



Revista Árvore

ISSN: 0100-6762

r.arvore@ufv.br

Universidade Federal de Viçosa
Brasil

Seiji Suganuma, Marcio; Bessão de Assis, Geissianny; Galvão de Melo, Antônio Carlos; Durigan, Giselda

ECOSSISTEMAS DE REFERÊNCIA PARA RESTAURAÇÃO DE MATAS CILIARES: EXISTEM PADRÕES DE BIODIVERSIDADE, ESTRUTURA FLORESTAL E ATRIBUTOS FUNCIONAIS?

Revista Árvore, vol. 37, núm. 5, septiembre-octubre, 2013, pp. 835-847

Universidade Federal de Viçosa
Viçosa, Brasil

Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=48829247006>

- Como citar este artigo
- Número completo
- Mais artigos
- Home da revista no Redalyc

redalyc.org

Sistema de Informação Científica

Rede de Revistas Científicas da América Latina, Caribe, Espanha e Portugal

Projeto acadêmico sem fins lucrativos desenvolvido no âmbito da iniciativa Acesso Aberto

ECOSSISTEMAS DE REFERÊNCIA PARA RESTAURAÇÃO DE MATAS CILIARES: EXISTEM PADRÕES DE BIODIVERSIDADE, ESTRUTURA FLORESTAL E ATRIBUTOS FUNCIONAIS?¹

Marcio Seiji Suganuma², Geissianny Bessão de Assis³, Antônio Carlos Galvão de Melo⁴ e Giselda Durigan⁴

RESUMO – A utilização de ecossistemas naturais como meta a ser atingida e a seleção de indicadores para monitoramento dos projetos são temas controversos na ciência e na prática da restauração. Analisamos a vegetação ripária em quatro remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual, para verificar se alguns atributos dessas comunidades se repetem em diferentes locais, podendo ser referência para esta região fitogeográfica. Instalamos dez parcelas de 100 m² em cada local, amostramos plantas lenhosas com altura $\geq 0,5$ m, divididas em estrato regenerante (DAP < 5 cm) e estrato arbóreo (DAP ≥ 5 cm) e classificamos as espécies com base em atributos funcionais, raridade e status de ameaça. Contabilizamos lianas, pteridófitas e árvores com epífitas. As variáveis estruturais de densidade (estrato arbóreo e regenerante e árvores com epífitas), área basal e cobertura de copas não diferiram entre locais. Foram pouco variáveis entre as áreas a riqueza rarefeita para 100 indivíduos no estrato arbóreo, a riqueza total estimada por Jackknife e as proporções de espécies raras, tolerantes à sombra, de crescimento lento e zoocóricas. Porém, analisando-se a proporção de indivíduos na comunidade, somente a tolerância à sombra foi pouco variável. Para as outras variáveis analisadas não existem padrões que possam ser considerados referência para esta região fitogeográfica. No entanto, ainda que para algumas variáveis existam padrões, sua utilização como meta da restauração depende de: 1) prazos longos para monitoramento de projetos e, sobretudo, 2) estudos que demonstrem que os ecossistemas restaurados podem, um dia, igualar aos ecossistemas pré-existentes.

Palavras-chaves: Floresta Estacional Semidecidual; Metas para restauração; Valores de referência.

REFERENCE ECOSYSTEMS FOR RIPARIAN FOREST RESTORATION: ARE THERE ANY PATTERNS OF BIODIVERSITY, FOREST STRUCTURE AND FUNCTIONAL TRAITS?

ABSTRACT – The use of natural ecosystems as a goal to be achieved and the selection of indicators to evaluate restoration success are controversial issues in both Science and practice of ecosystem restoration. Four remnants of riparian vegetation were assessed in the region of Seasonally Semideciduous Forest in order to verify if some attributes of this plant community varied among sites and if they could be used as reference for this region. Ten plots of 100 m² were established in each site and woody plants with height ≥ 50 cm, separated in upper stratum (dbh ≥ 5 cm) and lower stratum (dbh < 5 cm), and classified by functional traits, rarity and status in red lists. Terrestrial ferns, lianas and trees with epiphytes were all accounted. Density (in both layers, and trees with epiphytes), basal area, and canopy cover did not differ among areas. Rarefied richness and total estimated richness, as well as the proportion of species by dispersal syndrome, shade tolerance, growth rhythm, and rarity follow a regional pattern, which can be considered as reference for riparian forests in this ecological region. Whether or not these values can be used as restoration goals depends on: 1) long term assessment of restoration success, and 2) scientific evidence that restored ecosystems can reach such values.

Keywords: Seasonally Semideciduous Forest; Restoration goals; Reference values.

¹ Recebido em 24.10.2012 aceito para publicação em 03.09.2013

² Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada. E-mail: <marciosuganuma@gmail.com>.

³ Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Faculdade de Ciências Agrônômicas, Campus de Botucatu. E-mail: <geissianny@gmail.com>.

⁴ Instituto Florestal do Estado de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente, Floresta Estadual de Assis. E-mail: <giselda@femanet.com.br> e <acgmelo@gmail.com>.

1. INTRODUÇÃO

A utilização de ecossistemas naturais primitivos como referência ou como meta a ser atingida em projetos de restauração ecológica e a definição de indicadores para avaliar a evolução dos ecossistemas restaurados são temas muito controversos na Ecologia da Restauração (CHOI, 2004; RUIZ-JAEN; AIDE, 2005; HOBBS, 2007). Os autores que defendem o uso de ecossistemas primitivos como referência (ARONSON et al., 1995; WHITE; WALKER, 1997) argumentam que, para fins de concepção e avaliação de projetos de restauração, é desejável o estabelecimento de alguns padrões esperados como metas a ser atingidas. Assim, identificar pelo menos um ecossistema de referência que contenha uma série de características ambientais, de acordo com o histórico de ocupação da área, seria crucial para avaliar o sucesso de projetos de restauração (ARONSON et al., 1995; WHITE; WALKER, 1997; ENGEL; PARROTA, 2008).

Engel e Parrota (2008) consideram que, independentemente da complexidade da metodologia da restauração ou do seu enfoque, as informações sobre o ecossistema que se pretende restaurar são fundamentais para fornecer a base teórica para a restauração. Segundo recomendações da Sociedade Internacional para Restauração Ecológica (SER, 2004) e na opinião de alguns autores (ARONSON et al., 1995; BREWER; MENZEL, 2009; SUDING; HOBBS, 2009), áreas de referência são importantes para a tomada de decisões na restauração, pela necessidade de se ter maior conhecimento sobre o ecossistema em que se está trabalhando. O conhecimento sobre ecossistemas primitivos poderia, também, tornar-se uma importante ferramenta para a construção de modelos preditivos das trajetórias sucessionais. Seria possível, por exemplo, estimar o tempo necessário para que as comunidades em restauração ou em regeneração natural atinjam os valores de referência da floresta madura, para diferentes atributos de estrutura e de biodiversidade (LIEBSCH et al., 2007; LIEBSCH et al., 2008).

Por outro lado, os autores que questionam a utilização de ecossistemas naturais primitivos como meta da restauração (PICKETT; PARKER, 1994; WHITE; WALKER, 1997; CHOI, 2004; CHOI, 2007; HOBBS, 2007) argumentam que a utilização de um estado ou sistema de referência é desnecessária e que a comparação com ecossistemas primitivos é uma “armadilha” que a ecologia

da restauração deve evitar, pois os ecossistemas, com ou sem a intervenção humana, estão constantemente se modificando no tempo e no espaço. Pelo fato de muitos danos ao ecossistema serem irreversíveis (CHOI, 2004), a restauração ecológica deve se focar no futuro dos ecossistemas restaurados. A restauração deve buscar reconstruir as estruturas ecológicas que foram perdidas pela degradação ambiental, garantindo a sustentabilidade dos ecossistemas, em vez de ter como objetivos a recomposição precisa das espécies perdidas ou a recuperação de toda uma paisagem igual à do passado (CHOI, 2007).

A definição de metas factíveis para a restauração ecológica é fundamental até mesmo sob o ponto de vista econômico, pois as dificuldades operacionais e os custos envolvidos na restauração dependem do conjunto de objetivos propostos (EHRENFELD, 2000; HOBBS, 2007; MILLER; HOBBS, 2007). Maron et al (2012), ao discutirem até que ponto a restauração pode compensar a perda de ecossistemas naturais, analisaram uma série de estudos que demonstram que a maioria dos projetos atinge parcialmente as suas metas e que os ecossistemas restaurados jamais serão iguais ao ecossistemas que foram destruídos. Por isso o debate sobre ecossistemas de referência como meta a ser atingida em projetos de restauração adquire grande relevância e a seleção de áreas a serem utilizadas como referência é um grande desafio (WHITE; WALKER, 1997). É conveniente discutir a acuidade e as limitações dos diferentes tipos de informações de referência, bem como descrever como múltiplas fontes de informação devem ser utilizadas na compreensão das variações da natureza. Além disso, algumas características do ecossistema são relativamente fáceis de predizer enquanto outras são mais difíceis (WHITE; WALKER, 1997; EHRENFELD, 2000).

A primeira questão que se coloca quanto à utilização de ecossistemas primitivos como referência para projetos de restauração ecológica é: existem padrões de biodiversidade, estrutura florestal e atributos funcionais para ecossistemas maduros dentro de uma mesma região ecológica? Caso não existam, esta informação por si só inviabilizaria o estabelecimento de metas com base nesses ecossistemas. Caso existam padrões, outras questões deverão ser elucidadas, relativas aos prazos de avaliação dos projetos e às trajetórias possíveis dos ecossistemas restaurados. O presente estudo visa responder apenas à primeira dessas questões, por meio

da análise de variáveis estruturais e funcionais das comunidades em matas ciliares naturais.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Áreas de estudo

Selecionamos matas ciliares naturais inseridas em quatro fragmentos de diferentes tamanhos, localizados sobre os principais tipos de solo e clima abrangidos pela Floresta Estacional Semidecidual na Bacia do rio Paranapanema (Tabela 1). Entre as quatro áreas de estudo, duas encontram-se em unidades de conservação (Parque Estadual Morro do Diabo - PEMD e Estação Ecológica de Caetetus - EEcC) e as outras duas em fragmentos preservados em propriedades rurais particulares (Fazenda Morada do Sol - FMSol e Fazenda Ribeirão do Sul - FRsul).

2.2. Coleta de dados

A área de amostragem, em cada local, foi posicionada o mais próximo possível do núcleo do fragmento, de modo a representar a vegetação mais íntegra possível, livre de perturbações recentes, especialmente de efeitos de borda. Ao longo da mata ciliar, em cada local, distribuímos dez parcelas retangulares de 20 x 5 m, paralelas à margem, cuja distância da margem foi sorteada entre zero e 50 m, mantendo-se uma distância mínima de 20 m e máxima de 50 m entre as extremidades das parcelas. Amostramos e identificamos todos os indivíduos lenhosos com altura igual ou superior a 0,5 m, os quais foram divididos em duas classes de tamanho: 1) estrato regenerante – plantas com diâmetro

à altura do peito (DAP) menor que 5 cm, e 2) estrato arbóreo – plantas com DAP maior ou igual a 5 cm. Para possibilitar a comparação com outros estudos, efetuamos análise adicional de densidade para indivíduos com $DAP \geq 1$ cm (critério de inclusão frequentemente utilizado em ecologia de comunidades). Registramos o número de lianas (cuja raiz principal estivesse dentro da parcela), de pteridófitas terrestres e o número de árvores com epífitas (número de forófitos) em cada parcela. Para obtenção da cobertura de copas utilizamos um densitômetro periscópico, tomando 20 pontos (um ponto a cada metro) sistematicamente distribuídos na linha central de cada parcela.

2.3. Identificação e classificação das espécies

A identificação das espécies foi feita em campo sempre que possível, coletando-se material botânico quando necessário, para confirmação posterior em herbário, com base na literatura ou com auxílio de especialistas. O material coletado foi depositado na coleção botânica da Floresta Estadual de Assis. Classificamos as espécies, com base na literatura, pelos seguintes atributos: (a) síndrome de dispersão, em zoocórica, anemocórica e autocórica (YAMAMOTO et al., 2007; ALMEIDA-NETO et al., 2008); (b) ritmo de crescimento, em lento, moderado e rápido (CARVALHO, 2003; DURIGAN et al., 2004); (c) tolerância à sombra, em tolerante ou intolerante (CARVALHO, 2003; DURIGAN et al., 2004); e status de ameaça, considerando-se ameaçada a espécie que constasse em pelo menos uma das seguintes listas: São Paulo (2004); Brasil (2008) e IUCN (2010). Para classificar

Tabela 1 – Descrição das áreas de estudo. PEMD: Parque Estadual Morro do Diabo, Teodoro Sampaio, SP; EEcC: Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP; FMSol: Fazenda Morada do Sol, Londrina, PR; e FRsul: Fazenda Ribeirão do Sul, Ribeirão do Sul, SP. Área total do fragmento (ha); Tipo de solo, classificado segundo Oliveira et al. (1999); Clima segundo Köppen (1948); e Precipitação anual (mm) e déficit hídrico (mm), segundo dados da Embrapa (2012)

Tabela 1 – Description of the study areas. PEMD: Morro do Diabo State Park, Teodoro Sampaio, SP; EEcC: Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP; FMSol: Morada do Sol Farm, Londrina, PR; FRsul: Ribeirão do Sul Farm, Ribeirão do Sul, SP. Fragment area (ha), soil type, classified according Oliveira et al (1999); Climate by Köppen (1948), and Annual precipitation (mm) and water deficit (mm), according to Embrapa (2012)

Localidade	Coordenadas geográficas(lat/lon)	Área(ha)	Tipo de solo	Clima	Precipitação anual(mm)	Déficit hídrico(mm)
PEMD	22°36'20" S, 52°18'17" W	33.845,3	Argissolo Vermelho	Cwa	1.131	79
EEcC	22°24'37" S, 49°41'34" W	2.178,8	Argissolo Vermelho	Cwa	1.249	53
FMSol	23°23'28" S, 51°00'14" W	374,3	Latossolo Vermelho	Cfa	1.629	0
FRsul	22°49'02" S, 49°59'12" W	9,2	Latossolo Vermelho	Cwa/Cfa	1.217	98

as espécies pela sua raridade aplicamos os critérios propostos por Caiafa e Martins (2010).

2.4. Análise dos dados

Além da riqueza observada (número de espécies amostradas), calculamos dois outros indicadores de riqueza: (a) a riqueza rarefeita, que tem sido utilizada como representante de diversidade, obtida a partir da curva de rarefação baseada nos dados observados sorteando 100 indivíduos, com 1.000 simulações sem reposição, para o conjunto de espécies em cada estrato; e (b) o número total de espécies (no conjunto total) em cada área através do estimador de riqueza Jackknife.

Para as variáveis estruturais – densidade de indivíduos em cada estrato (indivíduos ha^{-1}), densidade de lianas, pteridófitas e árvores com epífitas (indivíduos ha^{-1}), área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) e cobertura de copas (%), cada parcela de 100 m^2 foi considerada como unidade amostral. Os dados foram testados quanto à sua normalidade e, para as três variáveis que não apresentaram distribuição normal (área basal, cobertura de copas e densidade de árvores com epífitas), foram transformados em valores logarítmicos. Atendidos os pressupostos de normalidade, foi feita análise de variância (ANOVA – Tukey, $\alpha = 0,05$).

Uma vez que as variáveis de riqueza, atributos funcionais e as proporções de espécies raras ou ameaçadas são atributos de toda a comunidade e não foram bem representados na escala de parcelas, cada área de estudo como um todo foi considerada como unidade amostral. Calculamos a proporção de espécies e a densidade relativa (proporção de indivíduos) de cada grupo, para cada atributo. Para todas essas variáveis, calculamos a média e o coeficiente de variação entre as quatro áreas, que expressa a porcentagem de variação dos dados entre as áreas de estudo (PIMENTEL-GOMES; GARCIA, 2002). Adotamos como critério para classificação dos coeficientes de variação os valores recomendados para experimentos de campo (PIMENTEL-GOMES, 1985): baixos, quando inferiores a 10%, médios, de 10% a 20%, altos, de 20% a 30%, e muito altos, quando superiores a 30%.

Consideramos que podem ser utilizadas como valores de referência para descrever as matas ciliares naturais dessa região as variáveis estruturais que não diferiram entre as quatro áreas na comparação de médias e, para as outras variáveis, quando o coeficiente de

variação entre as quatro áreas foi classificado como baixo ou médio (inferior a 20%).

3. RESULTADOS

3.1. Riqueza e diversidade

Foram amostrados, nos quatro locais de estudo, 4.774 indivíduos (4.293 no estrato regenerante e 481 no estrato arbóreo), distribuídos em 141 espécies, pertencentes a 38 famílias. A riqueza do conjunto total de espécies observadas em 1.000 m^2 variou desde 69 espécies, no PEMD e na FRsul, até 92 espécies na FMSol, com uma média de 77 espécies (Tabela 2). A média da riqueza observada no estrato regenerante (69 espécies) foi maior do que a do estrato arbóreo (41 espécies), e o coeficiente de variação foi considerado médio em ambos os estratos (Tabela 2).

A riqueza rarefeita foi maior no estrato arbóreo, variando entre 32 e 45 espécies, e o coeficiente de variação foi médio (15%), enquanto para o estrato regenerante foi alto (24%). Para o conjunto total de espécies, a riqueza rarefeita para 100 indivíduos variou entre 24 e 41 espécies, com alto coeficiente de variação (23%) (Tabela 2).

A riqueza total estimada por Jackknife para cada mata ciliar foi, em média, 30% superior ao observado, com o valor mínimo de 90 espécies no PEMD e valor máximo de 122 na FMSol, a média dos quatro locais foi de 102 espécies, com coeficiente de variação de 14% (Tabela 2).

3.2. Densidade, área basal e cobertura do dossel

A ANOVA não mostrou diferença entre as médias de densidade de indivíduos no estrato regenerante (10.733 indivíduos ha^{-1}) e nem no estrato arbóreo (1.203 indivíduos ha^{-1}) (Tabela 3).

A área basal variou de 16,4 a 41,0 $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$, com média geral de 27,9 $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$, e a cobertura de dossel girou em torno da média de 88%. Ambas as variáveis não mostraram diferença entre as matas ciliares analisadas (Tabela 3).

A densidade de árvores com epífitas também não foi diferente entre as áreas de estudo, com médias variando entre 130 e 210 indivíduos ha^{-1} (Tabela 3). Por outro lado, as densidades de lianas e de pteridófitas diferiram entre locais, sendo que a mata ciliar do menor fragmento (FRsul) apresentou densidade

de lianas (média de 3.210 indivíduos ha^{-1}) superior à EEcC ($F_{(3,36)} = 1,86, p < 0,05$) e densidade de pteridófitas (1.830 indivíduos ha^{-1}) inferior a todos os outros locais ($F_{(3,36)} = 5,32, p < 0,05$) (Tabela 3).

3.3. Classificação funcional, distribuição natural e ameaça de extinção

As espécies de dispersão zoocórica foram predominantes em todas as áreas de estudo,

Tabela 2 – Variáveis de riqueza de espécies arbóreas em quatro matas ciliares nativas em região de Floresta Estacional Semidecidual. Riqueza observada em 1.000 m^2 , riqueza rarefeita para 100 indivíduos por estrato e riqueza total estimada por Jackknife, acompanhada de média e coeficiente de variação (%). PEMD: Parque Estadual Morro do Diabo; EEcC: Estação Ecológica dos Caetetus; FMSol: Fazenda Morada do Sol; e FRsul: Fazenda Ribeirão do Sul

Tabela 2 – *Tree species richness in four native riparian forest of Seasonally Semideciduous Forest. Observed richness in 1,000 m^2 , rarefied richness for 100 individuals per class and estimated richness by Jackknife, followed by mean and coefficient of variation (%). PEMD: Morro do Diabo State Park; EEcC: Caetetus Ecological Station; FMSol: Morada do Sol Farm; and FRsul: Ribeirão do sul Farm*

	Locais de estudo				Média	Coeficiente de variação (%)
	PEMD	EEcC	FMSol	FRsul		
Estrato regenerante						
Riqueza observada	62	75	83	55	69	18
Riqueza rarefeita para 100 indivíduos	30	28	38	21	29	24
Estrato arbóreo						
Riqueza observada	38	38	47	41	41	11
Riqueza rarefeita para 100 indivíduos	36	32	45	36	37	15
Conjunto total						
Riqueza observada	69	79	92	69	77	15
Riqueza rarefeita para 100 indivíduos	31	30	41	24	31	23
Riqueza total estimada por Jackknife ("pool de espécies")	90	98	122	97	102	14

Tabela 3 – Média da densidade de indivíduos lenhosos, área basal, cobertura do dossel, densidade de lianas, densidade de árvores com epífitas e densidade de pteridófitas ($n = 10$), em cada mata ciliar estudada, separadas por estrato. PEMD: Parque Estadual Morro do Diabo; EEcC: Estação Ecológica dos Caetetus; FMSol: Fazenda Morada do Sol; e FRsul: Fazenda Ribeirão do Sul

Tabela 3 – *Mean for the density of plants, basal area, canopy cover, density of lianas, density of pteridophytes and trees with epiphytes ($n = 10$), for each riparian forest, separated by size class. PEMD: Morro do Diabo State Park; EEcC: Caetetus Ecological Station; FMSol: Morada do Sol Farm; and FRsul: Ribeirão do sul Farm*

	Locais de estudo				Média
	PEMD	EEcC	FMSol	FRsul	
Estrato regenerante					
Densidade (indivíduos ha^{-1})	9.820 ^a	11.600 ^a	9.290 ^a	12.220 ^a	10.733
Estrato arbóreo					
Densidade (indivíduos ha^{-1})	1.100 ^a	1.410 ^a	1.020 ^a	1.280 ^a	1.203
Área Basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$)	41,0 ^a	27,0 ^a	16,4 ^a	27,2 ^a	27,9
Cobertura de dossel (%)	90,5 ^a	90,5 ^a	85,5 ^a	87,0 ^a	88,4
Acima de 1 cm de DAP					
Densidade (indivíduos ha^{-1})	3.290 ^b	3.800 ^{ab}	4.840 ^a	4.410 ^{ab}	4.085
Conjunto total					
Densidade (indivíduos ha^{-1})	10.920 ^{ab}	13.010 ^{ab}	10.310 ^b	13.500 ^a	11.935
Densidade de lianas (indivíduos ha^{-1})	2.430 ^{ab}	2.120 ^b	2.270 ^{ab}	3.210 ^a	2.508
Densidade de árvores com epífitas (indivíduos ha^{-1})	150 ^a	210 ^a	160 ^a	130 ^a	163
Densidade de pteridófitas (indivíduos ha^{-1})	11.280 ^a	8.480 ^a	12.980 ^a	1.830 ^b	8.643

Médias com letras iguais na mesma linha não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

correspondendo a mais de 50% da riqueza em todos os estratos, com baixos coeficientes de variação (máximo de 11% no estrato arbóreo) (Tabela 4). A proporção de indivíduos zoocóricos (densidade relativa) não ultrapassou 50% em nenhuma das classes de tamanho em três das matas ciliares estudadas. Na FMSol, no entanto, mais de 70% dos indivíduos, nos dois estratos, pertenciam a espécies zoocóricas, resultando em coeficiente de variação alto ou muito alto para esta variável entre as áreas (Tabela 4).

A proporção média de espécies com ritmo de crescimento lento foi de 41% para o estrato regenerante e para o conjunto total de espécies, com coeficientes de variação médios. Para o estrato arbóreo, 45% das espécies amostradas, em média, são de crescimento lento, mas o coeficiente de variação foi alto (Tabela 4). A proporção média de indivíduos com ritmo de crescimento lento foi superior a 60% nos dois estratos, com altos coeficientes de variação em ambos (Tabela 4).

Predominaram espécies (82 a 84%) e indivíduos (89 a 96%) tolerantes à sombra em todos os estratos. Esta foi a variável funcional mais persistente, com baixo coeficiente de variação, não ultrapassando 10% (Tabela 4).

A proporção de espécies com distribuição natural rara apresentou baixo coeficiente de variação no estrato regenerante e na comunidade como um todo. No estrato arbóreo houve uma menor proporção de espécies raras na FMSol, o que se reflete em um coeficiente de variação de 13% (Tabela 5). A proporção de indivíduos pertencentes a espécies raras foi ligeiramente maior no estrato arbóreo da EEcC (61%) em relação aos outros locais, o que aumentou a média dessa classe de tamanho para 43% (Tabela 5). A proporção de espécies classificadas como ameaçadas ou de indivíduos dessas espécies foi baixa em todas as áreas de estudo, não ultrapassando 10% e os coeficientes de variação para essas proporções foram altos ou muito altos (Tabela 5).

4. DISCUSSÃO

Para a maioria dos atributos estruturais (área basal, cobertura de copas e densidade de espécies arbóreas em cada classe de tamanho) e para alguns atributos funcionais (predominância de espécies zoocóricas, de crescimento lento e tolerantes à sombra), as florestas nativas estudadas seguem um padrão que pode ser utilizado como referência para matas ciliares em região

de Floresta Estacional Semidecidual. Porém, para outros atributos, existem variações amplas entre áreas naturais, que impossibilitam a visualização de um alvo único para toda a região.

Diferentes fatores (naturais ou de perturbação) parecem afetar diferentemente os atributos das comunidades, particularmente os que representam a biodiversidade e os processos ecológicos a ela relacionados. O menor (FRsul) e o maior (PEMD) fragmento apresentaram o mesmo número de espécies em 1.000 m² e o menor valor de riqueza total estimada por Jackknife foi obtido para o fragmento de maior tamanho. Tais fatos indicam que, ao contrário do que diz a literatura (MACARTHUR; WILSON, 1967; NOSS; CSUTI, 1997; DRINNAN, 2005) o tamanho do fragmento, isoladamente, não explica o número de espécies arbóreas contidas na comunidade. Porém, pode haver um limiar de tamanho abaixo do qual alguns processos ecológicos ficam comprometidos. Em alguns casos a conectividade da paisagem se torna o preditor de riqueza mais significativo, como no caso de fragmentos muito pequenos próximos de um fragmento grande (METZGER, 2000) ou no caso da permeabilidade da matriz ser muito alta (FARIA et al., 2006).

O maior número de espécies no estrato regenerante é decorrente, simplesmente, do maior número de indivíduos amostrados, pois quando analisamos os resultados da riqueza rarefeita para 100 indivíduos, que representa a diversidade da comunidade, o maior número de espécies está presente no estrato arbóreo. A competição entre os regenerantes tende a beneficiar a diversidade, ocorrendo maior mortalidade em espécies muito abundantes, de modo que a proporção entre as espécies se torna mais homogênea nas classes de maior tamanho.

Aparentemente, a área mais nuclear do fragmento de 9 ha sofre influência de efeitos de borda, o que leva ao aumento de lianas, como esperado para fragmentos pequenos (LAURANCE et al., 2001). A baixa densidade de pteridófitas neste local também deve ser afetada pelo tamanho do fragmento. Não fosse esta área, com densidade de pteridófitas de apenas 1.800 indivíduos por hectare, poderia ter sido encontrado um padrão para as matas ciliares da região, superior a 8.000 indivíduos por hectare. Porém, considerando-se que a maioria dos plantios de mata ciliar ocupa áreas com largura máxima de 30 m, é de se supor que a densidade de pteridófitas registrada nos fragmentos maiores nunca

venha a ser atingida em pequenas áreas em restauração, mesmo que tais espécies sejam incluídas nos projetos.

A cada dez árvores amostradas em matas ciliares nativas da região é de se esperar que uma ou duas tenham epífitas, o que pode ser considerado padrão para matas ciliares em região de Floresta Estacional Semidecidual, já que esta variável não diferiu entre áreas. Mas as populações de epífitas também estão sujeitas aos impactos causados pela fragmentação. Algumas espécies que dependem de um ambiente mais estável para germinarem e se estabelecerem sofrem mais com a fragmentação do que espécies que não apresentam essas limitações (PARRA-TABLA et al., 2011) e as espécies que dependem de polinizadores especializados são ainda mais afetadas (AGUILAR et al., 2006). Por esta razão, alguns tipos de epífitas, como as bromélias, têm sido considerados como bons indicadores de ecossistemas conservados (KESSLER, 2002; GOODE; ALLEN, 2009). Neste estudo, não foram

identificadas as espécies de epífitas, de modo que foram igualmente contabilizadas espécies generalistas, como as do gênero *Tillandsia*, e outras que podem ser mais raras ou mais exigentes em qualidade de hábitat. Esta diferenciação poderia ter apontado amplas variações entre áreas e merece ser objeto de estudos específicos. A densidade de árvores com epífitas nas matas naturais como meta para florestas em restauração pode ser um alvo inatingível ou pode levar a decisões de manejo equivocadas, como a introdução de epífitas em ecossistemas que ainda não apresentam condições ecológicas ideais para a existência desta forma de vida.

A área basal e a cobertura de copas não mostraram diferenças entre as áreas de estudo e coincidem com valores observados em outras matas ciliares em região de Floresta Estacional Semidecidual (DURIGAN, LEITÃO-FILHO, 1995; TONIATO; OLIVEIRA-FILHO, 2004; SUGANUMA et al., 2008). Além disso, a rápida evolução destas variáveis as coloca como bons

Tabela 4 – Proporções de espécies e de indivíduos de dispersão zoocórica, de ritmo de crescimento lento e tolerantes à sombra, separados por classe de tamanho em quatro matas ciliares, acompanhada de média e coeficiente de variação (%). PEMD: Parque Estadual Morro do Diabo; EEcC: Estação Ecológica dos Caetetus; FMSol: Fazenda Morada do Sol; e FRsul: Fazenda Ribeirão do Sul

Tabela 4 – *Proportions of species and individuals of zoochorous dispersal, slow growth and shade tolerant, separated by size class, at four riparian forests, and mean and coefficient of variation. PEMD: Morro do Diabo State Park; EEcC: Caetetus Ecological Station; FMSol: Morada do Sol Farm; and FRsul: Ribeirão do sul Farm*

	Locais de estudo				Média	Coeficiente de variação
	PEMD	EEcCt	FMSol	FRsul		
Estrato regenerante						
Espécies zoocóricas (%)	69	70	66	64	67	4
Indivíduos zoocóricos (%)	49	38	78	32	49	41
Espécies de crescimento lento (%)	46	38	35	45	41	13
Indivíduos de crescimento lento (%)	71	76	48	84	70	22
Espécies tolerantes à sombra (%)	89	83	80	85	84	5
Indivíduos tolerantes à sombra (%)	94	92	94	98	96	2
Estrato arbóreo						
Espécies zoocóricas (%)	63	63	71	54	63	11
Indivíduos zoocóricos (%)	50	43	71	46	52	24
Espécies de crescimento lento (%)	53	47	32	46	45	20
Indivíduos de crescimento lento (%)	72	61	38	67	60	25
Espécies tolerantes à sombra (%)	84	89	70	83	82	10
Indivíduos tolerantes à sombra (%)	94	91	79	92	89	8
Conjunto total						
Espécies zoocóricas (%)	70	71	65	64	68	5
Indivíduos zoocóricos (%)	49	39	77	24	47	47
Espécies de crescimento lento (%)	46	39	33	45	41	15
Indivíduos de crescimento lento (%)	71	75	48	82	69	21
Espécies tolerantes à sombra (%)	87	84	74	83	82	7
Indivíduos tolerantes à sombra (%)	94	92	93	98	94	3

Tabela 5 – Proporções de espécies e de indivíduos pertencentes a espécies raras e ameaçadas de extinção, separados por classe de tamanho, em matas ciliares naturais, acompanhada de média e coeficiente de variação (%). PEMD: Parque Estadual Morro do Diabo; EEcC: Estação Ecológica dos Caetetus; FMSol: Fazenda Morada do Sol; e FRsul: Fazenda Ribeirão do Sul

Tabela 5 – *Proportions of species and individuals of rare distribution and endangered species, separated by size class, at four riparian forests, and mean and coefficient of variation (%). PEMD: Morro do Diabo State Park; EEcC: Caetetus Ecological Station; FMSol: Morada do Sol Farm; and FRsul: Ribeirão do sul Farm*

	Locais de estudo				Média	Coeficiente de variação
	PEMD	EEcCt	FMSol	FRsul		
Estrato regenerante						
Espécies raras (%)	35	33	35	35	35	3
Indivíduos de espécies raras (%)	34	40	32	21	32	25
Espécies ameaçadas (%)	10	5	7	4	7	41
Indivíduos de espécies ameaçadas (%)	6	3	12	1	6	87
Estrato arbóreo						
Espécies raras (%)	39	39	30	41	37	13
Indivíduos de espécies raras (%)	36	61	29	44	43	32
Espécies ameaçadas (%)	8	5	9	7	7	24
Indivíduos de espécies ameaçadas (%)	4	5	17	8	9	70
Conjunto total						
Espécies raras (%)	36	35	35	39	36	5
Indivíduos de espécies raras (%)	34	43	32	23	33	25
Espécies ameaçadas (%)	9	5	7	4	6	36
Indivíduos de espécies ameaçadas (%)	6	3	12	2	6	78

indicadores para monitoramento e os valores de referência como metas possíveis da restauração. Melo e Durigan (2007) observaram que a área basal de plantios de restauração de mata ciliar no sudoeste de São Paulo iguala as matas nativas aos 13 anos após o plantio. Suganuma et al. (2008) obtiveram valores de cobertura de copas semelhantes aos de matas nativas da mesma região, aos 18 anos após o plantio. Essas duas variáveis de estrutura florestal indicam que os serviços ecossistêmicos esperados para matas ciliares, como a proteção contra erosão, qualidade da água, manutenção da vazão, entre outras, estão sendo atingidos (MELO; DURIGAN, 2007). Além disso, a recuperação da estrutura proporciona aumento da diversidade de nichos (SOUZA; BATISTA, 2004), melhora na ciclagem de nutrientes (RUIZ-JAÉN; AIDE, 2005) e inibição do avanço de espécies invasoras (CAVALHEIRO et al., 2002; DURIGAN; MELO, 2011).

A densidade de indivíduos no estrato regenerante e no estrato arbóreo não diferiram entre as quatro áreas, colocando-se como descritores adequados das matas ciliares da região. Toniato e Oliveira-Filho (2004), ao estudarem setores de um mesmo fragmento de Floresta Estacional Semidecidual com diferentes históricos de perturbação, encontraram grandes diferenças entre

trechos na densidade de indivíduos. Porém, os valores médios registrados por esses autores para o fragmento como um todo (1.330 e 9.050 indivíduos ha⁻¹ para os estratos arbóreo e regenerante, respectivamente) foram semelhantes aos obtidos neste estudo, para os mesmos critérios de inclusão.

A predominância de espécies de dispersão zoocórica nas florestas analisadas seguiu o padrão encontrado em vários estudos para florestas tropicais primárias (SILVA, 2006), secundárias (LIEBSCH et al., 2008) ou restauradas (SANSEVERO et al., 2011), no domínio da Mata Atlântica. A elevada proporção de espécies zoocóricas entre os indivíduos regenerantes sob plantios tem sido considerada como indicador de sucesso da restauração, pois demonstra que a fauna dispersora está atuante, colaborando para a superação dos filtros que dificultam a chegada de propágulos à comunidade em formação. No entanto, a proporção de indivíduos zoocóricos foi altamente variável entre as comunidades e pode ser considerada imprevisível.

Entre as matas ciliares estudadas, houve proporções muito semelhantes de espécies de ritmo de crescimento lento e de espécies e de indivíduos tolerantes à sombra. As proporções de espécies foram semelhantes às

registradas por Durigan et al. (2004) em florestas na mesma região, com 32% de espécies com ritmo de crescimento lento e 72% para espécies tolerantes à sombra. A utilização dessas proporções como meta da restauração em longo prazo seria aceitável, pois seguem um padrão regional. Porém, tais proporções não devem servir de referência para nortear projetos, uma vez que tolerância à sombra e crescimento lento são atributos esperados para a maioria das espécies em florestas maduras e não em áreas em etapas iniciais de sucessão, às quais se assemelham ecologicamente os plantios de restauração. Assim como observado para síndrome de dispersão, a proporção de espécies foi muito mais previsível do que a proporção de indivíduos entre os grupos pelo ritmo de crescimento ou tolerância à sombra.

Segundo alguns autores (KAGEYAMA et al., 1998; BREWER; MENZEL, 2009) a frequência e abundância de espécies consideradas raras devem ser elementos relevantes para o objetivo da restauração, quando se busca a conservação da biodiversidade. Neste estudo, somente a proporção de espécies raras apresentou um padrão, com baixa variação entre os locais de estudo, ainda que a proporção de indivíduos dessas espécies nas comunidades seja muito variável. Para espécies ameaçadas, não se observou um padrão nem para espécies e nem para indivíduos. A inexistência de espécies ameaçadas em nove plantios de restauração analisados por Melo e Durigan (2007) foi interpretada pelos autores como evidência de que os projetos têm priorizado os serviços ecossistêmicos, deixando a desejar em termos de conservação de biodiversidade. KAGEYAMA et al. (1998) sugerem que espécies raras e comuns, assim como espécies ameaçadas, sejam plantadas nos reflorestamentos nas mesmas proporções em que são encontradas na natureza. Esta recomendação impõe algumas dificuldades. A coleta de sementes e a produção de mudas de espécies mais raras não é uma tarefa fácil e a coleta em excesso, sem o devido controle, pode prejudicar a dinâmica das populações naturais dessas espécies (DURIGAN et al., 2010). Adicionalmente, as proporções de espécies raras ou ameaçadas encontradas nas matas ciliares estudadas referem-se a ecossistemas maduros, que podem ser muito diferentes em etapas iniciais da sucessão secundária, paradigma que tem norteados os projetos e normas para a restauração ecológica no Brasil.

De modo geral, a proporção entre grupos funcionais foi mais previsível para espécies do que para indivíduos

nas comunidades. Esta observação tem implicações importantes para a prática da restauração, pois, ainda que seja possível recomendar que as proporções de espécies busquem o valor de referência, não é possível recomendação alguma relativa à proporção de indivíduos, que, em última instância, define o número de mudas ou sementes a serem plantadas. Tudo indica que as regras de montagem (TEMPERTON et al., 2004) são distintas entre comunidades, ainda que dentro da mesma região biogeográfica, resultando em combinações exclusivas de grupos funcionais. Estabelecer a estrutura e o funcionamento de ecossistemas íntegros como meta para a restauração é utópico, pela simples inexistência de um alvo único a ser atingido para muitos atributos que são altamente variáveis entre locais. Outras vezes, o padrão existe, mas atingir este alvo por meio de técnicas de restauração pode ser impossível e metas inatingíveis resultam em fracasso quando da avaliação de projetos de restauração. Por outro lado, o conhecimento dos valores de referência para os atributos em ecossistemas íntegros pode ser uma importante ferramenta auxiliar na elaboração de projetos de restauração mais efetivos, especialmente quando envolvem o plantio de mudas de espécies nativas (CHOI, 2004). Os valores de referência podem, também, direcionar práticas de manejo adaptativo (ZEDLER; CALLAWAY, 2003; SCHREIBER et al., 2004), visando retificar as trajetórias de ecossistemas em restauração. Mas o conhecimento dos ecossistemas de referência é ainda mais relevante na avaliação de impactos e na quantificação de perdas que não podemos recuperar com técnicas de restauração (EHRENFELD, 2000; MARON et al., 2012).

5. CONCLUSÕES

Nem todos os atributos de florestas naturais maduras podem ser utilizados como metas para projetos de restauração. Muitos deles apresentam ampla variação entre as florestas naturais, sendo, portanto, imprevisíveis e, por isto não devem ser utilizados nem mesmo como referência para representar o conjunto de florestas naturais da região. Entre estes estão a densidade de pteridófitas, a densidade de lianas, a proporção de espécies e de indivíduos ameaçados de extinção e a proporção de indivíduos por síndrome de dispersão, ritmo de crescimento ou raridade.

Por outro lado, existem atributos estruturais, funcionais e de riqueza que não variam entre florestas nativas e que podem ser utilizados como referência para descrever as matas ciliares naturais em região de Floresta Estacional Semidecidual. Destacam-se, entre

estes, a riqueza observada e estimada para 100 indivíduos no estrato arbóreo, a riqueza total estimada por Jackknife, a densidade (no estrato arbóreo e regenerante), a área basal, a cobertura de copas e as proporções de espécies zoocóricas, de crescimento lento, tolerantes à sombra e de distribuição rara. Entre os atributos funcionais dos indivíduos na comunidade, apenas a proporção quanto à tolerância à sombra apresenta um padrão.

Os atributos estruturais são mensuráveis mesmo em etapas iniciais de desenvolvimento das comunidades, o que os coloca, potencialmente, como bons indicadores no monitoramento da evolução de comunidades em restauração. Os atributos funcionais e de riqueza, mesmo quando apresentam pequena variação entre áreas, devem ser vistos com restrições como indicadores para monitoramento de ecossistemas em restauração, uma vez que representam florestas maduras e resultam de processos ecológicos de muito longo prazo.

Mesmo para os atributos que seguem um padrão nas florestas naturais, é necessário o conhecimento das trajetórias dos ecossistemas em restauração como base para o estabelecimento de metas baseadas nesses atributos. Estudos são necessários para verificar se tais valores podem ser atingidos por meio de técnicas de restauração e, nesses casos, para definir os valores esperados para cada variável em cada etapa de desenvolvimento das comunidades (metas parciais). Caso a meta final seja o valor do atributo nas florestas naturais, é desejável que se possa estimar o prazo necessário para atingi-la.

6. AGRADECIMENTOS

À FAPESP, pela bolsa de mestrado a G.B.A (processo 2009/11752-8), ao CNPq pela bolsa de doutorado a M.S.S. (Processo 143423/2009-6), e produtividade em pesquisa a G.D. (processo 302939/2009-1). Ao Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada da EESC/USP e à Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, através do Projeto mata Ciliar, que forneceram recursos para a pesquisa.

7. REFERÊNCIAS

AGUILAR, R. et al. Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: Review and synthesis through a meta-analysis. **Ecology Letters**, v.9, n.7, p.968-980, 2006.

ALMEIDA-NETO, M. et al. Vertebrate dispersal syndromes along the Atlantic Forest: broad-scale patterns and macroecological correlates. **Global Ecology and Biogeography**, v.17, n.4, p.503-513, 2008.

ARONSON, J.; DHILLION, S.; LE FLOC'H, E. On the need to select an ecosystem of reference, however imperfect: a reply to Pickett and Parker. **Restoration Ecology**, v.3, n.1, p.1-3, 1995.

BRASIL - Ministério do Meio Ambiente/Intituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis - IBAMA. **Instrução Normativa Nº06 de 23 de setembro de 2008**. 2008.

BREWER, J. S.; MENZEL, T. A method for evaluating outcomes of restoration when no reference sites exist. **Restoration Ecology**, v.17, n.1, p.4-11, 2009.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2003. v.1. 1040p.

CAIAFA, A. N.; MARTINS, R. F. Forms of rarity of tree species in the southern Brazilian Atlantic rain forest. **Biodiversity and Conservation**, v.12, n.3, 19 May 2010.

CAVALHEIRO, A. L.; TOREZAN, J. M. D.; FADELLI, L. Recuperação de áreas degradadas: procurando por diversidade e funcionamento dos ecossistemas. In: MEDRI, M. E. et al. **A bacia do Rio Tibagi**. Londrina: ITEDES, 2002. p.213-224.

CHOI, Y. D. Theories for ecological restoration in changing environment: Toward 'futuristic' restoration. **Ecological Research**, v.19, n.1, p.75-81, 2004.

CHOI, Y. D. Restoration ecology to the future: A call for new paradigm. **Restoration Ecology**, v.15, n.2, p.351-353, 2007.

DURIGAN, G.; LEITÃO FILHO, H. F. Florística e fitossociologia de matas ciliares do oeste paulista. **Revista do Instituto Florestal**, v.7, n.2, p.197-239, 1995.

- DURIGAN, G., M. F. et al. A flora arbusto-arbustiva do Médio Paranapanema: Base para a restauração de ecossistemas naturais. In: VILAS BÔAS, O.; DURIGAN, G. **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no Oeste Paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão**. São Paulo: Páginas e Letras, 2004. p.199-239.
- DURIGAN, G. et al. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas?. **Revista Árvore**, v.34, n.3, p.471-485, 2010.
- DURIGAN, G.; MELO, A. C. G. An overview of public policies and research on ecological restoration in the state of São Paulo, Brazil. In: FIGUEIROA, E. B. **Biodiversity conservation in the Americas: lessons and policy recommendations**. Santiago: Editorial FEN - Universidad de Chile, 2011. p.320-355.
- DRINNAN, I. N. The search for fragmentation thresholds in southern Sydney suburb. **Biological Conservation**, v.124, n.3, p.339-349, 2005.
- EHRENFELD, J. G. Defining the limits of restoration: the need for realistic goals. **Restoration Ecology**, v.8, n.1, p.2-9, 2000.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Monitoramento de satélite. **Banco de dados climáticos do Brasil**. 2012. Disponível em: <<http://www.bdclima.cnpm.embrapa.br/resultados/index.php?UF=sp>>.
- ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y. et al. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2008. p.1-26.
- FARIA, D. et al. Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v.15, n.2, p.587-612, 2006.
- GOODE, L. K.; ALLEN, E. M. F. Seed germination conditions and implications for establishment of an epiphyte, *Aechmea bracteata* (Bromeliaceae). **Plant Ecology**, v.204, n.1, p.179-188, 2009.
- HOBBS, R. J. Setting effective and realistic restoration goals: Key directions for research. **Restoration Ecology**, v.15, n.2, p.354-357, 2007.
- INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE - IUCN. **IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2010.4. 2010. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>>.
- KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B.; SOUZA, L. M. I. Consequências genéticas da fragmentação sobre populações de espécies arbóreas. **Série Técnica IPEF**, n.12, p.65-70, 1998.
- KESSLER, M. Species richness and ecophysiological types among Bolivian bromeliad communities. **Biodiversity and Conservation**, v.11, n.6, p.987-1010, 2002.
- KÖPPEN, W. **Climatologia**. México: Fundo de Cultura Econômica, 1948. 253p.
- LAURANCE, W. F. et al. Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. **Conservation Biology**, v.16, n.3, p.605-618, 2001.
- LIEBSCH, D.; GOLDENBERG, R.; MARQUES, M. C. C. Florística e estrutura de comunidades vegetais em uma cronosequência de Floresta Atlântica no estado do Paraná, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.21, n.4, p.983-992, 2007.
- LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. C.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, v.141, n.6, p.1717-1725, 2008.
- MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967. 224p.
- MARON, M. et al. Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. **Biological Conservation**, v.155, p.141-148, 2012.
- MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Structural evolution of planted riparian forests in the Medium Paranapanema Valley, SP, Brazil. **Scientia Florestalis**, n.73, p.101-111, 2007.

- MILLER, J. R.; HOBBS, R. Habitat restoration – Do we know what we're doing? **Restoration Ecology**, v.15, n.3, p.382-390, 2007.
- METZGER, J. P. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. **Ecological Applications**, v.10, n.4, p.1147-1161, 2000.
- NOSS, R. F.; CSUTI, B. Habitat fragmentation. In: MEFFE, G. K.; CARROL, C. R. **Principles of conservation biology**. Sunderland: Sinauer Associates, 1997. p.269-304.
- OLIVEIRA, J. B. et al. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agrônomo/Embrapa Solos, 1999. p.64.
- PARRA-TABLA, V. et al. Population status and reproductive success of an endangered epiphytic orchid in a fragmented landscape. **Biotropica**, n.2011, p.1-8, 2011.
- PICKETT S. T. A.; PARKER, V. T. Avoiding the old pitfalls: opportunities in a new discipline. **Restoration Ecology**, v.2, n.2, p.75-79, 1994.
- PIMENTEL-GOMES, F. **Curso de estatística experimental**. Piracicaba: ESALQ, 1985.
- PIMENTEL-GOMES, F.; GARCIA, C. H. **Estatística aplicada a experimentos agrônomicos e florestais: exposição com exemplos e orientações para uso de aplicativos**. Piracicaba: FEALQ, 2002.
- RUIZ-JAÉN, M. C.; AIDE, T. M. Vegetation structure, species diversity and ecosystem processes as measures of restoration success. **Forest Ecology and Management**, v.218, n.1-3, p.159-173, 2005.
- SANSEVERO J. B. B. et al. Natural regeneration in plantations of native trees in lowland Brazilian Atlantic Forest: community structure, diversity, and dispersal syndromes. **Restoration Ecology**, v.19, n.3, p.379-389, 2011.
- SÃO PAULO – Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. **Resolução SMA 48 de 21/09/2004**. 2004.
- SCHREIBER, E. S. G. et al. Adaptive management: a synthesis of current understanding and effective application. **Ecological Management & Restoration**, v.5, n.1, p.177-182, 2004.
- SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION - SER - International Science and Policy Working Group. **The SER primer in ecological restoration (Version 2)**. 2004. Disponível em: <www.ser.org>.
- SILVA, F. A. Dispersão de sementes no Parque Estadual Mata dos Godoy. In: TOREZAN, J. M. D. **Ecologia do Parque Estadual Mata dos Godoy**. Londrina: ITEDES, 2006. p.43-47.
- SOUZA, F. M.; BATISTA, J. L. F. Restoration of seasonal semideciduous forests: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v.191, n.1-3, p.185-200, 2004.
- SUDING, K. N.; HOBBS, R. J. Models of ecosystem dynamics as frameworks for restoration ecology. In: HOBBS, R. J.; SUDING, K. N. **New models for ecosystems dynamics and restoration**. Washington: Island Press, 2009. p.3-21.
- SUGANUMA, M. S. et al. Comparando metodologias para comparar a cobertura do dossel e a luminosidade no sub-bosque de um reflorestamento e uma floresta madura. **Revista Árvore**, v.32, n.2, p.377-385, 2008.
- TEMPERTON, M. et al. **Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice**. Washington, Island Press, 2004. 441p.
- TONIATO, M. T. Z.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Variations in tree community composition and structure in a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil related to different human disturbance histories. **Forest Ecology and Management**, v.198, p.319-339, 2004.
- WHITE, P. S.; WALKER, J. L. Approximating nature's variation: selecting and using reference information in restoration ecology. **Restoration Ecology**, v.5, n.4, p.338-349, 1997.

YAMAMOTO, L. F.; KINOSHITA, L. S.;
MARTINS, F. R. Síndromes de polinização e de
dispersão em fragmentos da Floresta Estacional
Semidecídua Montana, SP, Brasil. **Acta
Botânica Brasilica**, v.21, n.3, p.553-573, 2007.

ZEDLER, J. B.; CALLAWAY, J. C. Adaptive
restoration: A strategic approach for integrating
research into restoration projects. In: RAPPORT
D. J. et al. **Managing for healthy
ecosystems**. Boca Raton: Lewis, 2003. 1552p.

