Valores esperados para atributos de florestas
ripárias em restauração em diferentes idadesExpected values for attributes of riparian forests
undergoing restoration at different agesGiselda Durigan¹, Marcio Seiji Suganuma² e Antônio Carlos Galvão de Melo¹

Resumo

Projetos de restauração florestal vêm se multiplicando nos últimos anos no Brasil, mas ainda persiste a dificuldade em avaliar se o ecossistema, ao longo de sua trajetória temporal, está se desenvolvendo adequadamente ou se está aquém das expectativas. Neste estudo, visamos dar suporte ao monitoramento de matas ciliares em restauração em regiões de Floresta Estacional Semidecidual (Mata Atlântica), gerando valores esperados para diferentes atributos da comunidade arbórea em cada idade. Os valores de referência foram obtidos por meio de modelos lineares, a partir da amostragem de um conjunto de 26 plantios de restauração em diferentes idades. Selecionamos, como indicadores ecológicos para monitorar o desenvolvimento dos ecossistemas em restauração, atributos que: 1) seguem trajetórias previsíveis ao longo do tempo e 2) representam a evolução estrutural, de riqueza e de restabelecimento de serviços ecossistêmicos relevantes. Apresentamos valores esperados para idades desde 4 até 25 anos, para os indicadores: área basal, biomassa aérea, cobertura de copas (por dois métodos distintos), riqueza total (plantadas + regenerantes), riqueza e densidade de regenerantes em duas classes de tamanho. O resultado do estudo é uma ferramenta robusta para avaliar se determinada floresta está se desenvolvendo adequadamente ou se está abaixo do esperado para o tempo decorrido desde o início da restauração, requerendo ações de manejo adaptativo. Esta ferramenta poderá ser aprimorada à medida que novos dados sejam gerados para o tipo florestal estudado e também pode servir de base metodológica para a geração de valores esperados ao longo do tempo para outros tipos de vegetação em restauração.

Palavras-chave: indicadores ecológicos, restauração ecológica, monitoramento, modelos lineares, floresta estacional semidecidual, resiliência.

Abstract

Forest restoration projects have increased in number and extension in Brazil in recent years. Notwithstanding, the difficulty in evaluating if the ecosystem undergoing restoration follows an expected trajectory or is under the expectations; this is an obstacle to be overcome. This study aimed at generating expected values for monitoring community attributes of riparian forests over the ages after planting trees. In this region the semi-deciduous Atlantic Forest was the historical vegetation. The reference values were obtained by modeling the trajectories of 26 riparian forests undergoing restoration at different ages. Among the tree community attributes analyzed, we selected as ecological indicators, those that: 1) followed predictable trajectories through time, and 2) represented the recovery of ecosystem structure, richness and relevant ecosystem services. Expected values for forest restoration projects aging from 4 – 25 years are presented for the indicators: basal area, aerial biomass, canopy cover (by two different methods), total tree richness (planted + regenerating), density and richness of tree species spontaneously regenerating in two size classes. The result is a robust tool to verify if a riparian forest undergoing restoration follows the expected trajectory or is below the expectations for the time elapsed since the intervention, requiring adaptive management. This tool can be improved, provided that additional data are obtained for the semi-deciduous forest region. Additionally, the procedure adopted here to generate the reference values can be replicated to other vegetation types, as far as monitoring data are provided.

Keywords: ecological indicators, ecological restoration, monitoring, linear models, semi-deciduous tropical forest, resilience.

¹Pesquisador(a) Científico(a). IF - Instituto Florestal do Estado de São Paulo / Secretaria do Meio Ambiente, Floresta Estadual de Assis. Estrada Vicinal Assis Km 09 - Lutécia - 19802970 - Assis, SP, Brasil. E-mail: giselda.durigan@gmail.com; acgmelo@gmail.com.

²Pós-Doutorando. IF - Instituto Florestal do Estado de São Paulo / Secretaria do Meio Ambiente, Floresta Estadual de Assis. Estrada Vicinal Assis Km 09 - Lutécia - 19802970 - Assis, SP, Brasil. E-mail: marciosuganuma@gmail.com.

INTRODUÇÃO

Estudos recentes sobre restauração ecológica vêm demonstrando que as intervenções têm a capacidade de recuperar paisagens degradadas, aumentar a resiliência e a biodiversidade e promover importantes serviços ecossistêmicos (WORTLEY et al., 2013). Seja por acelerar a recuperação da estrutura florestal (CHAPMAN; CHAPMAN, 1996; AIDE et al., 2000; SOUZA; BATISTA, 2004; CHAZDON, 2008; LETCHER; CHAZDON, 2009; HOLL; AIDE, 2011) ou por proporcionar o aumento do fluxo de espécies na paisagem (SANSEVERO et al., 2011; WORTLEY et al., 2013), as intervenções de restauração facilitam a colonização do ecossistema por espécies do *pool* regional (LUGO, 1992; PARROTTA et al., 1997; RUIZ-JAEN; AIDE, 2005b; SUGANUMA et al., 2014). Caracterizar as tendências de evolução de algumas variáveis dos ecossistemas em restauração ao longo do tempo se faz necessário, quer seja para aprimorar pesquisas futuras, para verificar se os objetivos da ação de restauração foram alcançados ou, ainda, para justificar a inclusão da restauração ecológica nas políticas de manejo dos recursos naturais (WORTLEY et al., 2013).

O aprofundamento da ciência e a expansão da prática da restauração de ecossistemas em todo o mundo têm desencadeado a busca por ferramentas para avaliar os resultados das intervenções (RUIZ-JAEN; AIDE, 2005a; WORTLEY et al., 2013). Os desafios para o monitoramento da qualidade do ecossistema começam na escolha de bons indicadores ecológicos (DALE; BEYELER, 2001), que devem ser de fácil aplicação e, no caso de ecossistemas em restauração, devem representar a gradual recuperação da biodiversidade, de processos ecológicos relevantes e de serviços ecossistêmicos que resultam das intervenções realizadas (RUIZ-JAEN; AIDE, 2005a, 2005b; SUDING, 2011).

Ainda que as discussões sobre monitoramento de ecossistemas em restauração tenham avançado no Brasil (SOUZA; BATISTA, 2004; BRANCALION et al., 2012; SUGANUMA et al., 2014), persiste a dificuldade em avaliar se o ecossistema, ao longo da sua trajetória temporal, está de acordo com o esperado. Até mesmo a verificação do atendimento da legislação ambiental depende de monitoramento, como é o caso da norma que rege a restauração ecológica no Estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2014), cujo cumprimento será verificado por meio da avaliação dos resultados da restauração. Além da dificuldade da seleção de bons indicadores, faltam parâmetros para a avaliação do que é bom ou ruim em cada etapa da trajetória sucessional. Alguns autores defendem a comparação com ecossistemas de referência (ARONSON et al., 1995; RODRIGUES et al., 2009; BRANCALION et al., 2010; WHITE; WALKER, 1997), ou seja, com remanescentes naturais preservados. Porém, outros autores refutam essa comparação (EHRENFELD, 2000; CHOI, 2004; HOBBS; HARRIS, 2001; HOBBS, 2007; DURIGAN et al., 2010; DURIGAN; ENGEL, 2012) e estudos recentes têm apontado que os ecossistemas pré-existent, na maioria das vezes, são metas inatingíveis (REY-BENAYAS, 2009; SUDING, 2011; MARON et al., 2012). Ou seja, se a meta for igualar o ecossistema pré-existente, é alta a probabilidade de que nenhum projeto de restauração seja considerado bem sucedido. A verdade é que a comparação com ecossistemas naturais remanescentes só possibilita avaliar o quão distante o ecossistema em restauração está em relação ao ecossistema pré-existente, mas não permite avaliações intermediárias, que demonstrem se o ritmo da restauração está adequado ou não.

O presente estudo foi realizado com o objetivo de dar suporte à avaliação do desenvolvimento de matas ciliares em restauração, gerando valores esperados e valores críticos para diferentes atributos dessas florestas de acordo com o tempo decorrido desde a intervenção. A obtenção dos valores esperados foi possível a partir de estudo anterior (SUGANUMA, 2013; SUGANUMA; DURIGAN, 2015), que modelou as modificações temporais na estrutura, composição e riqueza de matas ciliares em restauração com base em extenso banco de dados de levantamentos da comunidade vegetal, realizados em 26 plantios de matas ciliares com diferentes idades, em região de Floresta Estacional Semidecidual (Mata Atlântica).

MATERIAL E MÉTODOS

Embora a geração dos modelos utilizados tenha sido detalhadamente descrita em Suganuma (2013) e Suganuma e Durigan (2015), são apresentados a seguir os métodos utilizados, para dar suporte à aplicação dos modelos neste estudo e para que a geração de valores de referência para monitoramento possa ser replicada em outros estudos, para outras regiões ou outros tipos de vegetação.

Áreas de estudo

A modelagem foi baseada em levantamento de dados de 26 florestas ripárias restauradas pelo plantio de mudas de espécies arbóreas, com idades entre quatro e 53 anos. Os projetos que deram origem a essas florestas são bastante distintos entre si quanto à extensão da área restaurada (0,5 até 135,3 ha), número e composição de espécies plantadas (uma até mais de 100), proporção de espécies nativas (45 até 100%), densidade de plantio (625 até 2.667 mudas plantadas por hectare), técnicas de plantio e manutenção (variando, por exemplo, o nível de mecanização, a frequência de práticas de controle de formigas cortadeiras e gramíneas invasoras, o uso ou não de irrigação e fertilizantes). Além de abranger o amplo espectro de práticas utilizadas, as áreas de estudo foram selecionadas de modo a representar diferentes condições de clima e solo em que ocorre Floresta Estacional Semidecidual. Foi adotado ainda, como critério de seleção, que os projetos tivessem resultado em formação de dossel. Assim, não foram objeto de estudo projetos considerados fracassados, com alta mortalidade por falta de manutenção ou por eventos não controlados, como o fogo ou invasão pelo gado.

Os plantios de restauração que foram objeto de estudo estão localizados nos estados de São Paulo, Paraná e Mato Grosso do Sul, representando um polígono de aproximadamente 80.000 km² (Figura 1), dentro da extensa região previamente coberta pela Floresta Estacional Semidecidual – FES. A FES é um dos sub-tipos da Mata Atlântica, caracterizado pela estacionalidade climática (IBGE, 2012). Os três tipos climáticos de Köppen que ocorrem na região – Cfa, Cwa e Aw – diferem especialmente pela duração da estação seca e temperaturas, que aumentam ligeiramente do primeiro para o último tipo. A temperatura média anual na região de estudo varia de 21 °C a 24 °C, com as mínimas em torno de 10 °C e as máximas ao redor de 30 °C. A precipitação anual média varia entre 1.150 e 1.630 mm, podendo ser inferior a 40 mm em alguns meses do inverno (SENTELHAS et al., 2003).

O conjunto de áreas de estudo representa, portanto, o espectro de resultados já obtidos em plantios de restauração em regiões de FES, que refletem a grande variação nas técnicas utilizadas entre projetos, tais como densidade, número e composição de espécies plantadas ou práticas de manutenção e, também, mediante as variações nas condições ambientais de clima e solo nessa região.

Figura 1. Localização das 26 matas ciliares em restauração nos estados de São Paulo, Paraná e Mato Grosso do Sul, Brasil.

Figure 1. Location of the 26 riparian forests undergoing restoration in the states of São Paulo, Paraná and Mato Grosso do Sul, Brazil.

Amostragem da comunidade vegetal

Em cada uma das áreas de estudo, a área total amostrada foi de 1.000 m², tratada como unidade amostral nas análises deste estudo. Para melhor representar a variação natural dentro das florestas em restauração, a área de amostragem em cada local foi subdividida em dez parcelas de 20 x 5 m. As dez parcelas foram aleatoriamente distribuídas na faixa de 0 a 50 m de distância do corpo d'água, com o lado maior paralelo à margem, ao longo de uma extensão de, no mínimo, 200 m e não mais que 700 m.

Em cada parcela foram identificados e contabilizados os indivíduos de espécies arbóreas com altura (h) igual ou superior a 0,5 m. Árvores plantadas e indivíduos em regeneração natural foram discriminados no levantamento. Os indivíduos foram categorizados, de acordo com o diâmetro do tronco a 1,30 m acima da superfície do solo (DAP), em três classes de tamanho: 1) DAP < 1 cm; 2) 1 cm ≤ DAP < 5 cm; e 3) DAP ≥ 5 cm. Foram medidos o DAP e a altura total de todos os indivíduos da classe 3.

A cobertura de copas foi quantificada por dois métodos distintos, que têm sido empregados para esta avaliação: 1) com um densitômetro periscópico (Forestry Suppliers, Inc. - GRS Densitometer) posicionado a 1,5 m de altura, tomando-se 20 pontos sistematicamente distribuídos (1 m entre pontos) sobre uma linha central dentro de cada parcela; e 2) pelo método de linhas, a partir da projeção das copas sobre uma linha de 20 m ao longo de cada parcela (CANFIELD, 1941). Foram aplicadas duas técnicas porque resultam em valores distintos para a mesma comunidade, uma vez que o método de linhas desconsidera a porosidade da folhagem, estimando a cobertura pelo perímetro das copas. Para ambas as medidas de cobertura de copas os valores foram estabelecidos dentro da escala de 0 (todos os pontos ou toda a extensão da trena expostos a céu aberto) a 100% (nenhum ponto ou nenhum segmento da trena exposto a céu aberto), não sendo quantificadas separadamente copas superpostas.

Além dessas duas medidas de estrutura florestal, foram obtidas as variáveis: área basal das árvores com DAP ≥ 5 cm (m² ha⁻¹), biomassa acima do solo das árvores com DAP ≥ 5 cm (Mg ha⁻¹), utilizando o modelo de Brown et al. (1989), e densidade da comunidade arbórea em regeneração natural (indiv. ha⁻¹). A densidade de regenerantes foi avaliada com dois critérios de inclusão: todas as plantas regenerantes com altura a partir de 50 cm e DAP < 5 cm (sub-bosque total), e apenas regenerantes com 1 cm ≤ DAP < 5 cm (regenerantes maiores).

A riqueza foi quantificada com três critérios de inclusão: para a comunidade arbórea como um todo, incluindo indivíduos plantados e regenerantes a partir de 50 cm de altura (riqueza total), todas as plantas regenerantes com altura a partir de 50 cm e DAP < 5 cm (sub-bosque total), e apenas para os regenerantes com 1 cm ≤ DAP < 5 cm (regenerantes maiores).

Análise dos dados

A trajetória dos atributos utilizados neste estudo foi modelada por meio de análises de regressão, em função da idade dos plantios (SUGANUMA; DURIGAN, 2015). O modelo melhor ajustado ao conjunto de dados de cada variável foi selecionado com base nos coeficientes de determinação (ZAR, 1999; LIEBSCH et al., 2008). A robustez da relação entre cada atributo analisado e a idade dos plantios foi analisada por meio de um teste F ($\alpha = 0,05$). Todas as análises foram realizadas no programa R (R version 3.1.0).

Com base em estudos já desenvolvidos utilizando a mesma base de dados (SUGANUMA, 2013; SUGANUMA; DURIGAN, 2015), foram selecionados os indicadores utilizados neste estudo para avaliar o estado do ecossistema em restauração, assim como os modelos que descrevem sua trajetória temporal (Tabela 1).

A partir dos modelos, foram gerados, para cada atributo, os valores esperados para cada idade entre 4 e 25 anos e, também, os valores críticos abaixo dos quais o ecossistema deve ser considerado inadequado para a idade em que se encontra.

Tabela 1. Indicadores para o monitoramento de florestas em restauração, seguidos dos modelos matemáticos utilizados para obtenção dos valores esperados para o indicador em cada idade a partir da intervenção de restauração e seus respectivos valores de r^2 (coeficiente de determinação), p (adotado como limite de significância $\alpha = 5\%$). O erro padrão está expresso em porcentagem dos valores médios observados para o atributo.

Table 1. Indicators for monitoring forest communities undergoing restoration, followed by the mathematical models used to generate the expected values for the attribute at each age (time since the intervention) and their respective values of r^2 (coefficient of determination), p ($\alpha = 5\%$). Standard error is expressed in percentage of the mean values recorded for the attribute.

Indicador (Y)	Modelo preditor (idade em anos)	r^2	p	Erro-padrão (%)
Cobertura de copas medida pelo densitômetro (%)	$Y = 14,529 \log(\text{idade}) + 36,689$	0,44	<0,001	14
Cobertura de copas medida pelo método de linhas (%)	$Y = 9,2114 \log(\text{idade}) + 68,84$	0,43	<0,001	8
Área basal das árvores com DAP ≥ 5 cm ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$)	$Y = 17,4155 \log(\text{idade}) - 15,006$	0,63	<0,0001	28
Biomassa aérea das árvores com DAP ≥ 5 cm (Mg ha^{-1})	$Y = 105,9 \log(\text{idade}) - 118,49$	0,64	<0,001	33
Riqueza da comunidade arbórea (n° de espécies em 1.000 m^2)	$Y = 18,5967 \log(\text{idade}) - 0,9577$	0,43	<0,001	29
Riqueza do sub-bosque, espécies em regeneração com $h \geq 50$ cm e DAP < 5 cm (n° de espécies em 1.000 m^2)	$Y = 22,44 \log(\text{idade}) - 26,228$	0,59	<0,0001	37
Densidade de regenerantes arbóreos com $h \geq 50$ cm e DAP < 5 cm (ind. ha^{-1})	$Y = 3742 \log(\text{idade}) - 4751$	0,31	0,0031	72
Riqueza de regenerantes arbóreos com $1 \text{ cm} \leq \text{DAP} < 5 \text{ cm}$ (n° de espécies em 1.000 m^2)	$Y = 14,019 \log(\text{idade}) - 20,762$	0,56	<0,0001	51
Densidade de regenerantes arbóreos com $1 \text{ cm} \leq \text{DAP} < 5 \text{ cm}$ (ind. ha^{-1})	$Y = 1037,1 \log(\text{idade}) - 1720,7$	0,62	<0,0001	53

Para estabelecer a amplitude aceitável de variação em torno do valor esperado para cada atributo em cada idade, foi, primeiro, calculado o erro-padrão da amostra, em relação aos valores esperados (Equação 1):

$$EP = \sqrt{\sum_{i=1}^n \frac{(VO_i - VE_i)^2}{n-1}} \quad (1)$$

em que:

EP: erro-padrão da amostra;

VO_i: valor observado coletado em campo para a idade i ;

VE_i: valor esperado de referência para a idade i (valor esperado pelo modelo para determinada idade);

n : número de amostras (neste caso, o total de áreas em restauração avaliadas).

A partir do erro padrão da amostra, foi gerado o erro-padrão proporcional em relação à média dos valores observados, que foram obtidos pelos modelos (Equação 2):

$$EPp = \frac{EP}{VO_i} \quad (2)$$

em que:

EPp: erro-padrão proporcional em relação ao valor médio da variável;

EP: erro-padrão;

VO_i: média dos valores observados para o atributo entre todos os locais de amostragem.

Considerando que valores acima do esperado para cada idade, em geral, não devem ser tratados como problema em nenhum dos indicadores selecionados, foi estabelecido apenas um limite crítico inferior, abaixo do qual o ecossistema está aquém do esperado. O valor crítico para cada atributo foi obtido pela Equação (3):

$$VC_i = VE_i (1 - EPp) \quad (3)$$

em que:

VC_i: valor crítico para a idade i (valor abaixo do qual o ecossistema é considerado inadequado para a idade i);

VE_i: valor esperado para a idade i ;

EPp: erro-padrão proporcional.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Valores esperados e valores críticos para cada atributo

Os valores esperados para cada um dos atributos, assim como os valores críticos para o atributo em cada idade são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Valores esperados (VE) e valores críticos (VC) para cada um dos indicadores de sucesso (valores de riqueza correspondem ao número de espécies amostradas em 1.000 m²).

Table 2. Expected values (VE) and critical values (VC) for each of the indicators of success (richness values correspond to the number of species sampled in 1,000 m²).

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

Todos os atributos analisados neste estudo evoluem de maneira previsível com a idade dos plantios, com uma proporção geralmente pequena da variação explicada pela influência de outros fatores, tais como clima, solo, técnica de restauração ou de manejo (SUGANUMA, 2013; SUGANUMA; DURIGAN, 2015). Destacam-se, pela trajetória temporal mais previsível (modelos com valores mais elevados de r²), os atributos área basal, biomassa aérea, riqueza e densidade de plantas em regeneração com 1 cm ≤ DAP < 5 cm e, também, a riqueza de regenerantes com altura a partir de 50 cm. Por outro lado, atributos como riqueza total da comunidade (incluindo árvores plantadas), cobertura de copas (calculada pelo densitômetro ou pelo método de linhas) e densidade de plantas pequenas em regeneração têm menor proporção da variação explicada pela idade do plantio, sofrendo maior influência de outros fatores, tais como clima, solo, técnicas de plantio e manutenção. Por exemplo, nos primeiros anos após o plantio, a cobertura de copas e a riqueza total dependem, respectivamente, da densidade de mudas (MELO et al., 2007) e do número de espécies plantadas. A densidade de plantas pequenas em regeneração, por sua vez, pode ser muito elevada quando são plantadas espécies como o monjoleiro - *Senegalia polyphylla*, entre outras que se reproduzem rápida e vigoroso-

samente, formando populações muito densas nesta classe de tamanho. A variação espacial na densidade de plantas em regeneração em sub-bosque de reflorestamentos de eucalipto foi relatada por Tabarelli et al. (1993) e por Carneiro e Rodrigues (2007). Esses autores relacionam a agregação do sub-bosque à tendência de concentração de plântulas junto a seus parentais, à preferência por sítios com níveis específicos de nutrientes e/ou umidade e à existência de clareiras.

A grande variação na densidade total do sub-bosque entre áreas, mesmo para plantios de idade semelhante (180 ind. ha^{-1} a $4080 \text{ ind. ha}^{-1}$ para duas áreas distintas com idade ao redor de dez anos), resulta em baixa previsibilidade com a idade pelo modelo ($r^2 = 0,31$). Além disso, a diferença geralmente grande entre os valores observados e esperados resulta em margem ampla para o valor crítico de referência para esta variável, que fica 72% abaixo do valor esperado previsto pelo modelo. Mas a previsibilidade do modelo e a amplitude do valor crítico não estão sempre estreitamente relacionadas. A cobertura de copas, por exemplo, tem previsibilidade relativamente baixa com a idade ($r^2 = 0,43$ pelo método de linhas e $0,44$ pelo densitômetro), mas varia pouco entre as áreas (diferença de não mais que duas vezes entre o maior e o menor valor observado). Como valores observados e esperados são geralmente semelhantes, o valor crítico fica apenas 8% abaixo do esperado para estimativa pelo método de linhas e 14% pelo densitômetro.

A decisão sobre o valor crítico abaixo do qual o ecossistema deve ser considerado inadequado para a idade em que se encontra não é uma tarefa fácil. O critério estatístico, adotado neste estudo, resulta em amplitudes diferentes entre atributos, maiores para atributos com maior variância entre locais. Porém, este critério padroniza, de certa maneira, a probabilidade de que um ecossistema em restauração ultrapasse o valor crítico. A norma paulista (SÃO PAULO, 2014) estabelece, para todos os indicadores, um percentual de 30% abaixo do valor esperado para cada idade. Se, por um lado, este percentual padronizado facilita a compreensão da norma e sua verificação, por outro lado estabelece amplitudes similares indiferentemente para atributos que naturalmente apresentam grande variação entre locais (por exemplo a densidade de regenerantes incluindo os pequenos) e para aqueles que pouco variam (por exemplo a cobertura de copas).

Atributos indicados para o monitoramento em diferentes idades

Neste estudo, os valores esperados e os valores críticos foram estabelecidos para plantios a partir da idade de quatro anos, pois plantios mais jovens não foram utilizados na construção dos modelos. Melo e Durigan (2007) apresentam valores de cobertura de copas pelo método de linhas e área basal para plantios desde a idade de um ano até 13 anos, mas não propõem valores esperados e valores críticos para tais idades ou para toda uma região.

Os atributos de riqueza e de densidade de plantas em regeneração natural com $\text{DAP} \geq 1 \text{ cm}$ não trazem, no presente estudo, valores esperados para plantios com idade inferior a seis anos. Plantas em regeneração natural nesta classe de tamanho dependem do início dos processos reprodutivos das árvores plantadas ou da imigração de propágulos a partir de fontes de sementes próximas, bem como do restabelecimento de condições microclimáticas adequadas para a germinação e o estabelecimento de plântulas. Excepcionalmente, pode ocorrer rápida regeneração natural de espécies desejáveis a partir de um banco de sementes pré-existent no solo, mas esta condição é muito rara em regiões de FES, em que o cultivo por longo tempo acaba por eliminar o banco de sementes. Tais atributos, portanto, só devem ser utilizados como indicadores para monitoramento de plantios a partir dos seis anos de idade, quando passam a ter trajetória mais previsível.

Por outro lado, aos cinco anos após o plantio, a cobertura de copas da comunidade vegetal já estará ao redor de 60%, se avaliada pelo densitômetro, ou 84%, se avaliada pelo método de linhas, passando a variar muito pouco a partir dos 10 anos, quando as principais funções esperadas deste atributo (proteção ao solo, ciclagem de nutrientes, amenização do microclima, oferta de habitat, etc.) estarão restabelecidas e relativamente estáveis. Assim, a cobertura de copas é um indicador recomendado especialmente para os primeiros anos após o plantio, quando evolui rapidamente.

Área basal e biomassa aérea são bons indicadores de evolução estrutural dos plantios. Porém, uma vez que a obtenção dessas variáveis geralmente se baseia em árvores com DAP mínimo de 5 cm, e que nos primeiros anos após o plantio área basal e biomassa são fortemente influenciadas pela densidade de mudas plantadas, esses indicadores são mais recomendados para plantios mais desenvolvidos. Área basal e biomassa são variáveis relacionadas entre si matematicamente e ecologica-

mente, de modo que ao avaliar uma delas a outra pode ser deduzida. A área basal se quantifica a partir das medições de DAP e a quantificação de biomassa é feita indiretamente, com base em equações disponíveis baseadas, geralmente, em DAP e altura (e.g. BROWN et al., 1989; MELO et al., 2006; MIRANDA et al., 2011), requerendo cálculos mais elaborados e menos precisos do que a área basal. Geralmente, a quantificação da biomassa é necessária para avaliação de projetos de restauração cujas metas são estabelecidas para a negociação de créditos de carbono.

O significado ecológico dos indicadores utilizados

Foram selecionados, como indicadores, atributos que, conforme recomendado por Dale e Beyerle (2001), são de avaliação relativamente fácil e de baixo custo, têm significado ecológico relevante e são integrativos, ou seja, o conjunto de indicadores proporciona a avaliação de diversos aspectos do ecossistema, relativos à sua estrutura, diversidade e funcionamento.

Do ponto de vista do significado ecológico, a cobertura de copas está relacionada, especialmente, com mudanças na estrutura do ecossistema e no microclima (RUIZ-JAEN; AIDE, 2005b; ENGEL; PARROTTA, 2008). Mudanças no microclima, como redução da temperatura do solo e aumento da umidade relativa, principalmente nos meses de seca (HOLL, 1999) significam, por sua vez, melhora nas condições para germinação e estabelecimento de novas espécies vegetais (TABARELLI; PERES, 2002; KAGEYAMA et al., 2008). Aumento da cobertura de copas está relacionado diretamente com o restabelecimento dos processos hidrológicos florestais, da deposição de serapilheira e ciclagem de nutrientes e, indiretamente, à oferta de abrigo para a fauna e controle da proliferação de gramíneas invasoras (GUILHERME, 2000; RUIZ-JAEN; AIDE, 2005b; MELO et al., 2007). Ao proporcionar aumento na interceptação da chuva (WARING; RUNNING, 2007), o aumento na cobertura de copas representa a redução no escoamento superficial e nos processos erosivos (HAMILTON, 2008) e, portanto, é evidência indireta da recuperação de serviços ecossistêmicos como a proteção aos solos e melhoria na qualidade da água. A cobertura de copas está diretamente relacionada com o aumento da deposição de serapilheira e, assim, indiretamente, com o aumento da capacidade de infiltração da água no solo (WARING; RUNNING, 2007) e recuperação da sua fertilidade.

A biomassa acima do solo é indicador direto da quantidade de carbono retirada da atmosfera pelas árvores plantadas (MELO; DURIGAN, 2006) – serviço ecossistêmico de regulação – e da quantidade de madeira produzida – serviço de provisão (SHVIDENKO et al., 2005). A área basal tem estreita correlação com a biomassa arbórea, de modo que representa os mesmos processos ecológicos e serviços ecossistêmicos que a biomassa, com a vantagem prática de ser mais usual e mais facilmente calculada. Biomassa ou área basal quantificadas mediante a idade dos plantios e representam, do ponto de vista ecológico, a produtividade primária líquida do ecossistema (WARING; RUNNING, 2007; SHVIDENKO et al., 2005).

Neste estudo, os indicadores de riqueza são restritos às espécies arbóreas, uma vez que outras formas de vida (lianas, pteridófitas, epífitas) não seguem trajetórias previsíveis e apresentam valores nulos para muitas florestas em restauração (SUGANUMA, 2013). É possível que estes atributos evoluam com o tempo dentro de um determinado ecossistema em restauração, mas não seguem um padrão regional que possibilite generalizações e predições. A riqueza total da comunidade, utilizada como indicador neste estudo, é composta pelo conjunto de espécies plantadas que continuam vivas no momento da avaliação, somadas às espécies imigrantes, que colonizam a área em restauração a partir de fontes próximas de propágulos. Este indicador geralmente resulta em valores elevados, mas deve-se ressaltar que inclui também espécies plantadas que não estão se regenerando e, portanto, podem ser temporárias no ecossistema. A riqueza de espécies em regeneração natural contorna este problema, representando a reprodução e a persistência das espécies e o restabelecimento dos processos de dispersão e colonização (SUDING, 2011; SUGANUMA; DURIGAN, 2015).

A densidade de regenerantes representa o grau de restabelecimento dos processos sucessionais e de dinâmica da comunidade, ao quantificar o estoque de plantas que poderão ocupar clareiras que venham a ser abertas com a morte das árvores plantadas, garantindo a estabilidade da estrutura da comunidade. Indiretamente, indica que as condições ambientais necessárias ao estabelecimento de plântulas foram restabelecidas (KABAKOFF; CHAZDON, 1996; PARROTTA et al., 1997; GUILHERME, 2000).

Juntos, os indicadores de riqueza e densidade de plantas em regeneração natural representam a auto-sustentabilidade do ecossistema, ou seja, a recuperação da sua resiliência, que é o objetivo maior das ações de restauração (HOBBS; HARRIS, 2001; ENGEL; PARROTTA, 2003; SER, 2010).

CONCLUSÕES

Pode-se considerar bem sucedida a restauração quando o monitoramento apontar que os indicadores avaliados encontram-se acima do valor crítico, com base no tempo decorrido desde a intervenção. Para ecossistemas em restauração com valores abaixo do valor crítico, cabem ações de manejo adaptativo que devem ser planejadas com base no diagnóstico dos fatores ecológicos ou de perturbação que estão dificultando a trajetória do ecossistema rumo ao estado desejado.

Os valores de referência para cada variável em cada idade de florestas em restauração facilitam o monitoramento da trajetória desses ecossistemas, à medida que estabelecem parâmetros para o que seria uma boa condição ou uma situação aquém do esperado, contribuindo para decisões de manejo adaptativo. Os limites aceitáveis para cada atributo em cada idade neste estudo poderão se tornar mais precisos à medida que novos dados sejam gerados para o tipo de vegetação estudado e para outras técnicas de restauração, como as que se baseiam em processos de regeneração natural.

A base metodológica utilizada para gerar os valores de referência (SUGANUMA; DURIGAN, 2015) e os limites aceitáveis para cada atributo da comunidade (este estudo) pode ser aplicada a outros tipos de vegetação em restauração, em outras regiões ou até mesmo para outros atributos mensuráveis, desde que existam ecossistemas em restauração em número suficiente para que seja possível modelar suas trajetórias ao longo do tempo e, assim, estabelecer valores esperados para seus atributos.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Prof. Dr. Fábio R. Scarano, que sonhou possível modelar as trajetórias de florestas em restauração e assim motivou este estudo; aos proprietários das terras (pessoas ou organizações), que gentilmente nos autorizaram a realizar os levantamentos nas florestas que restauraram; a todos os colegas e auxiliares de campo que contribuíram com a exaustiva coleta de dados; aos Profs. João L. F. Batista e José M. D. Torezan, pelas valiosas sugestões sobre as análises dos dados; à Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, que financiou as expedições de coleta de dados do projeto “Estudo das trajetórias sucessionais e dos fatores condicionantes do sucesso em plantios de restauração de Matas Ciliares”; ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pela bolsa de Produtividade em Pesquisa a G.D. (Processo 302939/2009-1) e bolsa de doutorado a M.S.S. (Processo: 143423/2009-6); à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP, pela bolsa de pós-doutorado a M.S.S. (Processo: 2013/26470-3), para o desenvolvimento desta pesquisa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AIDE, T. M.; ZIMMERMAN, J. K.; PASCARELLA, J. B.; RIVERA, L.; MARCANO-VEGA, H. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. *Restoration Ecology*, Tucson, v. 8, n. 4, p. 328-338, 2000.
- ARONSON, J.; DHILLON, S.; LE FLOC'H, E. On the need to select an ecosystem of reference, however imperfect: a reply to Pickett and Parker. *Restoration Ecology*, Tucson, v. 3, n. 1, p. 1-3, 1995.
- BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; KAGEYAMA, P. Y.; NAVE, A. G.; GANDARA, F. B.; BARBOSA, L. M.; TABARELLI, M. Legal instruments can enhance high-diversity tropical forest restoration. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 455-470, 2010.
- BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Avaliação e Monitoramento de Áreas em Processo de Restauração. In: VENÂNCIO, S. V. (Ed.). *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*. 1.ed., Viçosa: Editora UFV, 2012, v.1, p.262-293.

- BROWN, S.; GILLESPIE, A. J. R.; LUGO, A. E. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. **Forest Science**, Bethesda, v. 35, n. 4, p. 881-902, 1989.
- CANFIELD, R. Application of lineinterception in sapling range vegetation. **Journal of Forestry**, Bethesda, v. 39, p. 388-394, 1941.
- CARNEIRO, P. H. M.; RODRIGUES, R. R. Management of monospecific commercial reforestations for the forest restoration of native species with high diversity. In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. (Ed.). **High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas: Methods and Projects in Brazil**. New York: Nova Science Publishers, 2007, p. 129-144.
- CHAPMAN, C. A.; CHAPMAN, L. J. Exotic tree plantation and the regeneration of natural forest in Kibale National Park, Uganda. **Biological Conservation**, Kidlington, v. 76, n. 3, p. 1301-1311, 1996.
- CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: Restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, Washington, v. 320, n. 5882, p. 1458-1460, 2008.
- CHOI, Y. D. Theories for ecological restoration in changing environment: toward "futuristic" restoration. **Ecological Research**, v. 19, n. 1, p. 75-81, 2004.
- DALE, V. H.; BEYELER, S. C. Challenges in the development and use of ecological indicators. **Ecological Indicators**, v. 1, p. 3-10, 2001.
- DURIGAN, G.; ENGEL, V. L. Restauração de ecossistemas no Brasil: onde estamos e para onde podemos ir? In: VENÂNCIO, S. V. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. 1.ed. Viçosa: Editora UFV, 2012, v. 1, p. 41-68.
- DURIGAN, G.; ENGEL, V. L.; TOREZAN, J. M. D.; MELO, A. C. G.; MARQUES, M. C. M.; MARTINS, S. V.; REIS, A.; SCARANO, F. R. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 471-485, 2010.
- EHRENFELD, J. G. Defining the limits of restoration: the need for realistic goals. **Restoration Ecology**, Tucson, v. 8, n. 1, p. 2-9, 2000.
- ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Agroforestry approaches to ecosystem restoration in tropical and subtropical regions. In: WORLD FORESTRY CONGRESS, 12, 2003, Québec. Proceedings, Quebec: FAO, 2003.
- ENGEL V. L.; PARROTTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2008, p. 1-26.
- GUILHERME, F. A. G. 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**, Lavras, v. 6, n. 1, p. 60-66, 2000.
- HAMILTON, L. S. **Forest and Water**. Rome: FAO, 2008, 78 p. (Forestry Paper, 155).
- HOBBS, R. J. Setting effective and realistic restoration goals: Key directions for research. **Restoration Ecology**, Tucson, v. 15, n. 2, p. 354-357, 2007.
- HOBBS, R. J.; HARRIS, J. A. Restoration ecology: repairing the Earth ecosystems in the new millennium. **Restoration Ecology**, Tucson, v. 9, n. 2, p. 239-246, 2001.
- HOLL, K. D. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica**, Lawrence, v. 31, n. 2, p. 229-242, 1999.

- HOLL, K. D.; AIDE, T. M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 261, p. 1558-1563, 2011.
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico da Vegetação Brasileira**. Rio de Janeiro, 2012. 275 p.
- KABAKOFF, R. P.; CHAZDON, R. L. Effects of canopy species dominance on understory light availability in low-elevation secondary forest stands in Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 12, n. 6, p. 779-788, 1996.
- KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B.; OLIVEIRA, R. E. Biodiversidade e a restauração da floresta tropical. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (Ed.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2008, p. 27-48.
- LETCHER, S. G.; CHAZDON, R. L. Rapid recovery of biomass, species richness, and species composition in a forest chronosequence in northeastern Costa Rica. **Biotropica**, Lawrence, v. 41, n. 5, p. 608-617, 2009.
- 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**, Kidlington, v. 141, n. 6, p. 1717-1725, 2008.
- LUGO, A. E. Comparison of tropical tree plantations with secondary forest of similar age. **Ecological Monographs**, v. 62, n. 1, p. 1-41, 1992.
- MARON, M.; HOBBS, R. J.; MOILANEN, J. W.; CHRISTIE, K.; GARDNER, T. A.; KEITH, D. A.; LINDENMAYER, D. B.; McALPINE, C. A. Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. **Biological Conservation**, Kidlington, v. 155, p. 141-148, 2012.
- MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 73, p. 101-111, 2007.
- MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Fixação de carbono em reflorestamentos de matas ciliares no Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 71, p. 149-154, 2006.
- MELO, A. C. G.; MIRANDA, D. L. C.; DURIGAN, G. Cobertura de copas como indicador de desenvolvimento estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, p. 321-328, 2007.
- MIRANDA, D. L. C.; MELO, A. C. G.; SANQUETA, C. R. Equações alométricas para estimativa de biomassa e carbono em árvores de reflorestamentos de restauração. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 35, n. 3, p. 679-689, 2011.
- PARROTTA, J. A.; KNOWLES, O. H.; WUNDERLE, Jr., J. M. Development of floristic diversity in 10 year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 99, n. 1-2, p. 21-42, 1997.
- REY-BENAYAS, J. M.; NEWTON, A. C.; DIAZ, A.; BULLOCK, J. M. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. **Science**, Washington, v. 325, n. 5944, p. 1121-1124, 2009.
- RODRIGUES, R. R.; LIMA, R. A. F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, Kidlington, v. 142, n. 6, p. 1242-1251, 2009.
- RUIZ-JAEN, M. C.; AIDE, T. M. Restoration success: How is it being measured? **Restoration Ecology**, Tucson, v. 13, n. 3, p. 569-577, 2005a.

- RUIZ-JAEN, M. C.; AIDE, T. M. Vegetation structure, species diversity and ecosystem processes as measures of restoration success. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 218, n. 1-3, p. 159-173, 2005b.
- SANSEVERO, J. B. B.; PRIETO, P. V.; MORAES, L. F. D.; RODRIGUES, J. F. P. Natural regeneration in plantations of native trees in lowland Brazilian Atlantic Forest: community structure, diversity, and dispersal syndromes. **Restoration Ecology**, Tucson, v. 19, n. 3, p. 379-389, 2011.
- SÃO PAULO (Estado). Resolução 32/2014. **Diário Oficial do Estado**. São Paulo, 05 de abril de 2014, Seção 1, p. 36-37. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/legislacao/files/2014/04/Resolu%C3%A7%C3%A3o-SMA-032-2014-a.pdf>>. Acesso em: dez. 2014.
- SER - SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL SCIENCE AND POLICY WORKING GROUP. **Primer on ecological restoration**, 2010. Disponível em: <<http://www.ser.org/content/adoption.asp>>. Acesso em dez. 2011.
- SENTELHAS, P. C.; MARIN, F. R.; FERREIRA, A. S.; SÁ, E. J. S. **Banco de Dados Climáticos do Brasil**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2003. Disponível em: <<http://www.bdclima.cnpm.embrapa.br>>. Acesso em: jul. 2014.
- SHVIDENKO, A.; BARBER, C. V.; PERSSON, R. Forest and Woodland Systems. In: HASSAN, R.; SCHOLLES, R.; ASH, N. (Ed.). **Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends**. 2005. Washington: Millennium Ecosystem Assessment, 2005, v. 1, p.585-621.
- SOUZA, F. M.; BATISTA, J. L. F. Restoration of Seasonal Semideciduous Forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 191, n. 1-3, p. 185-200, 2004.
- SUDING, K. N. Toward an era of restoration in ecology: successes, failures and opportunities ahead. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 42, p. 465-487, 2011.
- SUGANUMA, M. S. **Trajetórias sucessionais e fatores condicionantes na restauração de matas ciliares em região de floresta estacional semidecidual**. 2013. 149 p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.
- SUGANUMA, M. S.; ASSIS, G. B.; DURIGAN, G. Changes in plant species composition and functional traits along the successional trajectory of a restored patch of Atlantic Forest. **Community Ecology**, v. 15, n. 1, p. 27-36, 2014.
- SUGANUMA, M. S.; DURIGAN, G. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology**, Tucson, v. 23, n. 3, p. 238-251, 2015.
- TABARELLI, M.; PERES, C. A. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic Forest: implications for forest regeneration. **Biological Conservation**, Kidlington, v. 106, n. 2, p. 165-176, 2002.
- TABARELLI, M.; VILLANI, J. P.; MANTOVANI, W. A recuperação da floresta atlântica sob plantios de Eucalyptus no núcleo Santa Virgínia, SP. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 5, n. 2, p. 187-201, 1993.
- WARING, R. H.; RUNNING, S. W. **Forest Ecosystems: Analysis at multiple scales**. 3.ed. Amsterdam: Elsevier. 2007. 440 p.
- WHITE, P. S.; WALKER, J. L. Approximating nature's variation: selecting and using reference information in restoration ecology. **Restoration Ecology**, Tucson, v. 5, n. 4, p. 338-349, 1997.
- WORTLEY, L.; HERO, J. M.; HOWES, M. Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature. **Restoration Ecology**, Tucson, v. 21, n. 5, p. 537-543, 2013.
- ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. New Jersey: Prentice-Hall, 1999. 663 p.

Recebido em 11/12/2014

Aceito para publicação em 15/12/2015