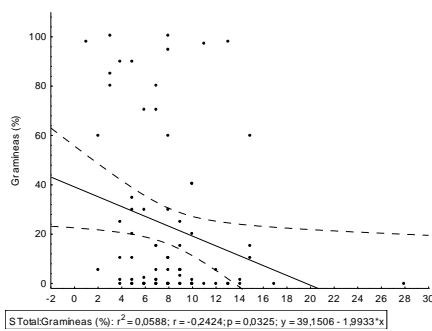
(F)



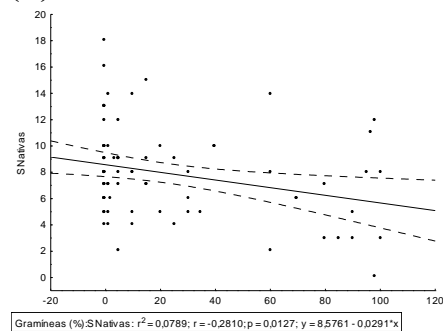
Apêndice C-

Figura 4: Relação entre as variáveis de riqueza e abundância de espécies e as variáveis independentes amostradas em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, no bioma da Floresta Atlântica, Brasil. **(A):** Riqueza total de espécies e cobertura de gramíneas (%) ($r^2 = 0,05$, $r = -0,24$; $p = .0,003$, Regressão linear), em ambientes em restauração (RF). **(B):** Riqueza de espécies nativas e cobertura de gramíneas ($r^2 = 0,07$, $r = -0,28$; $p = .0,012$, Regressão linear), em ambientes em restauração (RF). **(C):** Abundância total e outras espécies herbáceas ($r^2 = 0,063$, $r = +0,25$; $p = .0,0260$, Regressão linear), em ambientes em restauração (RF). **(D):** Abundância de espécies nativas e outras espécies de herbáceas ($r^2 = 0,057$, $r = +0,24$; $p = .0,0576$, Regressão linear). **(E):** Riqueza de espécies de lianas e Índice de integridade biológica (IIB) ($r^2 = 0,008$, $r = -0,29$; $p = 0,066$, Regressão linear), em fragmentos de florestas nativas (FF). **(F):** Cobertura de gramíneas e índice de integridade biológica (IIB) ($r^2 = 0,10$, $r = -0,32$; $p = 0,004$, Regressão linear).

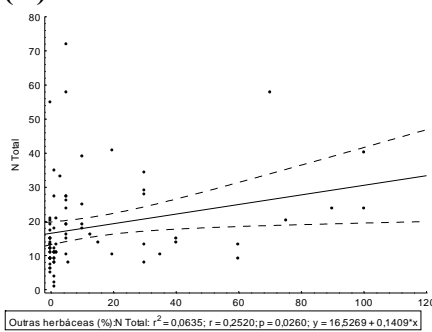
(A)



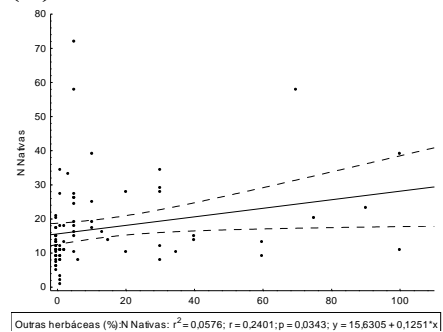
(B)



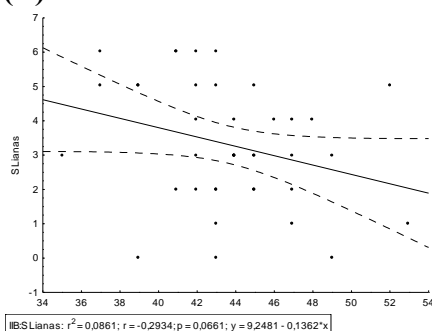
(C)



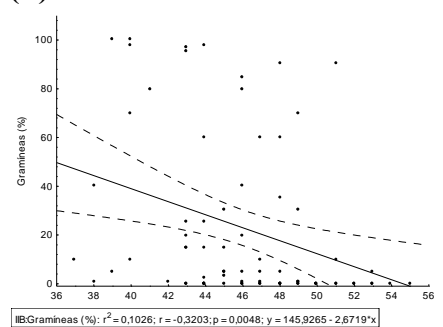
(D)



(E)



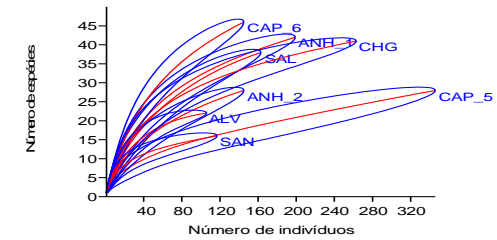
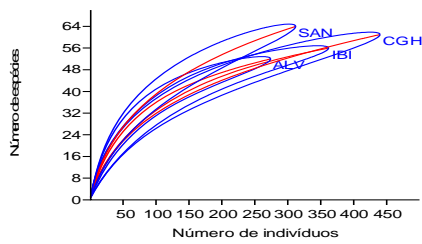
(F)



Apêndice D

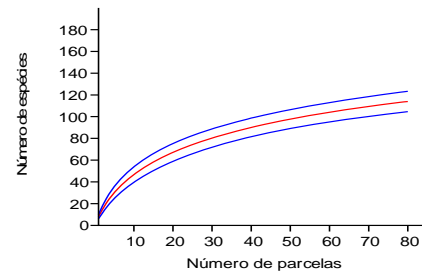
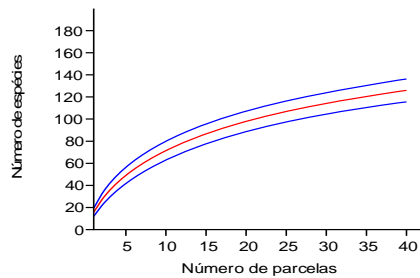
Figura 6: Curvas de acúmulo de espécies em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, no bioma da Floresta Atlântica, Brasil. **(A):** Número de espécies e número de indivíduos em fragmentos de florestas nativas (FF). **(B):** Número de espécies e número de indivíduos em áreas em restauração (RF). **(C):** Número de espécies e número de parcelas em fragmentos de florestas nativas (FF). **(D):** Número de espécies e número de parcelas em restauração (RF).

(A)



(D)

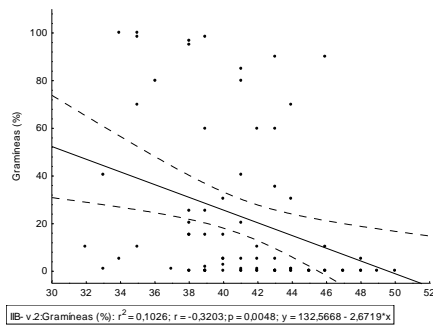
(C)



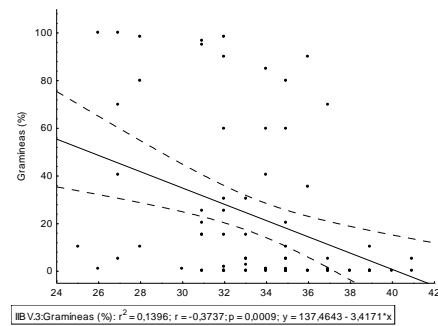
Apêndice E

Figura 9: Relação entre o Índice de integridade biológica (IIB) e a cobertura de gramíneas em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, no bioma da Floresta Atlântica, Brasil. **(A):** Índice de integridade biológica (V2) e cobertura de gramíneas (%) ($r^2 = 0,10$, $r = - 0,32$; $p = 0,004$, Regressão linear), em ambientes em restauração (RF). **(B):** Índice de integridade biológica (V3) e cobertura de gramíneas ($r^2 = 0,14$, $r = - 0,37$; $p = .0,000$, Regressão linear), em ambientes em restauração (RF).

(A)



(B)



CAPÍTULO 2

Cobertura do dossel em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual e áreas em restauração, no domínio da Floresta Atlântica

Artigo a ser submetido ao periódico: *Ciência Florestal*

Normas da revista disponível em:<

<http://coral.ufsm.br/cienciaflorestal/SEER/normas.pdf>>

RESUMO

As variações na cobertura do dossel são essenciais para a heterogeneidade dos ambientes florestais, pois relacionam-se com a luminosidade e com a diversidade de fauna e flora. No entanto, a superabundância de determinadas espécies que se beneficiam destas variações pode causar danos locais a diversidade de outras espécies, a exemplo da superabundância de lianas e herbáceas. O objetivo deste estudo foi relacionar diferentes métodos indiretos de coleta de dados de cobertura de dossel com a riqueza de lianas lenhosas e a cobertura de vegetação herbácea, para o monitoramento de ambientes de fragmentos de florestas nativas (FF) e áreas em restauração (RF), verificando possíveis diferenças entre as metodologias testadas. A pesquisa foi conduzida em FF e RF, nos Estados do Paraná e São Paulo, em Floresta Estacional Semidecidual, bioma da Floresta Atlântica. Em cada área de estudo foram alocadas 10 parcelas de 100 m² com uma sub-parcela de 25 m². Na sub-parcela foi estimada a cobertura do solo por espécies herbáceas e a riqueza de lianas lenhosas. No centro de cada parcela maior foi coletada a cobertura de dossel com auxílio de densiômetro de Lemmon (DL) e por meio fotografias hemisféricas de 180° (F8 mm) nas estações de verão e inverno. A maior riqueza de lianas foi encontrada em FF. As lianas das formações de Floresta Atlântica não são exclusivamente associadas a ambientes degradados ou perturbações, sendo algumas espécies associadas aos ambientes com maior cobertura de dossel. Nos RF, verificou-se que a riqueza de lianas é relacionada negativamente com a cobertura do dossel, sugerindo que as espécies de lianas que colonizam este tipo de ambiente, estão associadas à maior luminosidade do que àquelas presentes em FF, podendo algumas destas estarem mais relacionadas a perturbação. Ainda nestes ambientes, foram observadas as maiores coberturas de vegetação herbácea. Os RF estudados, de até 15 anos de idade, ainda se constituem como ambientes abertos que possuem alta luminosidade, sendo mais facilmente colonizados por estas espécies mais exigentes de luz e tolerantes a condições microclimáticas severas, notadamente pelas espécies de gramíneas. O método DL foi eficiente em detectar a maior cobertura de dossel nos ambientes de FF, mas apenas F8 mm foi capaz de identificar diferença na cobertura de dossel nas diferentes estações. Por meio de F8 mm a maior cobertura de dossel foi detectada no verão, relacionando-se a padrões sazonais, como a deciduidade das Florestas Estacionais Semidecíduais, que caracteriza-se pela maior queda de folhas durante o inverno, e a maior sensibilidade do método, capaz de detectar pequenas variações na estrutura do dossel. Ao se avaliar as diferenças na coleta de dados de cobertura de dossel, tem-se que para a coleta por meio do densiômetro de Lemmon (DL) o custo de coleta e de material foi baixo, assim como foi necessário pouco tempo em campo por parcela (cerca de cinco minutos), contudo, este método exige que haja um treinamento prévio do avaliador e que se mantenha o mesmo avaliador durante toda a coleta. Por outro lado, o método por meio de fotografias hemisféricas (F8 mm) foi mais eficiente para discriminar estações, também é um método de fácil e rápida coleta, contudo, o equipamento é mais caro e delicado e exige conhecimento e treinamento para a posterior avaliação das fotografias no software de análise das imagens escolhido. Desta forma, recomenda-se o método F8 mm para as avaliações de monitoramento de cobertura de dossel ao longo do ano, para detectar diferenças sazonais no dossel. Já o método DL é uma metodologia eficiente e menos custosa para se avaliar a cobertura do dossel entre diferentes ecossistemas, a exemplo de áreas mais conservadas e àquelas em processo restauração.

Palavras-chave: densiômetro de Lemmon, fotografias hemisféricas, luminosidade

ABSTRACT

Canopy coverage and canopy gaps are essential for forest habitats heterogeneity, because they relate to variations in luminosity and fauna and flora diversity. However, superabundance of certain species which benefit from these variations, can cause local impacts to species diversity, such as, the superabundance of lianas and herbaceous plants. This study's objective was to relate different indirect canopy sampling methods with woody lianas e herbaceous ground cover, to monitor native forest fragments (FF) and restoration areas (RA); to ascertain possible differences between the sampling methods. This research was conducted in FF and RA in the state of Paraná and São Paulo, in Semideciduous Seasonal Forest, an Atlantic Forest biome. In each study area there was an 100 m²sampling area with a sub-sampling area of 25 m². In the sub-sampling area it was estimated the herbaceous soil cover and woody lianas richness. In the center of each sampling point canopy closure was sampled with a Lemmon densiometer and through hemispherical photography during the summer and winter. The greatest richness of lianas was found in FF. Lianas from the Atlantic Forest biome are not exclusively associated with degraded habitats, some are even associated with greater canopy cover. In the RA, it was verified that the liana richness is negatively related to canopy cover, suggesting that liana species which colonize such habitat, are associated with greater luminosity compared to those present at FF, there being related to more disturbed areas. Still in these environments, it was observe greater herbaceous cover. The studied RA, of up to 15 years old, are still considered as open environments which have high luminosity, being more readily available to be colonized by these species more tolerant to severe microclimatic conditions, specially grasses. The LD method was efficient in detecting the greater canopy cover in the FF environments, however only the F8 mm was able to identify the difference in canopy cover in different seasons. Through the F8 mm a greater canopy cover was detected during the summer, relating to seasonal patterns, such as deciduousness of the Semideciduous Seasonal Forest, which is characterized by the greater leaf loss during the winter, and greater method sensibility capable of detecting small variations in the canopy closure. By comparing the canopy cover data collection methods, the DL presents itself as a lower cost solution, as well as, the need for only a brief period in each sampling point (roughly 5 minutes), however, this method requires that the data collector has previous training and that the same collector remains throughout the collection. Whereas, the F8 mm method is also simple and quick but the equipment is expensive and delicate and requires knowledge and training for the adhoc photography analysis. By this mean, the F 8 mm method is recommended to monitor the canopy cover during the year, to access seasonal changes in the canopy coverage, and the DL method it is an efficient and a lower cost instrument to distinguish canopy cover among different environments, as an example as conserved areas and restoration sites.

Key-words: Lemmon densiometer, hemispherical photography, luminosity

INTRODUÇÃO

A luminosidade pode afetar positivamente ou negativamente o estabelecimento e desenvolvimento das plantas (SUGANUMA *et al.*, 2008 *apud* ALVARENGA *et al.*, 2003; LIMA JR. *et al.*, 2006), e sua disponibilidade no sub-bosque promove grande heterogeneidade ambiental, aumentando a diversidade nas formações florestais (GARCIA *et al.*, 2007). Desta forma, a cobertura do dossel se constitui como um importante fator que altera a riqueza e a abundância no recrutamento e no estabelecimento de regenerantes, uma vez que se relaciona com fatores microclimáticos como disponibilidade de luz e umidade, por exemplo (BIANCHINI *et al.*, 2001; WIRTH *et al.*, 2001). A abertura e reconstrução/cobertura do dossel, espacial e temporalmente, são essenciais para esta heterogeneidade dos ambientes florestais, relacionando-se com a dinâmica do ambiente, principalmente com a abertura de clareiras, deciduidade das espécies do dossel e da estrutura florestal (BIANCHINI *et al.*, 2001; WIRTH *et al.*, 2001).

No entanto, a superabundância de determinadas espécies que se beneficiam destas variações na cobertura do dossel pode causar danos locais a diversidade de outras espécies (ANBARASHAN e PARTHASARATHY 2013), a exemplo da superabundância da vegetação de lianas e herbáceas, amiúde de vegetação herbácea gramínea de caráter invasor. Espécies de lianas geralmente ocupam áreas com menor cobertura do dossel, pois a maioria destas espécies necessita de maior luminosidade para seu desenvolvimento, mas seu aumento em densidade também é associado a menor precipitação de chuva e a perturbações ambientais (ANBARASHAN e PARTHASARATHY 2013). Assim como as lianas, o componente herbáceo também tem sua composição determinada, principalmente, pela luminosidade no sub-bosque e a sazonalidade dessa condição, sendo associada à elevada luminosidade (DAVIS *et al.*, 1999; 2005; INÁCIO e JARENKOW, 2008; SCERVINO e TOREZAN, 2015). O super povoamento destas espécies em áreas de fragmentos de florestas tem causado problemas no desenvolvimento de espécies arbóreas nativas, sendo um agravante em áreas em restauração, como reflorestamentos, principalmente naqueles que ainda não apresentam um dossel estruturado e regenerantes em seu sub-bosque (RUIZ-JAEN e AIDE, 2005).

Nesse sentido, a cobertura do dossel é um importante indicador ecológico a ser utilizado em programas de monitoramento ambiental, pois revela dados sobre a estrutura florestal, e com isso, traz indícios sobre a disponibilidade de luz, o microclima, e de micro-habitats disponíveis para a flora e fauna, assim como fornece dados sobre degradação por meio de exploração de madeira (ENGELBRECHT e HERZ, 2001; KORHONEN *et al.*, 2006; MORAES *et al.*, 2016). Assim, testar e avaliar diferenças entre os métodos de estimativas de cobertura de dossel, quanto à obtenção de resultados, pode auxiliar na tomada de decisão sobre qual metodologia utilizar nos programas de monitoramento, tendo em vista os custos e benefícios, assim como as necessidades de cada projeto (SUGANUMA *et al.*, 2008).

Comumente a luminosidade dos sub-bosques das florestas é avaliada por meio de métodos indiretos. Neste estudo foram obtidas estimativas por meio de imagens hemisféricas obtidas com auxílio de densiômetro esférico de Lemmon (convexo ou côncavo) e de fotografias hemisféricas de 180° com lente “olho de peixe” (fish eye), posto que métodos diretos, amiúde do método mais empregado, a captação da densidade do fluxo de fótons fotossinteticamente ativos (PPFD- Photosynthetic photon flux density), são mais caros, demorados e trabalhosos (ENGELBRECHT e HERZ, 2001; MARCHÃO *et al.*, 2006; do AMARANTE *et al.*, 2007; SUGANUMA *et al.*, 2008).

Neste contexto, o objetivo deste estudo foi testar diferentes métodos de coleta de dados de cobertura de dossel e relacioná-los com a diversidade de espécies conhecidamente ligadas a fatores de perturbação, a exemplo de espécies de lianas e da vegetação herbácea, para o monitoramento de fragmentos de florestas nativas e de áreas em restauração, assim como verificar possíveis diferenças entre as metodologias testadas na quantificação da cobertura de dossel nestes ambientes. Para atingir estes objetivos foram levantados os seguintes questionamentos: (i) Existe relação entre cobertura de dossel e riqueza de lianas e da cobertura da vegetação herbácea, e esta apresenta diferença entre áreas de fragmentos de floresta e em restauração (reflorestamentos)? (ii) Existe diferença na eficiência do método de coleta de cobertura de dossel nos diferentes ambientes (fragmentos de florestas e reflorestamentos) e estações do ano (verão e inverno)? (iii) Qual é o método de obtenção de dados de cobertura de dossel mais eficiente em relação a custo, tempo, facilidade de coleta, treinamento do coletor e acurácia do resultado obtido?

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado em oito áreas em restauração (RF), de reflorestamentos com o plantio de vegetação nativa, e quatro fragmentos de florestas nativas (FF), localizados no Norte do Estado do Paraná e Sudoeste de São Paulo, Brasil (Tabela 1, Figura 1). Todas as áreas estão localizadas no entorno dos reservatórios das Usinas Hidrelétricas (UHEs) de Capivara e Taquaruçu, sob a concessão da empresa Duke Energy.

A cobertura florestal é classificada como Floresta Estacional Semidecidual, um subtipo do bioma da Floresta Atlântica (Torezan, 2002). O clima da região é caracterizado como Cfa subtropical úmido, segundo a classificação de Köppen, com geadas pouco frequentes, período de chuvas concentrado no verão (dezembro-janeiro), e sem estação seca definida. A temperatura média no mês mais quente (janeiro) é de 23,8 ° C e no mês mais frio (julho) de 16,8 ° C. A precipitação média em janeiro (verão) é de 201,4 mm e 56,5 mm em julho (inverno) (IAPAR, 2000). O solo é classificado como latossolo roxo eutrófico, de origem basáltica, e destaca-se por ser de grande fertilidade natural (Stipp, 2002). A região e a matriz da paisagem em que as áreas de estudo estão inseridas apresentam histórico de uso em monoculturas de soja e milho.

Todas as áreas em restauração estudadas estão entre 293 m (nível máximo de água do reservatório) e 350 m acima nível do mar. Os plantios foram realizados entre os anos de 2002 e 2004 apenas com espécies arbóreas nativas, pioneiras e secundárias iniciais. Houve manutenção manual e mecânica para retirada de espécies invasoras durante os dois primeiros anos após o plantio. Nesse período, qualquer tipo de regenerante (nativo ou não) foi eliminado.

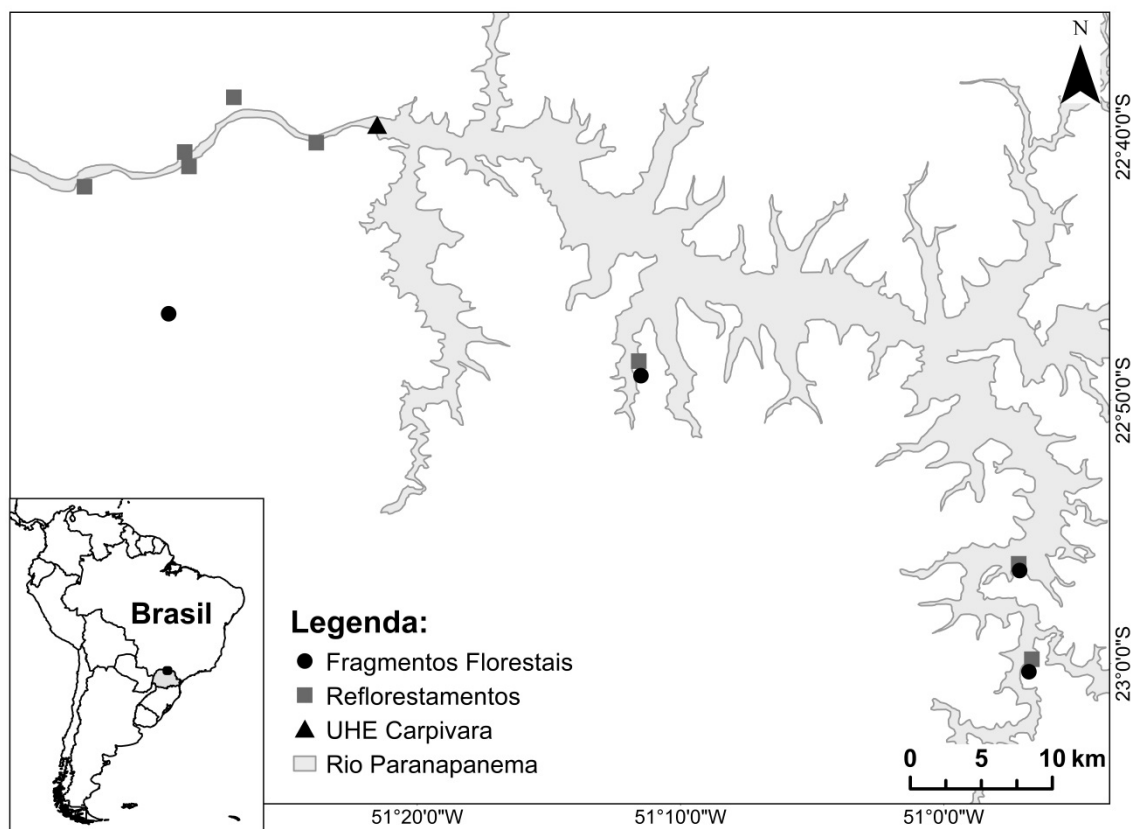


Figura 1: Localização das áreas de estudo no rio Paranapanema, em ambientes de fragmentos de floresta nativa (FF) e áreas em restauração (RF), em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, bioma de Floresta Atlântica, Brasil. O rio corre de leste para oeste. Fonte: Google Earth (2018).



Figura 2: Imagem de satélite das áreas de estudo em sítios de floresta nativas e áreas em restauração, em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, bioma de Floresta Atlântica, Brasil. Congonhas (CGH); Alvorada (ALV); Santo Antônio (SAN); Parque Florestal de Ibicatu (IBI); Capim 5 (CAP 5); Capim 6 (CAP 6), Salto 4 (SAL); Anhumas 1 (ANH 1); Anhumas 2 (ANH 2).

Tabela 1: Área de estudo- área, coordenadas geográficas e tipos de ambientes utilizados para amostragem, em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, bioma de Floresta Atlântica, Brasil.

Área de estudo	Ambiente	Área (ha)	Coordenada geográfica
Congonhas (CGH)		108	23°14'61" S, 50°56'54" O
Alvorada (ALV)		128	22°49'04" S, 51°11'30" O
Santo Antônio (SAN)	FF	32	22°56'20" S, 50°57'11" O
Parque Florestal de Ibicatu (IBI)		302	22°46'33" S, 51°29'40" O
Congonhas (CGH)*		12	22°59'48" S, 50°56'45" O
Alvorada (ALV)		11	22°48'31" S, 51°11'35" O
Santo Antônio (STO)		33	22°56'42" S, 50°56'97" O
Capim 5 (CAP5)		28	22°40'38" S, 51°28'41" O
Capim 6 (CAP6)	RF	58	22°41'67" S, 51°32'57" O
Salto 4 (SAL)		55	22°39'43" S, 51°23'54" O
Anhumas 1 (ANH1)**		30	22°37'19" S, 51°26'44" O
Anhumas 2 (ANH2)**		43	22°40'02" S, 51°28'28" O

FF: fragmentos de florestas, RF: áreas em restauração (reflorestamentos).

Congonhas (CGH); Alvorada (ALV); Santo Antônio (STO); Parque Florestal de Ibicatu (IBI); Capim 5 (CAP 5); Capim 6 (CAP 6), Salto 4 (SAL); Anhumas 1 (ANH 1); Anhumas 2 (ANH 2).

*Todas as áreas em restauração foram implantadas em 2004, exceto CHG implantada em 2002.

** Todas as áreas localizam-se no Estado do Paraná, exceto ANH 1 e ANH 2, localizadas no Estado de São Paulo.

Desenho experimental

Em cada ambiente de estudo (FF e RF) foi realizado um transecto de 1 km adotando-se uma distância mínima de 100 m das bordas de entrada e das margens do reservatório, quando possível. Ao longo deste transecto foram alocadas 10 parcelas de 100 m² (10 x 10 m) com uma sub-parcela de 25 m² (5 x 5 m) em seu interior, adotando-se uma distância fixa de 100 m entre parcelas. Na sub-parcela de 25 m² foi estimada a cobertura do solo por espécies herbáceas, assim como foi avaliada a riqueza de lianas lenhosas. Amostras dos indivíduos inventariados foram coletadas para posterior confirmação de sua identidade no herbário da Universidade Estadual de Londrina. No centro de cada parcela de 100 m² foram tomadas medidas de cobertura de dossel com auxílio de densiômetro de Lemmon e fotografias hemisféricas de 180° com lentes “olho de peixe”. Os dados de luminosidade foram coletados na estação de verão e inverno de 2016.

Coleta de dados

Diversidade de lianas

Nas sub-parcelas 25 m² todas as espécies de lianas lenhosas foram inventariadas, coletadas e posteriormente identificadas no herbário da Universidade Estadual de Londrina até o nível de espécie. Uma amostra foi identificada até o nível de gênero, e uma amostra não pôde ser identificada

Cobertura do solo por espécies herbáceas

Nas sub-parcelas de 25 m² foi estimada a cobertura do solo por espécies herbáceas distribuídas em gramíneas e não-gramíneas. A cobertura foi estimada visualmente, em porcentagem, subdividindo-se a parcela em incrementos de 25%, com auxílio de uma trena.

Densiômetro esférico convexo de Lemmon

Foram tomadas medidas com o densiômetro esférico convexo no centro de cada parcela de 100 m² a 1 m de distância do solo nas direções Norte, Sul, Leste e Oeste. As leituras foram realizadas sempre pelo mesmo avaliador (LEMMON, 1957). O densiômetro consiste em um espelho convexo dividido em 24 quadrantes (LEMMON, 1957). Para a avaliação, cada quadrante foi dividido mentalmente em quatro e foram contados o número de quartos de cada quadrante que reflitam o dossel, o total dos quadrantes foi somado e multiplicado por 1,04, derivando a estimativa de cobertura de dossel (LEMMON, 1957). A estimativa de cobertura de dossel de cada parcela derivou da soma da cobertura nos quatro pontos cardeais.

Fotografias hemisféricas

As fotografias hemisféricas foram obtidas com auxílio de uma câmera digital com lente de 8 mm (“fish-eye”/ “olho de peixe”), com uma abertura de 180°, fazendo fotografias, em nível, disposta a 1 m de distância do solo, no centro de cada parcela, e com a parte superior da câmera voltada para a direção Norte (SUGANUMA *et al.*, 2008). As fotos foram submetidas ao Programa Gap Light Analyzer (GLA) 2.0 para se obter a cobertura de dossel.

Para a análise das fotos no programa (GLA), foi seguido o protocolo de acordo com Frazer (1999), Nobis (2005), Suganuma *et al.* (2008), Reid e Essery (2013): (1) editar as configurações do programa conforme o local do experimento, (2) registrar a imagem, fixando um mesmo padrão para todas as fotos, (3) escolher o azul como plano de cor de fundo, (4) regular o limiar da imagem para 200, (5) fazer a correção, quando necessário, de pequenos reflexos em galhos, troncos e folhas que assumiram a coloração branca e que seriam considerados como parte do dossel aberto, (6) realizar os cálculos da variável desejada e (7) obter a porcentagem da variável analisada (cobertura de dossel).

Análise dos dados

A normalidade dos dados foi verificada através do teste Kolmogorov-Smirnov e a homogeneidade das variâncias através do teste de Levene, quando os dados se apresentaram não normais ou não homogêneos foram utilizados testes não paramétricos. Foi utilizado o teste ANOVA-fatorial para comparar a cobertura de dossel, por meio dos os diferentes métodos de estimativa de cobertura de dossel (DL e F8 mm) e entre os diferentes ambientes (FF e RF) com a finalidade de identificar os métodos mais eficientes para cada ambiente e em cada estação do ano (verão e inverno).

A diversidade de lianas e a cobertura de vegetação herbácea foi comparada entre os ambientes de fragmentos de floresta e em restauração através do teste de Mann-Whitney. A diversidade de espécies foi relacionada com a cobertura de dossel através de correlação de Spearman. Os resultados foram considerados significativos quando $\alpha < 0,05$.

RESULTADOS

Foram amostradas 24 espécies de lianas lenhosas pertencentes a 11 famílias botânicas. As famílias que apresentaram maior riqueza de espécies foram Bignoniaceae com 25 % das espécies, seguida de Malpighiaceae com 21 %, e Apocynaceae e Fabaceae, ambas com 8 % das espécies amostradas. Todas as espécies das lianas foram observadas em ambientes de fragmentos de floresta nativas (FF), e dentre estas, 14 espécies foram encontradas exclusivamente nestes ambientes. Para os ambientes em restauração (RF) foram observadas apenas nove espécies de lianas.

Ao se comparar os ambientes de FF e RF, encontrou-se que a riqueza de lianas foi maior nos FF ($U=335,00$, $Z=-7,042$, $N_{RF}= 80$, $N_{FM}= 40$; $p=0,000$, Figura 3 A). Já a cobertura de gramíneas ($U=560$, $Z=5,787$, $N_{RF}= 80$, $N_{FM}= 40$; $p=0,000$, Figura 3 B) e espécies de herbáceas não gramíneas ($U=998,5$, $Z=3,348$, $N_{RF}= 80$, $N_{FM}= 40$; $p=0,004$, Figura 3 C) foram maiores em RF.

Em relação às espécies herbáceas não gramíneas, foi observada uma cobertura média menor que 1 % nos sítios de FF, com a área IBI apresentando a menor cobertura (0,2 %) e CGH a maior (1,3 %) ($H=3$, 40 : $14,326$; $p=0,002$), mas não foi encontrada vegetação gramínea no interior dos FF estudados.

Para RF foi verificada diferença entre os locais estudados, tanto para a cobertura de gramíneas ($H= 7,80$: $35,35$; $p=0,000$), com ANH2 apresentando 62 % e CAP6 1 %, quanto para a vegetação herbácea não gramínea, com a maior cobertura observada em CGH (43 %) e a menor em ANH2 (0,6 %)

As estimativas de cobertura de dossel obtidas por meio do densiômetro de Lemmon (DL) não diferiram entre verão e inverno, mas foram maiores em FF ($F_{1, 236}=2,19$; $p < 0.01$; Figura 4 A).

Já com as estimativas de cobertura de dossel obtidas com auxílio das fotografias hemisféricas (F8 mm) pode-se distinguir os diferentes ambientes e as estações, com a maior cobertura de dossel observada em FF e no verão ($F_{1,206} = 9,05$; $p=0,000$), com a cobertura média nesta estação de 94 % (Figura 4 B).

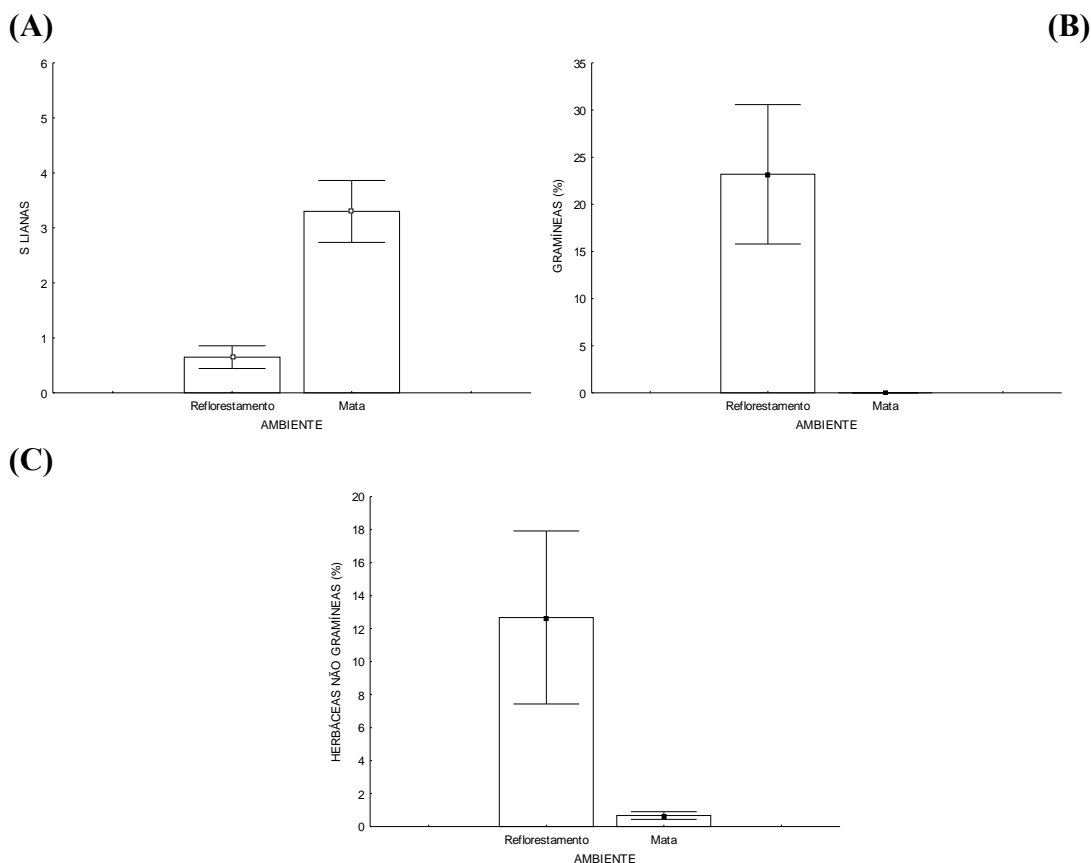


Figura 3: (A): Riqueza de espécies de lianas lenhosas em fragmentos de florestas nativas (FF) e áreas em restauração (RF) em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, bioma de Floresta Atlântica, Brasil. ($U=335,00$, $Z=-7,042$, $N_{RF}= 80$, $N_{FM}= 40$; $p=0,000$, Mann-Whitney); (B): Cobertura de gramíneas em FF e RF em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, bioma de Floresta Atlântica, Brasil. ($U=560$, $Z=5,787$, $N_{RF}= 80$, $N_{FM}= 40$; $p=0,000$, Mann-Whitney); (C): Cobertura de herbáceas não gramíneas em FF e RF em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, bioma de Floresta Atlântica, Brasil. $U=998,5$, $Z=3,348$, $N_{RF}= 80$, $N_{FM}= 40$; $p=0,004$, Mann-Whitney).

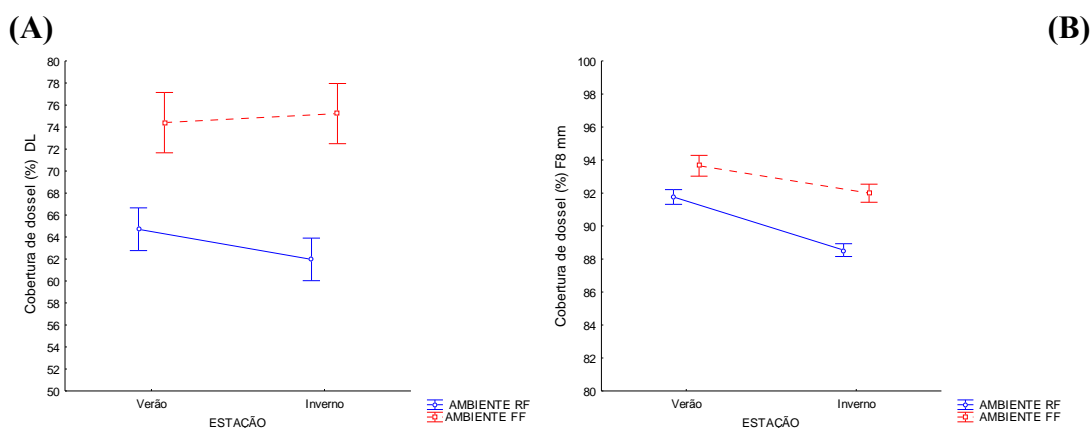


Figura 4: (A): Cobertura de dossel avaliada por meio de densiômetro de Lemmon (DL) entre estações do ano e fragmentos de florestas nativas (FF) e áreas em restauração (RF) em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, bioma de Floresta Atlântica, Brasil. ($F=1,236=2,19$; $p=0,000$, ANOVA fatorial). (B): Cobertura de dossel avaliada por meio de fotografia hemisférica (F8 mm) entre estações do ano em fragmentos de florestas nativas (FF) e áreas em restauração (RF) em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, bioma de Floresta Atlântica, Brasil. ($F=1,206 = 9,05$; $p=0,000$, ANOVA fatorial).

Para ambientes de RF, por meio do método de DL na estação de inverno, encontrou-se relação negativa entre cobertura de gramíneas e cobertura de dossel ($S = -0,22$; $p < 0,05$) indicando que quanto menor é a cobertura de dossel maior é a cobertura de gramíneas sobre o solo (Tabela 2). No verão, RF apenas apresentou relação positiva com herbáceas não gramíneas ($S = +0,27$; $p < 0,05$) (Tabela 2). Não foi observada relação entre a riqueza de lianas e a cobertura de dossel.

Ainda nos ambientes de RF, ao se relacionar a cobertura de dossel por meio do método F8 mm com a vegetação gramínea, não foi encontrada relação significativa, embora a tendência dos dados aponte para a ocorrência de relação negativa entre estas variáveis em ambas as estações. No inverno foi observada relação positiva entre cobertura de dossel e espécies herbáceas não gramíneas ($S = +0,28$; $p < 0,005$) (Tabela 2). Em relação à diversidade de lianas lenhosas, foi encontrada relação negativa entre sua riqueza e a cobertura de dossel para ambas as estações, verão ($S = -0,30$; $p < 0,05$) e inverno ($S = -0,30$; $p < 0,05$) (Tabela 2), indicando que quanto maior é a cobertura de dossel, menor é a riqueza destas espécies.

Nos ambientes de floresta, por meio do método de DL, foi observada relação entre a cobertura de dossel e herbáceas não gramíneas durante o inverno ($S = +0,383$; $p < 0,05$) (Tabela 2), mas não foi observada relação entre cobertura de dossel e cobertura de herbáceas durante o verão.

Por meio do método F8 mm, nos ambientes de FF, encontrou-se que na estação de verão apenas foi observada relação entre a vegetação e a cobertura de dossel para a vegetação herbácea não gramínea ($S = -0,37$; $p < 0,05$) (Tabela 2), e no inverno nenhuma relação com a cobertura de dossel foi observada nestes ambientes. Para ambas as estações e com ambas as metodologias de obtenção de cobertura de dossel, não foi observada relação entre a cobertura de dossel e a riqueza de lianas nos ambientes de FF.

Tabela 2: Relação entre a cobertura de dossel obtida com auxílio de um densiômetro de Lemmon (DL) e Fotografia hemisférica (F8 mm) e as características da vegetação em fragmentos de florestas nativas (FF) e áreas em restauração (RF), em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, bioma de Floresta Atlântica, Brasil. (Correlação de Spearman).

Características da vegetação		DL		F8 mm	
		Estação		Estação	
		Verão	Inverno	Verão	Inverno
Cobertura de gramíneas (%)	FF	-	-	-	-
	RF	+0,088	-0,223*	-0,001	-0,140
Cobertura de herbáceas não gramíneas (%)	FF	-0,036	+0,383*	-0,365*	-0,296
	RF	+0,269*	-0,179	-0,247	+0,280*
Riqueza de lianas	FF	+0,023	+0,078	+0,163	+0,02
	RF	+0,022	+0,053	-0,305*	-0,305*

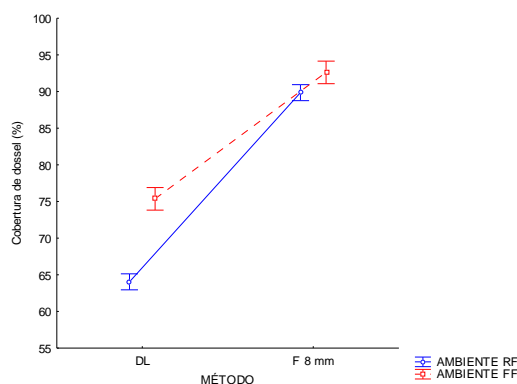
O símbolo * indica correlação significativa ($p < 0,05$)

O símbolo (+) indica correlação positiva e (-) correlação negativa

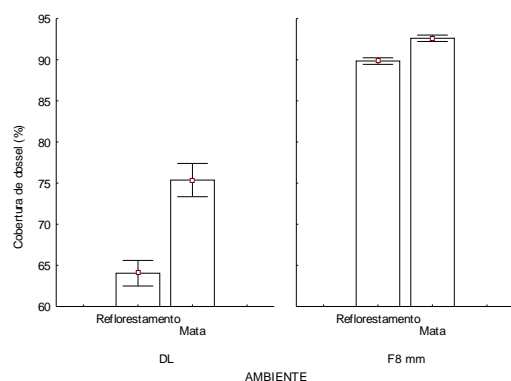
Ao compararem-se os métodos DL e F8 mm, tem-se que as metodologias diferem entre si quanto à capacidade de estimar a cobertura do dossel ($F_{1,415} = 39,577$; $p = 0,000$), e por meio da análise das fotografias hemisféricas (F8 mm) foram observadas as maiores médias de cobertura de dossel, tanto em FF quanto em RF. Ambos os métodos foram capazes de discriminar os ambientes de FF e RF, mas responderam de forma distinta à

sazonalidade, e apenas F8 mm detectou diferença na cobertura de dossel nas diferentes estações, com a maior cobertura encontrada no verão ($F= 1,415 = 1001,3$; $p= 0,000$) (Figuras 5 A e B, C).

(A)



(B)



(C)

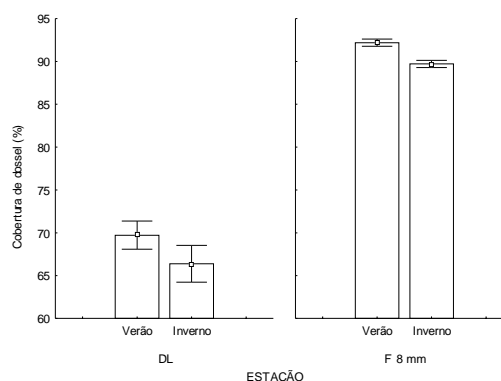


Figura 5: (A e B): Cobertura de dossel avaliada por meio do método de densiômetro de Lemmon (DL) e fotografias hemisféricas tomadas com o auxílio de lentes olho-de-peixe (8 mm) (F8 mm) em fragmentos de florestas nativas (FF) e áreas em restauração (RF), em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, bioma de Floresta Atlântica, Brasil. ($F= 1,415 = 39,57$; $p = 0,000$, ANOVA fatorial). **(C):** Cobertura de dossel avaliada nas estações de verão e inverno, em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, bioma de Floresta Atlântica, Brasil. ($F = 1,415 = 15,41$; $p = 0,000$, ANOVA fatorial)

DISCUSSÃO

Em relação às lianas, as famílias mais bem representadas em estudos em Florestas Semidecíduas encontradas por Rezende e Ranga (2005) corroboram os dados observados neste estudo, apontando para Bignoniaceae e Malpighiaceae, Apocynaceae e Fabaceae como as famílias botânicas mais ricas em espécies nestes ecossistemas. As lianas são abundantes em Florestas Tropicais, compreendendo de 15 até 25% da riqueza das espécies lenhosas da comunidade (PHILLIPS *et al.*, 2005, REZENDE e RANGA, 2005; ANBARASHAN e PARTHASARATHY, 2013). E Anbarashan e Parthasarathy (2013) indicam que sua abundância está relacionada a fatores abióticos a exemplo do regime de

chuva, sazonalidade dos períodos de chuva, luminosidade, fertilidade do solo e eventos de perturbação.

Apesar da riqueza de lianas e do aumento em sua abundância estar associados a perturbações (SCHNITZER e BONGERS, 2011; ANBARASHAN e PARTHASARATHY 2013), em alguns casos, alguns grupos de espécies não são relacionados a condições de degradação ou de alta luminosidade (REZENDE e RANGA, 2005; ADDO-FORDJOUR *et al.*, 2008). Ademais, Anbarashan e Parthasarathy (2013) sugerem que, lianas de modo geral, desempenham um importante papel na dinâmica florestal, atuando na mortalidade de regenerantes e de árvores adultas, e também fornecendo recursos para uma grande variedade de animais.

A maior riqueza de lianas lenhosas foi observada nos FF, onde foi encontrada a maior cobertura de dossel e, por conseguinte, o maior sombreamento. Rezende e Ranga, (2005) apontam que lianas das formações de Floresta Atlântica não são exclusivamente associadas a ambientes degradados ou eventos de perturbações, ainda, fornecem recursos para fauna, sendo importantes na comunidade vegetal neste bioma. Além disso, Phillips e colaboradores (2002), Wright *et al.*, (2004), Anbarashan e Parthasarathy (2013), descrevem que algumas espécies de lianas em Florestas Tropicais têm aumentado naturalmente sua abundância com o quadro de mudanças climáticas por meio do aumento de CO₂ atmosférico relacionado com o efeito do aquecimento global. Ainda, os FF são ambientes mais heterogêneos que os ambientes em restauração (RF), com distintas condições de luz e solo, resultando no estabelecimento de uma comunidade mais complexamente estratificada com uma grande diversidade de formas de vida que permitem o estabelecimento de uma maior diversidade de espécies de lianas que as áreas de RF estudadas (REZENDE e RANGA, 2005; GARCIA *et al.*, 2007).

Nos RF, por meio do método F 8 mm, foi encontrado que a riqueza de lianas foi correlacionada negativamente com a cobertura do dossel, tanto no verão e como no inverno, sugerindo que as espécies de lianas que colonizam este tipo de ambiente estão associadas à maior luminosidade do que àquelas presentes nos ambientes de FF, podendo algumas destas espécies ser mais relacionadas a eventos de perturbação (ANBARASHAN e PARTHASARATHY 2013).

Nos ambientes RF foram observadas as maiores coberturas de vegetação herbácea, seja vegetação gramínea ou herbácea não gramínea. Os RF estudados, de até 15 anos de idade, ainda se constituem como ambientes abertos que possuem alta incidência de luz e sofrem com efeitos de borda, sendo mais facilmente colonizados por estas espécies mais exigentes de luminosidade e mais tolerantes a condições microclimáticas severas (DAVIS *et al.*, 1999; DAVIS *et al.*, 2005; INÁCIO e JARENKOW 2008). George e Bazzaz (1999) e Inácio e Jarenkow (2008) descrevem que as características que a guilda das herbáceas é capaz de indicar o estágio sucessional da floresta, e que esta vegetação, acrescida da vegetação arbustiva, desempenha um papel fundamental na composição e estrutura do dossel da floresta. Assim como descrito para as lianas, o componente herbáceo da floresta sofre variações espaço-temporais de acordo com as condições climáticas sazonais (INÁCIO e JARENKOW 2008).

Nestas áreas, foram observadas relações negativas entre a cobertura de dossel e a cobertura de gramíneas sobre o solo, pois a maioria das gramíneas encontradas, notadamente as espécies exóticas invasoras ao bioma da Floresta Atlântica, são espécies exigentes de alta luminosidade, desta forma o maior sombreamento desencadeia a diminuição da cobertura de gramíneas (GUILHERME, 2000; INÁCIO e JARENKOW 2008; SCERVINO e TOREZAN, 2015). Esta relação foi detectada apenas na estação de inverno, quando estas áreas estão com o dossel mais aberto devido à maior queda de folhas que ocorre na estação seca, decorrente da deciduidade sazonal da Floresta

Estacional Semidecidual, como descrito por Garcia *et al.*, (2007), Inácio e Jarenkow (2008) e Dias *et al.* (2017) ao referirem-se aos padrões temporais de variação de cobertura de dossel.

Ainda em RF foram observadas relações positivas entre a cobertura de dossel com a vegetação herbácea não gramínea, tanto no inverno quanto no verão, por meio do método DL assim como do F8 mm, sugerindo que quanto maior é a cobertura do dossel maior é a cobertura de vegetação herbácea não gramínea. Inácio e Jarenkow (2008) e Cheung e colaboradores (2009) descrevem que se esta vegetação, que pode ser associada a perturbações, mantiver o investimento em biomassa baixo, pode promover mudanças positivas no habitat, como sombreamento do solo e aporte de matéria orgânica, favorecendo a germinação e o estabelecimento de outras espécies lenhosas nas áreas restauradas.

Para FF, durante a estação de inverno, por meio do método DL, foi observada relação positiva entre a cobertura de herbáceas não gramíneas e a cobertura do dossel. Contudo, na estação de verão através do método F8 mm, foi encontrada relação negativa entre estas mesmas variáveis. Durante o inverno, o aumento da entrada de luz favorece o desenvolvimento da vegetação herbácea (Guilherme 2000). No entanto, a relação positiva encontrada pode indicar que sítios mais sombreados nesta estação, podem favorecer a germinação das espécies de sombra presentes no banco de sementes do solo (SATTLER *et al.*, 2007; INÁCIO e JARENKOW 2008). Já durante o verão há a maior cobertura de dossel e maior sombreamento no sub-bosque da floresta, reduzindo a cobertura da vegetação herbácea associada aos microambientes de maior disponibilidade de luz (GUILHERME, 2000; INÁCIO e JARENKOW 2008; MOREIRA *et al.*, 2013).

O método DL foi eficiente para discriminar os ambientes, detectando a maior cobertura de dossel nos ambientes de FF, mas apenas F8 mm foi capaz de identificar diferença na cobertura de dossel nas diferentes estações avaliadas. Suganuma *et al.* (2008) ao estudar a cobertura de dossel de Florestas Estacionais Semidecíduais, também através de métodos indiretos de obtenção de cobertura de dossel, da mesma forma, observou que ambos os métodos de coleta de densiômetro de Lemmon e fotografias com lentes “olho de peixe” foram eficientes em discriminar ambientes de FF de RF. De acordo com Bianchini *et al.* (2001) e Suganuma *et al.* (2008), o maior espaçamento entre os indivíduos nos sítios de RF torna o microclima mais seco, aumentando as taxas de transpiração e a queda de folhas, contribuindo para uma menor cobertura de dossel. Ademais, as copas reduzidas e as poucas árvores emergentes em RF jovens proporcionam menor cobertura de dossel e maior entrada de luz no sub-bosque destes ambientes (DIAS *et al.*, 2017).

Por meio do método F8 mm a maior cobertura de dossel foi detectada em FF e no verão. Isto pode se relacionar a padrões sazonais (ENGELBRECHT e HERTZ, 2001; SATTLER *et al.*, 2007), como a decidualidade das florestas Estacionais Semidecíduais, que caracterizam-se pela maior queda de folhas durante o inverno (LEITE, 2002; INÁCIO e JARENKOW, 2008; SUGANUMA *et al.*, 2008), e a maior sensibilidade do método F8 mm em detectar pequenas variações no dossel que o DL (ENGELBRECHT e HERTZ, 2001).

Deste modo, infere-se que ambos os métodos indiretos de avaliação estudados são eficientes para o monitoramento da cobertura de dossel entre ambientes de FF maduros e RF jovens (até 15 anos de idade), mas que F8 mm é capaz de apresentar resultados mais apurados (SUGANUMA *et al.*, 2008). No entanto, Korhonen *et al.* (2006) sugerem que estimativas que se utilizam de densímetros esféricos (DL) podem ser tendenciosas devido à alta variabilidade das medições, oscilando de acordo com a identidade dos avaliadores. Por outro lado, Werneck *et al.* (2004) afirmam que o método de estimativas

de luminosidade por DL pode ser uma opção confiável, rápida e de baixo custo, desde que haja treinamento prévio do avaliador e que se mantenham os mesmos avaliadores durante toda a fase de coleta de dados, uma vez que com a experiência dos avaliadores os erros são minimizados e a acurácia do método aumenta.

Desta forma, ambos os métodos testados podem ser utilizados em programas de monitoramento para avaliar a cobertura de dossel, e a escolha de qual metodologia a ser adotada dependerá da acurácia desejada do dado a ser obtido, do tempo disponível para o treinamento dos avaliadores e da verba disponível para a aquisição de material para a coleta de dados e para o número de avaliadores a serem empregados. Sukanuma e colaboradores (2008) apontam que o método que se utiliza de DL tem menor custo de material e é rápido, mas exige pelo menos dois avaliadores treinados, enquanto que a coleta por meio de fotografias hemisféricas (F8 mm) pode ser realizada por apenas um avaliador, mas tem custo mais elevado de material de campo para a coleta dos dados, e exige conhecimento de computação e treinamento do avaliador para a análise posterior das fotografias, se tornando um método mais lento quanto à análise para a obtenção do dado de cobertura dossel.

CONCLUSÃO

Apenas foi observada relação entre a riqueza de lianas e a cobertura de dossel nos ambientes em restauração. Nestes ambientes, quanto maior é a cobertura de dossel, menor é a riqueza de lianas, indicando que as espécies presentes nestas áreas são ligadas a condições de maior luminosidade do que àquelas espécies encontradas nos fragmentos florestais nativos. Em relação à vegetação herbácea, foram observadas diferenças nas relações avaliadas com a cobertura de dossel nos ambientes de FF e RF.

Verificou-se que ambos os métodos de obtenção de cobertura de dossel foram eficientes em prever o ambiente luminoso dos ecossistemas estudados, mas que o método por meio de fotografias hemisféricas (F8 mm) apresentou resultados mais apurados para o monitoramento da estrutura do dossel ao longo do ano, sendo capaz de discriminar as estações de verão e inverno.

Ao se avaliar as diferenças na coleta de dados de cobertura de dossel, tem-se que para a coleta por meio do densiômetro de Lemmon (DL) o custo de coleta e de material foi baixo, assim como foi necessário pouco tempo em campo por parcela (cerca de cinco minutos), contudo, este método exige que haja um treinamento prévio do avaliador e que se mantenha o mesmo avaliador durante toda a coleta. Por outro lado, o método por meio de fotografias hemisféricas (F8 mm) foi mais eficiente para discriminar estações, também é um método de fácil e rápida coleta, contudo, o equipamento é mais caro e delicado e exige conhecimento e treinamento para a posterior avaliação das fotografias no software de análise das imagens escolhido. Desta forma, recomenda-se o método F8 mm para as avaliações de monitoramento de cobertura de dossel ao longo do ano, para detectar diferenças sazonais no dossel. Já o método DL é uma metodologia eficiente e menos custosa para se avaliar a cobertura do dossel entre diferentes ecossistemas, a exemplo de áreas mais conservadas e àquelas em processo restauração.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos às empresas Duke Energy e CTG Brasil pelo financiamento da pesquisa e suporte em campo, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao CNPq pelo apoio financeiro, à equipe do Laboratório de Biodiversidade e

Restauração de Ecossistemas (Labre), especialmente Odair C. Pavão, Norival S. do Cabo, Edson M. Francisco, José Vitor Circhia, Thalita Surian e Gessi Gonzaga pelo apoio nas atividades de campo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADDO-FORDJOUR, P.; ANNING, A.K.; ATAKORA, E.A.; AGYEI, P.S. Diversity and distribution of climbing plants in a semi-deciduous rain forest, KNUST Botanic Garden, Ghana. **Int. J. Bot.**, v.4, n., p. 186-195, 2008.
- do AMARANTO, C.V.T; STEFFENS, C.A.; MOTA, C.S.; dos SANTOS, H.P. Radiação, fotossíntese, rendimento e qualidade de frutos em macieiras “Royal Gala” cobertas com tela antigranizo. **Pesq. Agropec.**, v.42, n. 7, p. 925- 931, 2007.
- ALVARENGA, A. A. et al. Effects of different light levels on the initial growth and photosynthesis of *Croton urucurana* Baill. In southeastern Brazil. **Revista Árvore**, v.27, n.1, p.53-57, 2003.
- ANBARASHAN, M., PARTHASARATHY, N. Diversity and ecology of lianas in Tropical Dry Evergreen Forests on the Coromandel Coast of India under various disturbance regimes. **Flora**, v. 208, n., p. 22-32, 2013.
- BIANCHINI, E., PIMETA, J.A., SANTOS, F.A.M. Spatial and temporal variation in the canopy cover in a tropical semi-deciduous Forest. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 44, n. 3, p. 269-276, 2001.
- CHEUNG, K.C., MARQUES, M.C.M., LEIBSCH, D. Relação entre a presença de vegetação herbácea e a regeneração natural de espécies lenhosas em pastagens abandonadas na Floresta Ombrófila Densa do Sul do Brasil. **Acta Botanica**, v.23, n., p. 1048-1056, 2009.
- DAVIS, M.A., WRAGE, K.J., REICH, P.B., TJOELKER, M.G., SCHAEFFER, T., MUERMANN, C. Survival, growth, and photosynthesis of tree seedlings competing with herbaceous vegetation along a water-light-nitrogen gradient. **Plant Ecology**, v. 145, n., p. 341-350, 1999.
- DAVIS, M.A., BIER, L., BUSHELLE, E. Non-indigenous grasses impede woody succession. **Plant Ecology**, v. 178, n., p. 249-264, 2005.
- DIAS, D.M., PAGOTTO, M.A., PEREIRA, T.C., RIBEIRO, A.S. Estrutura arbórea e sazonalidade da cobertura de dossel em vegetação florestada e aberta no Parque

- Nacional Serra de Itabaiana, Sergipe, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 2, p. 719-729, 2017.
- ENGELBRECHT, B.M.J., HERZ, H.M. Evaluation of different methods to estimate understory light conditions in tropical forests. **Tropical Ecology**, v.17, n., p. 207-224, 2001.
- FRAZER, G.W. *et al.* **Gap Light Analyzer (GLA)**, Version 2.0. Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York, 36p., 1999.
- GARCIA, L.C., REZENDE, M.Q., PIMENTA, M.A., MACHADO, R. M., LEMOS-FILHO, J.P. Heterogeneidade do dossel e quantidade de luz no recrutamento do sub-bosque de uma mata ciliar no Alto São Francisco, Minas-Gerais: análise através de fotos hemisféricas. **Biociências**, v.5, s.2, p. 99-101, 2007.
- GEORGE, L.O., BAZZAZ, F.A. The fern understory as an ecological filter: emergence and establishment of canopy-tree seedlings. **Ecology**, v,80, n., p. 833-845, 1999.
- GUILHERME, F.A. Efeitos da cobertura de dossel na densidade e estatura de gramíneas e da regeneração natural de plantas lenhosas em mata de galeria, Brasília-DF. **Cerne**, v.6, n.1, p. 60-66, 2000.
- IAPAR- Instituto Agrônomo do Paraná. 2000. **Cartas climáticas do Estado do Paraná**. Disponível em: <http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=677> Acesso em: 04 de maio de 2015.
- INÁCIO, C.D., JARENKOW, J.A. Relações entre a estrutura da sinúsia herbácea terrícola e a cobertura do dossel em Floresta Estacional no Sul do Brasil. **Brasil. Bot.**, v. 31, n. 1, p. 41-51, 2008.
- KORHONEN, L., KORHONEN, K.T., RAUTIAINEN, M., STENBERG, P. Estimation of Forest Canopy Cover: a Comparison of Field Measurement Techniques. **Silva Fennica**, v. 40, n. 4, p.577- 588, 2006.

- LEITE, P.F. Contribuição ao fitoecológico do sul do Brasil. **Ciência & Ambiente**, v.24, n., p. 51-73, 2002.
- LEMMON, P.E. A new instrument for measuring forest overstory density. **Journal of Forestry**, v. 55, n.9, p. 667-668, 1957.
- LIMA JR., E. C. et al. Aspectos fisioanatômicos de plantas jovens de *Cupania vernalis* Camb. submetidas a diferentes níveis de sombreamento. **Revista Árvore**, v.30, n.1, p.33-41, 2006.
- MORAES, I.S., DE LIMA, A.M.M., ADAMI, M., ANDRADE, M.T.V.S. Monitoramento da abertura no dossel a partir de fotografias hemisféricas com NDVI e MLME em área de concessão florestal: Mamuru-Arapiuns/PA. **Rev.. Bras. Cart.**, n. 68, v. 7, p. 1303-1315, 2016.
- MARCHÃO, R.L.; BRASIL, E.M.; XIMENES, P.A. Interceptação da radiação fotossinteticamente ativa e rendimento de grão de milho adensado. **Rev. Bras. De Milho e Sorgo**, v. 4, n. 2, p. 170- 181, 2006.
- MOREIRA, K., MANIOTTO, L., SANTOS, M.P.V., BUDKE, J.C. Maior abertura de dossel facilita o desenvolvimento de *Merostachys multiramea* HACK. em uma floresta Sub-Tropical Alto Montana. **Perspectiva**, v.37, edição especial, p. 57-65, 2013.
- NOBIS, M., HUNZIKER, U. Automatic thresholding for hemi-spherical canopy photographs based on edge detection. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 128, n., p., 243-250, 2005.
- PHILLIPS, O.L., *et al.* (18 autores). The ecology of lianas in Amazonian forests. **Nature**, v. 418, n., p. 770-774, 2002.
- PHILLIPS, O.L., MARTINEZ, R.V., MENDONZA, A.M., BAKER, T.R., VARGAS, P.N. Large lianas as hyperdynamic elements of Tropical Forest canopy. **Ecology**, v. 86, n., 5, p. 1250-1258, 2005.

- REID, T.D., ESSERY, R.L.H. New Methods to Quantify Canopy Structure of Leafless Boreal Birch Forest from Hemispherical Photographs. **Forestry**, v. 3, n. 2, p. 70-74, 2013.
- REZENDE, A.A., RANGA, N.T. Lianas da Estação do Noroeste Paulista, São José do Rio Preto/Mirassol, SP, Brasil. **Acta Bot. Bras.**, v. 19, n. 2, p. 273-279, 2005.
- RUIZ-JAEN, M.C., AIDE, T.M. Vegetation structure, species diversity and ecosystem processes as measures of restoration success. **Forest Ecology and Management**, v. 218, n., p. 159-173, 2005.
- SATTLER, D., LINDNER, A., MORAWETZ, W. A função da sazonalidade no levantamento estrutural de uma Floresta Montana Tropical no Rio de Janeiro, Brasil. **Ciência e Conservação**, v., n., p. 107-116., 2007.
- SUGANUMA, M.S.; TOREZAN, J.M.D.; CAVALHEIRO, A.L.; VANZELA, A.L.L.; BENATO, T. Comparando metodologias para avaliar a cobertura do dossel e a luminosidade no sub-bosque de um reflorestamento e uma floresta madura. **Árvore**, v.32, n.2, p. 377-385, 2008.
- SCERVINO, R.P, TOREZAN, J.M.D. Factors affecting the genesis of vegetation patches in anthropogenic pastures in the Atlantic Forest domain in Brazil. **Plant Ecology & Diversity**, v. 8, n. 4, p. 475-482, 2015.
- SCHNITZER, S.A.; BONGERS, F. The ecology of lianas and their role in forests. **Trend. Ecol. Evol**, v.17, n., p. 223-230, 2002.
- STIPP, N.A.F. Principais tipos de solo da bacia do rio Tibagi. 2002. In: MEDRI, M.E.; BIACHINI, E.; SHIBATTA, O.A.; PIMENTA, J.A. **A bacia do rio Tibagi** (p. 39-44), Londrina.
- TOREZAN, J.M.D. Nota sobre a vegetação da bacia do rio Tibagi. 2002. In: MEDRI, M.E.; BIACHINI, E.; SHIBATTA, O.A.; PIMENTA, J.A.. **A bacia do rio Tibagi** (p. 103-107), Londrina.
- WERNECK, F.; ZUQUIM, G.; RODRIGUES, L.; LEITÃO, R. **Uso de esferodensímetro e fotos digitais para estimar abertura de dossel: um teste**

metodológico. 2004. Acesso em: 01 de março de 2018. Disponível em: pdbff.inpa.gov.br/cursos/efa/livro/2004/pdfs/pl1g4.pdf

WIRTH, R.; WEBER, B.; RYEL, R.J.; Spatial and temporal variability of canopy structure in a tropical moist forest. **Acta Oecologica**, v. 22, n., p. 235-244, 2001.

WRIGHT, S.J.; CALDERON, O.; HERNANDEZ, A.; PATSON, S. Are lianas increasing in importance in tropical forests? A 17-year record from Panama. **Ecology**, v.85, n., p. 484-489, 2004.

Apêndice A

Tabela 3: Lista de riqueza de espécies de lianas lenhosas encontradas nas áreas de estudo em ambientes de fragmentos de florestas nativas (FF) e áreas em restauração (RF), em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, bioma da Floresta Atlântica, Brasil.

Família	Nome científico	Ambiente	Nome popular
APOCYNACEAE	<i>Forsteronia thyrsoides</i> (Vell.) Müll. Arg.	FF	
ASTERACEAE	<i>Mikamia</i> sp	FF	Guaco
BIGNONIACEAE	<i>Adenocalymma marginatum</i> (Cham.) DC.	FF	
	<i>Amphilophium crucigerum</i> (L.) L.G. Lohmann	FF/ RF	Pente-de-macaco
	<i>Dolichandra quadrivalvis</i> (Jacq.) L.G. Lohmann	FF/ RF	
	<i>Dolichandra unguis-cati</i> (L.) L.G. Lohmann	FF/ RF	Unha-de-gato
	<i>Fridericia leucopogon</i> (Cham.) L.G. Lohmann	FF	
	<i>Mansoa difficilis</i> (Cham.) Bureau & K. Schum.	FF	
CACTACEAE	<i>Pereskia aculeata</i> Mill.	FF	Orapronobis
DILLENIACEAE	<i>Doliocarpus dentatus</i> (Aubl.) Standl.	FF	
FABACEAE	<i>Acacia plumosa</i> Mart. ex Colla	FF/RF	Arranha-gato
	<i>Schnella microstachya</i> Raddi	FF	
MALPIGHIACEAE	<i>Heteropterys intermedia</i> (A.Juss.) Griseb.	FF	
	<i>Heteropterys pauciflora</i> A. Juss.	FF	Junta-de-cobra
	<i>Hiraea fagifolia</i> (DC.) A. Juss.	FF	
	<i>Mascagnia divaricata</i> (Kunth) Nied.	FF	
	<i>Tetrapteryx phlomoides</i> (Spreng.) Nied.	FF/ RF	
NYCTAGINACEAE	<i>Pisonia aculeata</i> L.	FF/ RF	Pisonia
RHAMNACEAE	<i>Gouania virgata</i> Reissek	FF	Gouania
SAPINDACEAE	<i>Paullinia meliifolia</i> Juss. ex Poir.	FF	Paulinia
	<i>Serjania laruotteana</i> Cambess.	FF/ RF	Serjania
VITACEAE	<i>Cissus sulcicaulis</i> (Baker) Planch.	FF/ RF	
	Indeterminada 1		

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em uma escala global, a conservação de remanescentes florestais nativos e a restauração das áreas perturbadas, são consideradas como importantes estratégias para a manutenção da biodiversidade, para mitigação de mudanças climáticas, através do sequestro de carbono, e para a manutenção dos serviços ambientais ofertados pelas florestas para as populações humanas a elas associadas. Diante disto, uma ferramenta para o conhecimento, acompanhamento e conservação da biodiversidade é a implementação de programas de monitoramento destes ecossistemas ao longo do tempo, buscando identificar indicadores ecológicos sensíveis a alterações e que reflitam o estado do meio biótico e abiótico de uma dada área.

Neste sentido, métodos rápidos de coleta de dados da vegetação, a exemplo da avaliação ecológica rápida (AER) e da obtenção da cobertura de dossel por meio de métodos indiretos rápidos, são instrumentos que podem ser utilizados em detrimento de técnicas convencionais de coleta, tanto no monitoramento de fragmentos florestais quanto em áreas em restauração, para inferir a qualidade ambiental, dinâmica de clareiras e o estágio de sucessão que a área se encontra, assim como para prever as condições de estrutura e funcionamento de um dado ecossistema.

Outra ação importante é a divulgação dos conhecimentos adquiridos com as atividades de monitoramento para a comunidade científica, órgãos do meio ambiente, setor privado e proprietários rurais, validando cientificamente as técnicas e os indicadores ecológicos mais adequados para cada tipo de ambiente, bioma, e condição de degradação.