

# COBERTURA FLORESTAL OU FUNÇÃO ECOLÓGICA: A EFICÁCIA DA RESTAURAÇÃO NA BACIA DO RIO SOROCABA E MÉDIO TIETÊ

## FOREST COVER OR ECOLOGICAL FUNCTION: THE EFFICIENCY OF THE RESTORATION IN THE SOROCABA AND MIDDLE TIETÊ RIVER BASIN

*Gerson Eli Fernandes*

Discente do Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade na Gestão Ambiental na Universidade Federal de São Carlos (UFSCar).

*Nobel Penteado de Freitas*

Professor coordenador do Núcleo de Estudos Ambientais na Universidade de Sorocaba. (UNISO).

*Fatima Conceição Márquez Piña-Rodrigues*

Professora titular do Departamento de Ciências Ambientais na UFSCar.

**Endereço para correspondência:**

Gerson Eli Fernandes –  
Rua Maria Peniche dos Santos,  
164 – Jardim Tatiana – 18119-175 –  
Votorantim (SP), Brasil – E-mail:  
gerson.gestorambiental@gmail.com

**Recebido:** 06/09/2016

**Aceito:** 26/06/2017

### RESUMO

O estudo avaliou a eficácia de projetos de restauração na Bacia do Rio Sorocaba e Médio Tietê. Foram selecionados dois ou três projetos por sub-bacia, analisando-se os seguintes indicadores de estabilidade: diversidade da comunidade (riqueza, diversidade e equidade), estrutura da área (altura, diâmetro altura de peito – DAP, ramificação e estratos) e funcional (epífitas, regenerantes, grupos sucessionais e funções ecológicas). Indicadores de proteção do solo e ciclagem de nutrientes (serapilheira) estimaram a resiliência. A confiabilidade foi avaliada pelo manejo e pela proteção (presença de predação e lianas), pelo impacto antrópico (pastejo, caminhos e espécies exóticas) e pelo dossel (porcentagem de luz). Não houve restauração da estrutura e função quanto à riqueza ( $17 \pm 10$  espécies), mortalidade (40%) e densidade (1.090 indivíduos/ha). Apenas 15 espécies representaram 52,8% dos indivíduos analisados. A confiabilidade foi comprometida na proteção do solo e no manejo. Os projetos não restabeleceram a cobertura vegetal da área e nem os processos ecológicos fundamentais. Há necessidade em se rever os mecanismos legais e técnicos da restauração.

**Palavras-chave:** restauração ecológica; bioindicadores; legislação de restauração.

### ABSTRACT

The study evaluated the effectiveness of restoration projects in the Sorocaba and Middle Tietê River Basin. We selected two or three projects per sub-basin, analyzing stability indicators: community diversity (richness, diversity and equitability), structure (height, diameter at breast height – DBH, branching and strata) and functional (epiphytes, natural regeneration, successional groups and ecological functions). Indicators of soil protection and nutrient cycling (litter) estimated the resilience. Reliability was evaluated by management and protection (presence of predation and lianas), anthropic impact (grazing, paths and exotic species) and canopy (percentage of light) indicators. There was no restoration of structure and function for species richness ( $17 \pm 10$  species), mortality (40%) and density (1,090 individuals/ha). Only 15 species represented 52.8% of the individuals analyzed. Reliability was compromised in soil protection and management functions. The projects did not re-establish a vegetative cover nor fundamental ecological processes. There is a need to review the legal and technical requirements for restoration.

**Keywords:** restoration ecology; bioindicators; legislation of restoration.

## INTRODUÇÃO

Restauração ecológica é um conceito que passou a ser intensa e mundialmente discutido a partir da divulgação do documento *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005). Seu principal foco envolve o restabelecimento das principais características de um ecossistema que tenha sido destruído ou degradado, aumentando seu valor de conservação, sua produtividade, a manutenção da biodiversidade e a provisão de serviços ambientais para as populações humanas (SER, 2004; JACKSON & HOBBS, 2009). Nesse contexto, é prioritário que a restauração promova não apenas a cobertura com vegetação, mas também o retorno dos serviços ambientais e dos processos ecológicos a estes associados, tais como serviços de suporte, como:

- a ciclagem de nutrientes;
- a produção primária;
- a formação de solos;
- a polinização; e
- a dispersão de sementes (SEEHUSEN & PREM, 2011; ARONSON & ALEXANDER, 2013; WORTLEY *et al.*, 2013).

Com a abordagem ecológica, ficou evidente que a restauração às condições anteriores ao distúrbio era irreal (HOBBS *et al.*, 2011; HALLETT *et al.*, 2013), e que o principal deveria ser estabelecer explicitamente os objetivos da restauração e a forma de mensurá-los (CLEWELL & ARONSON, 2007). A partir disso, foram estabelecidos nove atributos associados à função e à estabilidade dos ecossistemas restaurados (SER, 2004). Dentre esses, destacam-se:

- a similaridade a ecossistemas de referência e a presença de espécies nativas (forma);
- a presença de vários grupos funcionais e a integração com a paisagem (função);
- a ausência de fatores de ameaça à sua manutenção;
- a autossustentabilidade e a resiliência (estabilidade).

Dessa forma, se enfatiza que as questões relativas aos serviços ambientais e à estabilidade refletem a

eficiência de projetos de restauração e dependem da avaliação e do monitoramento das funções ecológicas associadas a esses processos. Assim, a aplicação de indicadores tem se mostrado valiosa ferramenta para comparações em diferentes condições ambientais (BROWN *et al.*, 2009; ORSI *et al.*, 2011; WORTLEY *et al.*, 2013) e passou a ser considerada nos mecanismos legais de restauração, inclusive no Brasil (ARONSON *et al.*, 2011).

O Brasil é um dos signatários do Acordo de Paris (GRAICHEN *et al.*, 2016), no qual se comprometeu a reduzir o desmatamento e restaurar áreas degradadas, objetivo a ser consolidado a partir da decretação da Lei nº 8.972, de 23 de janeiro de 2017, que instituiu a Política Nacional de Revegetação, prevendo a restauração de 12,5 milhões de hectares (Mha) em 20 anos (BRASIL, 2017). Entre os 27 Estados da Federação, São Paulo foi classificado como o 15º com maior proporção de área a ser revegetada, avaliada em 1.785 ha (SOARES FILHO *et al.*, 2014). Até 2006, estimava-se que no Estado de São Paulo existissem cerca de 1.300 ha de áreas de preservação permanente sem vegetação, para as quais seria necessária a produção de mais de dois bilhões de mudas de espécies arbóreas nativas (BARBOSA & BARBOSA, 2006). Em maio de 2017, cerca de 12.670 ha de áreas rurais de São Paulo haviam sido inscritas no Sistema de Cadastramento Rural (SISCAR), parte das quais serão inseridas no Programa de Regularização Ambiental (PRAD), que prevê a restauração de áreas de preservação permanente e reserva legal (SÃO PAULO, 2017).

Em ambientes fragmentados como São Paulo, a demanda para a restauração tem como principal objetivo minimizar a crise ambiental estabelecida (BARBOSA & MANTOVANI, 2000; AMADOR, 2003). Surge a necessidade da adoção de técnicas que garantam a restauração de áreas com maior fragilidade e o desenvolvimento de metodologias que permitam o restabelecimento dos processos ecológicos (VIANI, 2005; MUCHAILH *et al.*, 2010). Essa abordagem cria o dilema de como mecanismos legais podem levar à recuperação não só da cobertura florestal, mas principalmente das funções e dos processos ecológicos (GRAF, 2008; ARONSON *et al.*, 2011; ENGEL, 2011).

Historicamente, a restauração de áreas degradadas no Estado de São Paulo apresentou suas bases conceituais

na Resolução da Secretaria de Meio Ambiente (SMA) nº 8, de 31 de janeiro 2008 (SÃO PAULO, 2008), que enfatizava aspectos da restauração da estrutura da floresta e de sua diversidade. Contudo, estudos no Estado de São Paulo demonstraram que as medidas legais estabelecidas até 2008 não foram eficientes para promover a restauração (DURIGAN *et al.*, 2010; TONELLO & RODRIGUES, 2015). Nesse sentido, a Resolução SMA nº 8/2008 foi aperfeiçoada pela Resolução SMA nº 32, de 3 de abril de 2014 (SÃO PAULO, 2014), incorporando parte dos conceitos sobre restauração ecológica (SER, 2004), enfatizando o monitoramento de alguns processos ecológicos como a proteção do solo e a regeneração natural (SÃO PAULO, 2015). Com a finalidade de avaliar esses processos, vários autores propuseram indicadores que visam contribuir para o monitoramento de áreas de restauração (RODRIGUES *et al.*, 2013; SÃO PAULO, 2011a; SÃO PAULO, 2014). Apesar disso, em termos legais, a restauração na maioria das áreas do Estado efetiva-se, em grande parte, por meio dos Termos de Ajustamento de Conduta (TAC) e de Termos de Compromisso de Recuperação Ambiental (TCRA) (SÃO PAULO, 2014), os quais devem, obrigatoriamente, cumprir as prerrogativas vigentes na legislação. Para tanto, é preciso que os instrumentos legais sejam capazes de incorporar e aplicar esses conceitos, sendo eficientes e efetivos em promover condições que gerem o restabelecimento de processos ecológicos e sejam ca-

pazes de monitorar a sua estabilidade e continuidade, tanto em escala local quanto de paisagem.

Dentre as diversas Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRH) de São Paulo, a da Bacia do Rio Sorocaba e outros tributários do Rio Tietê (SÃO PAULO, 2011b) apresentam apenas 13,6% de cobertura vegetal nativa. Em regiões com déficit tão grande de vegetação, a implantação de projetos de restauração de áreas degradadas deve ser prioritária, focando tanto no restabelecimento da cobertura vegetal quanto na manutenção de funções como a conectividade da paisagem (SÃO PAULO, 2011b). Nessa condição, considerando que a restauração deve abranger não apenas a recuperação da diversidade da vegetação, mas também de processos ecológicos e com a premissa de que a efetividade na restauração deve ser um dos principais objetivos das diferentes normativas, este trabalho busca contribuir para a melhoria da qualidade das futuras restaurações florestais nativas no Estado de São Paulo e para o aperfeiçoamento dos mecanismos técnicos e legais que norteiam a execução dos TAC e TCRA. Com essa proposta, o objetivo do presente trabalho foi avaliar áreas de restauração implantadas no cumprimento de medidas legais obrigatórias situadas na Bacia do Rio Sorocaba e Médio Tietê para identificar os fatores limitantes à restauração de processos e funções ecológicas.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Áreas de estudo

Os trabalhos foram desenvolvidos nos limites da Bacia do Rio Sorocaba e Médio Tietê, que abrange 34 municípios, dos quais 16 estão situados na sub-bacia do Médio Tietê superior e 18 na bacia do rio Sorocaba, com área de 11.827 km<sup>2</sup> (IPT, 2006; SÃO PAULO, 2011b). Na região metropolitana predominam atividades industriais, o cultivo da cana-de-açúcar, *Citrus sp* e a pecuária. A bacia apresenta cobertura vegetal nativa com dominância de floresta ombrófila densa e floresta estacional semidecidual em área de 161.845 ha (13,57%), dos quais 49.505 ha são de reflorestamentos com eucalipto (IPT, 2006; SÃO PAULO, 2011b). Apresenta dominância de três climas:

1. clima úmido quente com inverno seco em quase toda área;
2. clima quente úmido sem estação seca (municípios de Ibiúna e Piedade); e
3. clima temperado úmido sem estação seca (município de São Roque), com precipitações médias anuais históricas em torno de 1.200 mm/ano (SÃO PAULO, 2011b).

Para os estudos foram avaliadas uma área de fragmento florestal considerada como referência (área de referência – AR) e plantios de restauração de áreas degradadas (RAD) situados na bacia. A AR localiza-se a 23°34'59,40"S e 47°31'24,79"W Datum WGS 84; no município de Sorocaba, e apresenta um fragmento com idade entre 15 e 20 anos e área total de 5 ha coberta

por vegetação secundária de floresta estacional semi-decidual em estágio inicial de regeneração, de acordo com os parâmetros da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 1, de 31 de janeiro de 1994 (BRASIL, 1994), e da Resolução Conjunta SMA IBAMA/SP nº 1, de 17 de fevereiro de 1994 (SÃO PAULO, 1994). Como os projetos avaliados tinham idade entre 2 e 15 anos, em vez de compará-los com áreas em estágio avançado, optou-se por empregar como referência fragmentos de vegetação secundária, com idade estimada entre 15 e 20 anos e monitorada ao longo de mais de 5 anos (KORTZ, 2009; SCORIZA *et al.*, 2012; VILLELA *et al.*, 2015).

A seleção das áreas restauradas estudadas foi efetuada com base nos arquivos de processos de TCRA's existentes nas agências da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) em Sorocaba, Itu e Botucatu, São Paulo. A partir dos processos de TCRA's foram compiladas informações sobre:

- o início do projeto de restauração;
- a área plantada, a data de plantio;
- o número de espécies empregadas;
- o número de pioneiras e não pioneiras;
- a quantidade de mudas;
- o espaçamento entre berços;
- os insumos utilizados; e
- os tratos culturais.

Essas informações geraram o banco de dados empregado para analisar os parâmetros de densidade, crescimento, mortalidade e diversidade no plantio. Do total de 166 projetos registrados, foram selecionados dois por sub-bacia e apenas na sub-bacia 3 foram analisados três projetos devido a sua maior extensão (Tabela 1).

**Tabela 1 – Descrição das áreas de estudo, localização, idade, tamanho e proporção da área de preservação permanente em relação ao tamanho da área total da propriedade avaliada. Percentual de área de preservação permanente amostrada em relação ao total de áreas estudadas na região da Bacia do Rio Sorocaba e Médio Tietê, São Paulo. Dados de setembro a dezembro de 2013.**

Sub-bacia	Áreas	Número de áreas visitadas	Idade do plantio (anos)	Tamanho da área (ha)	Plantio em APP (ha)	Plantio em APP (%)
1	Botucatu	1	2	3,5	1,75	50
	Bofete	1	3	2,8	2,80	100
2	Jumirim	1	15	0,7	0,70	100
	Boituva	1	5	0,8	0,80	100
3	Tatuí	1	6	3,1	0,00	0
			5			
			4			
	Capela	1	14	1,2	1,20	100
	Piedade	1	4	0,5	0,50	100
4	Sorocaba pref.	1	10	8,0	1,80	22
	Sorocaba Gm	1	7	1,1	0,00	0
5	Itu pref.	1	5	1,5	1,50	100
	Itu cond.	1	9	1,1	0,00	0
6	Ibiúna cond.	1	15	4,0	0,00	0,0
	Ibiúna pref.	1	4	0,5	0,50	100
Total		13		28,80	11,55	

ha: hectare; APP: área de preservação permanente.

## Indicadores de funcionalidade ecológica

O uso de ecossistemas naturais (ARs) como objetivo a ser alcançado pelos projetos de restauração e a aplicação de indicadores para seu monitoramento são temas controversos na ciência e na prática, porém é possível encontrar vários atributos estruturais, funcionais e de riqueza que podem ser utilizados como referência (SUGANUMA *et al.*, 2013). Considerando essa questão, o conjunto de indicadores empregado baseou-se no método Marco de Avaliação de Sistemas de Manejo de Recursos Naturais Incorporando Indicadores – MESMIS (MASERA *et al.*, 1999). O método foi adaptado por Piña-Rodrigues *et al.* (2015), sendo avaliados os seguintes atributos ecológicos:

1. estabilidade: que representa a capacidade do sistema em manter um nível de equilíbrio dinâmico estável, sendo possível manter os benefícios pro-

porcionados pelo sistema em um nível não decrescente, sob condições médias ou normais;

2. resiliência (ou elasticidade): definida como a capacidade do sistema para regressar ao estado de equilíbrio dinâmico ou manter seu potencial produtivo, após severo choque; e

3. confiabilidade: capacidade do sistema de manter a produtividade em níveis próximos ao seu equilíbrio dinâmico quando em face de alterações de longo prazo no ambiente (Tabelas 2 e 3).

Como cenário legal referencial foi utilizada a Resolução SMA nº 8/2008.

**Tabela 2 – Conjunto de indicadores, cenários e referenciais aplicados para avaliação da funcionalidade ecológica de áreas de restauração situadas na Bacia do Rio Sorocaba e Médio Tietê, São Paulo, com base nos atributos de estabilidade e resiliência dos plantios.**

Descritores	Indicadores	Cenários e referenciais	Parâmetros
<b>Diversidade na comunidade</b>			
Diversidade de espécies	Diversidade de espécies arbóreas	Índice de Shannon próximo ao esperado para fragmentos referência estudados da região com $H' = 3,676 \text{ nats.indivíduo}^{-1}$ .	$H' < 0,9 =$ baixo (1) $1,0 < H' < 2,9 =$ médio (2) $H' > 3,0 =$ alto (3)
	Riqueza de espécies nativas	Indesejável: inferior ao previsto na Res. SMA nº. 08/2008. Regular: baixa diversidade prejudica o estabelecimento da comunidade futura. Desejável: de acordo com a legislação Resolução SMA nº. 08/2008.	Nº espécies < 10 = 1 10 > Nº espécies < 30 = 2 Nº espécies > 30 = 3
	Densidade de indivíduos arbóreos ( $\text{n}^\circ.\text{ha}^{-1}$ )	Indesejável: alta mortalidade, considerando a densidade de plantas recomendada pela Resolução SMA nº. 8/2008. Regular: valores médios de densidade baseados na Res. SMA nº 8/2008. Desejável: valores aproximados aos recomendados pela Resolução SMA nº 8/2008.	< 400 = 0 > 400 e < 800 = 1 > 800 e < 1200 = 2 > 1200 = 3
	Equitabilidade	Índice de Pielou ( $J'$ ) similar ao de áreas de floresta secundária da região. Valor da AR – $J' = 0,854 \text{ nats.indivíduo}^{-1}$ . Referencial: E.C. LEITE & S. COELHO (dados não publicados).	$J' < 0,5 -$ baixa = 1 $0,5 < J' < 0,9 -$ média = 2 $J' \geq 1 -$ alta = 3
	Número de indivíduos/grupo sucessional	Indesejável: não atende a Resolução SMA nº 8/2008. Desejável: atende a Resolução SMA nº 8/2008.	> 40% e < 60% de espécies/grupo = 1 < 40% e > 60% de espécies/grupo = 3

Continua...

Tabela 2 – Continuação.

Descritores	Indicadores	Cenários e referenciais	Parâmetros
<b>Diversidade na comunidade</b>			
Diversidade funcional	Diversidade de funções sucessionais das espécies arbóreas	Maior número de espécies não pioneiras presentes no sistema.	P > NP = 1 P ± NP = 2 P < NP = 3
	Altura média dos indivíduos arbóreos (m) – IPA	Indesejável: reflete crescimento lento dos indivíduos ou replantios constantes (IPA < 0,5 m). Regular: valores considerados médios de crescimentos para plantios (IPA de 0,5 a 1,0 m). Desejável: valores considerados compatíveis com plantios de restauração (> 1,5 m).  Referencial: MELO & DURIGAN (2007); PIOTROWSKI (2016).	IPA < 0,5 m = 0 0,5 < IPA < 1,0 = 1 1,0 < IPA < 2,0 = 2 IPA > 2,0 = 3
	Diversidade de funções ecológicas	Como principais funções da floresta foram consideradas: a) presença de espécies adubadoras ou fertilizadoras (com interação com micro-organismos para fixação de nitrogênio); b) aporte de biomassa (espécies caducifólias); c) atração de fauna (espécies zoocóricas); e d) sombreadora (espécies com arquitetura de copa fechada).	Nenhuma função = 0 1 função = mínimo = 1 1 > f(ecológica) < 4 = 2 F(ecológica) > 4 = 3
	Epífitas (presença/ausência)	Indesejável: ausente. Desejável: presente, predomínio de posição nos TS e TM dos indivíduos arbóreos.  Referencial: Resolução nº 1/1994 (CONAMA, 1994).	Ausentes = 0 Poucas = 1 Regulares/presentes = 2 Abundantes = 3
	Cipós e lianas (Presença/Ausência)	Indesejável: dominando a copa das árvores, em especial os TS e TM. Desejável: ausente ou em equilíbrio.  Referencial: Resolução nº 1/1994 (CONAMA, 1994).	Abundantes = 0 Regulares/Presentes = 1 Poucas = 2 Ausentes = 3

SMA: Secretaria de Meio Ambiente; AR: área de referência; IPA: Incremento Médio Anual; TS: terços superiores; TM: terços médios; CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente; P: pioneira; NP: não pioneira.

Fonte: baseado em Maser *et al.* (1999) adaptado por Piña-Rodrigues *et al.* (2015).

**Tabela 3 – Conjunto de indicadores, cenários e referenciais aplicados para avaliação da funcionalidade ecológica de áreas de restauração situadas na Bacia do Rio Sorocaba e Médio Tietê, São Paulo, com base nos atributos de confiabilidade dos plantios.**

Descritores	Indicadores	Cenários positivos e referenciais	Parâmetros
<b>Manejo</b>			
Controle e manejo	Fechamento de dossel (L)	Indesejável: áreas abertas, sem cobertura de copa, com luminosidade superior a 50%. Desejável: áreas fechadas com menor L (< 50%).	75% < L < 100% = 0 50% < L < 75% = 1 25% < L < 50% = 2 0 < L < 25% = 3
	Presença de espécies reconhecidamente invasoras (% cobertura do solo gramíneas/invasoras)	Indesejável: Resolução SMA nº. 8/2008 prevê controle inicial de competidoras. Desejável: baixa densidade de invasoras é favorável ao desenvolvimento das nativas.	> 50% de cobertura = 0 25 – 50% = 1 > 10 a 25% = 2 Ausente a 10% = 3
	Presença de espécies exóticas (não regionais) (Nº de indivíduos/ha)	Indesejável: Resolução SMA nº. 8/2008 prevê controle inicial de competidoras.	Nº espécies > 20 = 0 15 < Nº espécies < 20 = 1 10 < Nº espécies < 15 = 2 Ausentes = 3
	Presença humana (impactos positivos)	Visitas periódicas à área pelo proprietário.	Não visitado = 1 Pouco visitado = 2 Muito visitado = 3
	Presença humana (impactos negativos)	Presença de vestígios de incêndios na área.	Presença recente incêndio = 1 Ausência de incêndio = 3
	Práticas de manejo	Práticas de manejo conduzidas periodicamente.	RAD não manejado = 1 RAD manejado = 3
<b>Funcionamento</b>			
Proteção do solo e ciclagem de nutrientes	Cobertura do solo com regenerantes (herbáceas)	Indesejável: ausência de regenerantes. Regular: presença de alguns regenerantes na área. Desejável: presença de regenerantes.	1 – 25% = 0 25 – 50% = 1 50 – 75% = 2 75 – 100% = 3
	% serapilheira cobrindo o solo	% de serapilheira próxima à encontrada na AR (75 – 100%).	1 – 25% = 0 25 – 50% = 1 50 – 75% = 2 75 – 100% = 3
	Serapilheira (cm)	Serapilheira cobrindo o solo com valores similares à área de floresta secundária na região (AR).	Menor do que a AR = 1 Similar à AR = 2 Maior do que a AR = 3

L: incidência de luz; SMA: Secretaria de Meio Ambiente; ha: hectare; RAD: restauração de áreas degradadas; AR: área de referência.  
Fonte: baseado em Maser *et al.* (1999) adaptado por Piña-Rodrigues *et al.* (2015).

Em novembro de 2013, foram realizados estudos da vegetação em cinco parcelas de 10 x 20 m instaladas ao acaso na área de referência. Nas restaurações, as coletas dos dados de campo foram realizadas nas 13 áreas entre março e outubro de 2013, empregando-se 5 unidades amostrais de 10 x 10 m, com exceção da área de Capela do Alto (Sub-bacia 3), onde foram estabelecidas apenas três parcelas devido à presença abundante da espécie *Pennisetum purpureum* e a ausência de outra vegetação. Em cada unidade amostral foram obtidos dados de família, nome científico, nome popular, quantidade de indivíduos, hábito, diâmetro a altura do peito – DAP (cm), diâmetro a altura do colo – DAC (cm) para indivíduos com DAP inferior a 5 cm de diâmetro e anotando-se a presença de epífitas e lianas e a taxa de herbivoria (SOUZA *et al.*, 2016). A identificação foi efetuada com base em guias de campo e dendrólogo especializado e o material obtido foi comparado com a coleção da Universidade de Sorocaba (UNISO) e da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar – Sorocaba). Posteriormente, em pesquisa bibliográfica, foram obtidas informações sobre as síndromes de polinização e dispersão, as espécies caducifólias, a interação com micro-organismos fixadores de N<sub>2</sub>, a arquitetura da copa e o grupo ecológico. A altura da serapilheira e a porcentagem de cobertura do solo por gramíneas invasoras

## Análise dos dados

A correlação entre a presença de gramíneas invasoras e a porcentagem de cobertura do solo com serapilheira foi analisada pelo coeficiente de correlação de Spearman. Após as coletas de campo, os dados foram sistematizados e, para cada indicador, foram atribuídas notas que variaram de 0 a 1 (grau crítico – ruim, inexistente ou distinto do cenário positivo), 2 (grau aceitável) e 3 (grau desejado de sustentabilidade, similar ao cenário positivo) (Tabelas 2 e 3). Esse procedimento permitiu que os dados da AR e das restaurações fossem analisados e comparados na mesma unidade de avaliação. A partir das atribuições de notas, foram elaborados gráficos de radar, contemplando os indicadores de

(*Pennisetum purpureum* e *Brachiaria decumbens*), herbáceas e serapilheira foram estimadas utilizando um quadrado de 50 x 50 cm, subdividido em quatro partes iguais, e cada uma representou 25% de cobertura, sendo lançados três vezes ao acaso em cada unidade amostral. Com o somatório desses pontos obteve-se a porcentagem de cobertura do solo. Para avaliar o fechamento do dossel, em cada local de amostragem da cobertura do solo foram efetuadas medidas utilizando o densiômetro de dossel (*canopy densiometer*).

Para analisar a estabilidade e a resiliência das áreas foram avaliadas a diversidade da comunidade empregando-se como indicadores a riqueza de espécies (S), a densidade de indivíduos (d), a diversidade de espécies estimada pelos índices de Shannon (H') e de equitabilidade de Pielou (J) — de acordo com Magurran (2011) — e o número de indivíduos por grupo sucessional classificadas de acordo com o anexo da Resolução SMA nº 8/2008. Para os indicadores de diversidade funcional, os estimadores foram avaliados com base em observações de campo, levantamentos de literatura e compilação de informações do anexo da Resolução SMA nº 8/2008. No atributo confiabilidade, a dimensão de manejo avaliou os efeitos positivos e negativos das práticas executadas por meio de observações de campo.

estabilidade e resiliência e os de confiabilidade, permitindo a visualização e a análise comparativa dos indicadores funcionais e das condições das áreas de estudo em relação a de referência (AR). Em seguida, os valores referentes ao índice de consolidação da funcionalidade ecológica (ICFE) das áreas de restauração estudadas foram determinados por meio da Equação 1:

$$\text{ICFE} = \frac{\sum \text{nota indicador} - \text{n}^\circ \text{ de indicadores}}{(\text{n}^\circ \text{ de indicadores}) * (\sum \text{n}^\circ \text{ de parâmetros por indicador})} \quad (1)$$

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Diversidade de espécies e funcional

No total de áreas amostradas (n = 13) foram observados 694 indivíduos, com média de 1.082 ± 502 plan-

tas/ha de 98 espécies, com 17 ± 10 espécies por área amostrada, sendo 41,8% pioneiras e 58,2% não pionei-

ras. As espécies que apresentaram maior número de indivíduos foram *Croton floribundus* Spreng (n = 83), *Schinus terebinthifolius* Raddi (n = 39), *Guazuma ulmifolia* Lam (n = 29), *Inga vera* Willd (n = 27), *Citharexylum myrianthum* Cham (n = 23) e *Cordia sellowiana* Cham (n = 19), que juntas representaram 31,7% dos indivíduos plantados na bacia. Além da alta densidade de indivíduos, as espécies supracitadas também foram as mais frequentes, ocorrendo em 4 a 9 das áreas analisadas juntamente com *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong (n = 18), *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan (n = 18), *Croton urucurana* Baill (n = 16), *Ceiba speciosa* (A.St.-Hil.) Ravenna (n = 16), *Eugenia uniflora* L. (n = 16), *Lithraea molleoides* (Vell.) Engl. (n = 16), *Psidium guajava* L. (n = 15), *Triplaris americana* L. (n = 14) e *Erythrina speciosa* Andrews (n = 14). Desse total, 15 espécies mais abundantes e mais frequentes nos plantios representaram 52,8% dos indivíduos plantados na Bacia do Rio Sorocaba e Médio Tietê. Em relação às espécies exóticas reconhecidamente invasoras, do total de indivíduos amostrados foram encontrados apenas quatro de *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit.

As espécies mais comuns e frequentes nos plantios de restauração estudados também foram abundantes e frequentes entre os viveiros paulistas (MARTINS, 2011; DIAS, 2012). Com exceção apenas de *E. uniflora*, *A. colubrina* e *P. guajava*, a maioria dessas espécies é formada por pioneiras com produção anual, regular e abundante de sementes (PIÑA-RODRIGUES *et al.*, 2014), facilitando sua obtenção para a produção de mudas pelos viveiros, o que pode explicar a sua maior disponibilidade nestes locais. Além disso, essas espécies apresentam maior sobrevivência e bom desenvolvimento em campo (PIOTROWSKI, 2016) e são frequentes em áreas de floresta nativa e outros plantios de restauração (MORAES *et al.*, 2006).

Embora a Resolução SMA nº 8/2008 estabelecesse que, ao fim do projeto, este deveria apresentar 80 espécies, apenas 4 áreas (30%) apresentaram 30-31 espécies (Tabela 4) e muitas delas apresentaram baixa densidade, com poucos indivíduos. Contudo, essa situação não se deve à falta de espécies para a restauração, pois no Estado de São Paulo, após o advento dos instrumentos legais, houve aumento da diversidade de espécies nos viveiros (MARTINS, 2011; BRANCALION *et al.*, 2010). Segundo dados de Dias (2012), os viveiros paulistas produziam mudas de 516 espécies, sendo que destas

235 (45%) estavam listadas no anexo da Resolução SMA nº 8/2008. Tanto os viveiros quanto os restauradores concentram o maior volume de mudas em espécies com conhecida sobrevivência em campo e bom crescimento, visando ao cumprimento em curto prazo das condições previstas na Resolução SMA nº 8/2008, vigente na época dos plantios estudados. Contudo, deve-se destacar também que a baixa densidade de indivíduos de determinadas espécies pode ser resultante de sua maior mortalidade no campo, enquanto as de maior frequência podem representar aquelas com maior sobrevivência e desenvolvimento no plantio.

Além da questão da seleção de espécies, a baixa diversidade dos projetos analisados pode resultar da falta de manutenção e da forma de condução dos plantios. É comum a utilização de mudas de pequeno porte em projetos de RAD para reduzir os custos de implantação, entretanto, essa estratégia requer maior manutenção e os seus custos são mais elevados. O rápido crescimento das gramíneas, em especial, *B. decumbens*, pode promover o sufocamento das mudas em campo. Outro problema causador de perdas em campo é a falta de mão de obra especializada e treinada para manutenções de plantio. A supressão de indivíduos no ato da manutenção é um dos grandes problemas para os projetos de RAD e contribui também para a baixa densidade de alguns indivíduos, uma vez que certas espécies se desenvolvem mais lentamente e são cobertas pelas gramíneas, sendo acidentalmente suprimidas na roçagem da área. A aplicação de herbicidas pode ser considerada uma opção para o manejo dos projetos de RAD, pois reduz o custo da manutenção, mas deve ser usada com critérios e mão de obra especializada. Esses fatores indicam a necessidade de se definir um tamanho mínimo para as mudas a serem utilizadas nos projetos de RAD e, dessa maneira, minimizar os efeitos adversos dos aspectos de competição e manutenção, como o crescimento de gramíneas e a injúria acidental das mudas durante a roçada.

Nas áreas estudadas não foi possível determinar a sobrevivência por espécies, uma vez que os projetos não apresentaram as listagens de plantio. Essa questão, aparentemente, não tem sido relevante nas normativas. Contudo, na fiscalização é essencial o conhecimento da florística dos plantios, mas, em geral, apenas a densidade de plantas é avaliada. Porém, de acordo com os dados obtidos no presente estudo, a identificação das espécies foi essencial para caracterizar a presença daquelas comuns

**Tabela 4 – Dados obtidos em campo em avaliação da funcionalidade ecológica de áreas de restauração situadas na Bacia do Rio Sorocaba e Médio Tietê, São Paulo, com base nos atributos de “estabilidade e resiliência” e “confiabilidade” dos plantios.**

Indicadores	Unidade usada	Referência	Sub-bacia 1		Sub-bacia 2		Sub-bacia 3		
			Botucatu	Bofete	Jumirim	Boituva	Tatuí	Capela	Piedade
<b>Estabilidade e resiliência</b>									
<b>Diversidade de espécies e diversidade funcional</b>									
Diversidade de espécies	Índice de Shannon	2,66	3,218	3,239	2,612	2,263	2,236	1,532	2,401
Riqueza de espécies	Nº de espécies por área	24	31	30	19	11	13	5	15
Densidade de indivíduos arbóreos (nº.ha <sup>-1</sup> )	Nº de plantas/ha	1.433	1.620	1.300	980	760	840	466	1.180
Equitabilidade	Índice de Pielou (J')	0,8369	0,937	0,952	0,887	0,9435	0,871	0,951	0,886
% de indivíduos/grupo sucessional	% de indivíduos P	63,6	67,9	50,7	69,3	63,1	80,9	58,3	10,1
	% de indivíduos NP	36,4	32,1	49,3	30,7	36,9	19,1	41,7	89,9
Diversidade de funções sucessionais das espécies arbóreas	Nº de indivíduos P (nº P/ha)	77 (855)	55 (1.100)	33 (660)	34 (680)	24 (480)	34 (680)	7 (233)	6 (120)
	Nº de indivíduos NP (nº NP/ha)	44 (488)	26 (520)	32 (640)	15 (300)	14 (280)	8 (160)	5 (166)	53 (1.060)
	P + NP (nº de indivíduos)	121	81	65	49	38	42	12	59
Altura média dos indivíduos arbóreos (m)	Metros	6,8	2,6 ± 1,0	2,07 ± 1	6,9 ± 1,8	5,0 ± 1,0	5,5 ± 1,6	5,3 ± 1,2	2,1 ± 0,9
Diversidade de funções ecológicas	Nº de funções ecológicas	2	3	3	2	3	3	2	3
Epífitas (presença/ausência)	Abundantes = 3 Regulares / presentes = 2 Poucas = 1 Ausente = 0	1	0	0	0	0	1	1	0
Cipós e lianas (presença/ausência)	Abundantes = 3 Regulares/ presentes = 2 Poucas = 1 Ausente = 0	1	2	29	2	3	3	2	2
<b>Confiabilidade</b>									
<b>Controle e manejo, proteção do solo e ciclagem de nutrientes</b>									
Incidência de luz (L)	% de incidente na área	4,58	34,9	55,2	4,3	18,2	7,7	15,8	76,7
Presença de espécies invasoras (gramíneas)	% de cobertura	25	0	31,6	15	0	41,6	16,6	100
Presença de espécies exóticas superabundantes	Indivíduos/ha	0	0	0	0	0	0	0	0
Presença humana	Muito visitado = 3 Pouco visitado = 2 Não visitado = 1	3	3	2	2	3	1	1	2
Fogo	Presença/ausência	Ausência	Ausência	Ausência	Ausência	Ausência	Ausência	Ausência	Ausência
Manejo	Presença/ausência	Ausência	Presença	Ausência	Presença	Presença	Ausência	Ausência	Presença
Cobertura (herbáceas)	% de cobertura	2,77	8,3	23,3	15	0	0	8,3	0
Cobertura serapilheira	% de cobertura	91,6	0	11,6	36,6	3,3	20	21,6	0
Altura da serapilheira	Centímetros (cm)	3,7	0	2,75	1,28	0	2,5	0,5	0

Continua...

**Tabela 4 – Continuação.**

Indicadores	Unidade usada	Referência	Sub-bacia 4		Sub-bacia 5		Sub-bacia 6	
			Sorocaba pref.	Sorocaba Gm	Itú cond.	Itú pref.	Ibiúna pref.	Ibiúna cond.
<b>Estabilidade e resiliência</b>								
<b>Diversidade de espécies e diversidade funcional</b>								
Diversidade de espécies	Índice de Shannon	2,66	0	1,98	3,097	2,227	1,432	3,256
Riqueza de espécies	Nº de espécies por área	24	0	9	30	13	15	30
Densidade de indivíduos arbóreos (nº.ha <sup>-1</sup> )	Nº de plantas/ha	1.433	0	1.000	1.720	1.000	1.620	1.580
Equitabilidade	Índice de Pielou (J')	0,8369	0	0,901	0,910	0,957	0,528	0,957
% de indivíduos/grupo sucessional	%º de indivíduos P	63,6	94	0	54	44,1	51,8	81,4
	%º de indivíduos NP	36,4	6	0	46	55,9	48,2	18,6
Diversidade de funções sucessionais das espécies arbóreas	Nº de indivíduos P (nº P/ha)	77 (855)	47 (940)	0 (0)	27 (540)	38 (760)	41 (820)	66 (1.320)
	Nº de indivíduos NP (nº NP/ha)	44 (488)	3 (60)	0 (0)	23 (460)	48 (960)	38 (760)	15 (300)
	P + NP (nº de indivíduos)	121	50	0	50	86	79	81
Altura média dos indivíduos arbóreos (m)	Metros	6,8	7,9 ± 2,5	-	4,9 ± 1,1	1,2 ± 0,5	2,2 ± 1,0	9,5 ± 2,2
Diversidade de funções ecológicas	Nº de funções ecológicas	2	0	0	3	3	3	3
Epífitas (presença/ausência)	Abundantes = 3 Regulares / presentes = 2 Poucas = 1 Ausente = 0	1	0	0	0	0	0	0
Cipós e lianas (presença/ausência)	Abundantes = 3 Regulares / presentes = 2 Poucas = 1 Ausente = 0	1	3	3	3	2	2	1
<b>Confiabilidade</b>								
<b>Controle e manejo, proteção do solo e ciclagem de nutrientes</b>								
Incidência de luz (L)	% de incidente na área	4,58	3,3	100	27,3	73,4	62,2	2,5
Presença de espécies invasoras (gramíneas)	% de cobertura	25	0	100	0	18,3	75	0
Presença de espécies exóticas superabundantes	Indivíduos/ha	0	0	0	80	0	0	0
Presença humana	Muito visitado = 3 Pouco visitado = 2 Não visitado = 1	3	2	1	2	2	2	1
Fogo	Presença/ausência	Ausência	Ausência	Ausência	Ausência	Ausência	Ausência	Ausência
Manejo	Presença/ausência	Ausência	Ausência	Ausência	Ausência	Presença	Ausência	Ausência
Cobertura (herbáceas)	% de cobertura	2,77	0	0	0	15	18,3	0
Cobertura serapilheira	% de cobertura	91,6	91,6	0	8,3	0	0	100
Altura da serapilheira	Centímetros (cm)	3,7	1,78	0	2	0	0	3,4

P: pioneira; NP: não pioneira.

 Fonte: baseado em Maser *et al.* (1999) adaptado por Piña-Rodríguez *et al.* (2015).

e frequentes entre e dentro dos plantios. Segundo Brancalion *et al.* (2010), é necessária a capacitação e atualização constante dos técnicos envolvidos na restauração ecológica e na fiscalização para que possam desenvolver plenamente suas funções. Esses dados indicam a necessidade de maior controle dos projetos de RAD, desde sua elaboração, sua implantação e seu acompanhamento, tanto por parte do órgão fiscalizador quanto do executor.

Apesar do baixo número de espécies observado nas restaurações ( $S \leq 30$ ), a diversidade em quatro delas (Botucatu, Bofete, Itu cond. e Ibiúna cond.) foi superior à encontrada em AR (Tabela 4), e as demais nove áreas apresentaram valores inferiores. A AR apresentou valores de diversidade de Shannon de  $2,676 \text{ nats.indivíduo}^{-1}$  e de equitabilidade de  $0,665 \text{ nats.indivíduo}^{-1}$  considerados como medianos para floresta estacional semidecidual (LINDENMAIER & BUDKE, 2006). Nas restaurações, a equitabilidade — com exceção de Ibiúna pref. e Sorocaba pref. — foi alta em 11 áreas ( $J > 0,665 \text{ nats/indivíduo}^{-1}$ ), indicando que o critério de distribuição de indivíduos por espécies tem sido respeitado nos projetos da região (Tabela 4). Em geral, os projetos apresentaram poucos indivíduos por espécie (3,4 indivíduos/espécie), variando de 1 a 10 plantas, o que afeta os dados de diversidade e riqueza e pode mascarar a avaliação das restaurações. Esses resultados reforçam a hipótese de que poucas espécies são plantadas com alta densidade, enquanto a maioria apresenta baixa densidade, o que tende a aumentar o índice de diversidade. As únicas exceções foram para as espécies *C. floribundus* (55 indivíduos), *A. colubrina* (12 indivíduos) e *Cordia superba* (11 indivíduos), que apresentaram altas densidades em algumas das áreas estudadas.

A mortalidade nas áreas foi elevada, com  $35,6 \pm 30,2\%$ , porém com a taxa mediana em torno de 40% e média de 1.090 indivíduos/ha (Tabela 4). Mesmo que se exclua desse cálculo a área de Sorocaba (100% de mortalidade), ainda assim houve mortalidade superior a 30%. Contudo, estudos conduzidos em plantios de restauração têm revelado valores de mortalidade iniciais de até 30% aos 2 anos pós-plantio (STOLARSK *et al.*, 2012; SCHIEVENIN *et al.*, 2012). As condições nas áreas refletem o estado crítico em 62% delas, percentual próximo ao estudo de Rodrigues (2013), no qual 74,8% dos projetos de TCRA e TAC avaliados no Estado de São Paulo foram considerados como não cumpridos. As áreas apresentam ainda alta mortalidade, mui-

to acima do máximo de 10% sugerido no Pacto da Mata Atlântica (RODRIGUES *et al.*, 2009), requerendo ações de manejo adaptativo.

Em relação à proporção de espécies pioneiras e não pioneiras, considerando o limite mínimo de 40% para qualquer dos grupos sucessionais, esses estavam de acordo com os parâmetros estabelecidos pela Resolução SMA nº 8/2008. Porém, em relação ao número de indivíduos por grupo ecológico, seis áreas — Botucatu, Jumirim, Boituva, Tatuí, Sorocaba pref. e Ibiúna cond. (Tabela 1) — apresentaram mais de 60% de pioneiras (Tabela 4). Em contraste, com relação ao limite máximo de 20% de indivíduos do total do plantio para espécies pioneiras, como estabelecido pela Resolução SMA nº 8/2008, os estudos mostraram que 66% das áreas atenderam a esse quesito. A porcentagem das espécies plantadas enquadradas em alguma categoria de ameaçada também ficou abaixo dos 5% estabelecidos em todas as áreas estudadas.

Estudos têm demonstrado que a mortalidade tende a ser maior em espécies pioneiras quando se estabelecem processos competitivos (SWAINE *et al.*, 1987; CHAZDON *et al.*, 2007). A dominância de pioneiras e a presença em alta densidade e frequência de espécies como *Schinus terebinthifolius*, *Citharexylum myrianthum* e *Croton urucurana*, que apresentam mortalidade superior a 15% em condições com maior competição (PIOTROWISKI, 2016), refletem os riscos dessas áreas em relação à sua autossustentabilidade.

Em áreas de floresta estacional, levantamentos realizados indicaram a predominância de espécies iniciais — pioneiras e secundárias iniciais (SILVA *et al.*, 2003). Contudo, nas áreas estudadas, apenas 5 (38%) delas apresentaram presença de pioneiras superior a AR classificada como em estágio inicial de sucessão. Essa condição reflete o fato das restaurações estudadas ainda permanecerem em condições de sucessão inicial, mesmo aquelas com mais de 10 anos e ainda manterem baixa proporção de não pioneiras (Tabelas 1 e 4). A condição das áreas restauradas é confirmada quando se observa a ausência de espécies epífitas e a abundância de lianas e cipós, mesmo nas áreas mais antigas (> 10 anos), o que as caracterizaria como em estágio sucessional inicial de acordo com a classificação da Resolução CONAMA nº 1/1994 (BRASIL, 1994).

A entrada de novas espécies se dá por processos de dispersão de sementes com a chegada de novos propágulos,

principalmente pela ação de animais como aves, morcegos e mamíferos (REIS *et al.*, 1999). Nas áreas, a porcentagem de espécies zoocóricas esteve de acordo com os parâmetros estabelecidos pela Resolução SMA nº 8/2008 (Tabela 4), contudo não foi constatada a presença de novas espécies, embora zoocóricas como *S. therebinthifolius* e *E. uniflora* sejam abundantes nos plantios.

Em relação ao desenvolvimento dos indivíduos, até 7 anos o Incremento Periódico Anual em Altura ( $IPA_H$ ) foi de  $0,96 \pm 0,42$ , superior ao obtido nas áreas de 7 a 15 anos ( $0,48 \pm 0,25$ ), evidenciando a redução na velocidade de crescimento com a idade. A área de estudo localizada na cidade de Botucatu, com 2 anos, teve o maior  $IPA_H$  encontrado na bacia (1,57 m/ano), seguido por Tatuí (6 anos, 0,92m/ano), Boituva (5 anos, 0,91m/ano), Itu pref. (5 anos, 0,88m/ano). Já os menores  $IPA_H$  foram encontrados nas áreas de Itu cond. (9 anos, 0,14 m/ano), Capela (14 anos, 0,38 m/ano) e Jumirim (15 anos, 0,45 m/ano). Em relação ao diâmetro, a maior taxa de Incremento Periódico Anual de Diâmetro Altura do Colo ( $IPA_{DAC}$ ) foi obtida em Botucatu (2 anos, 5,06 cm/ano)

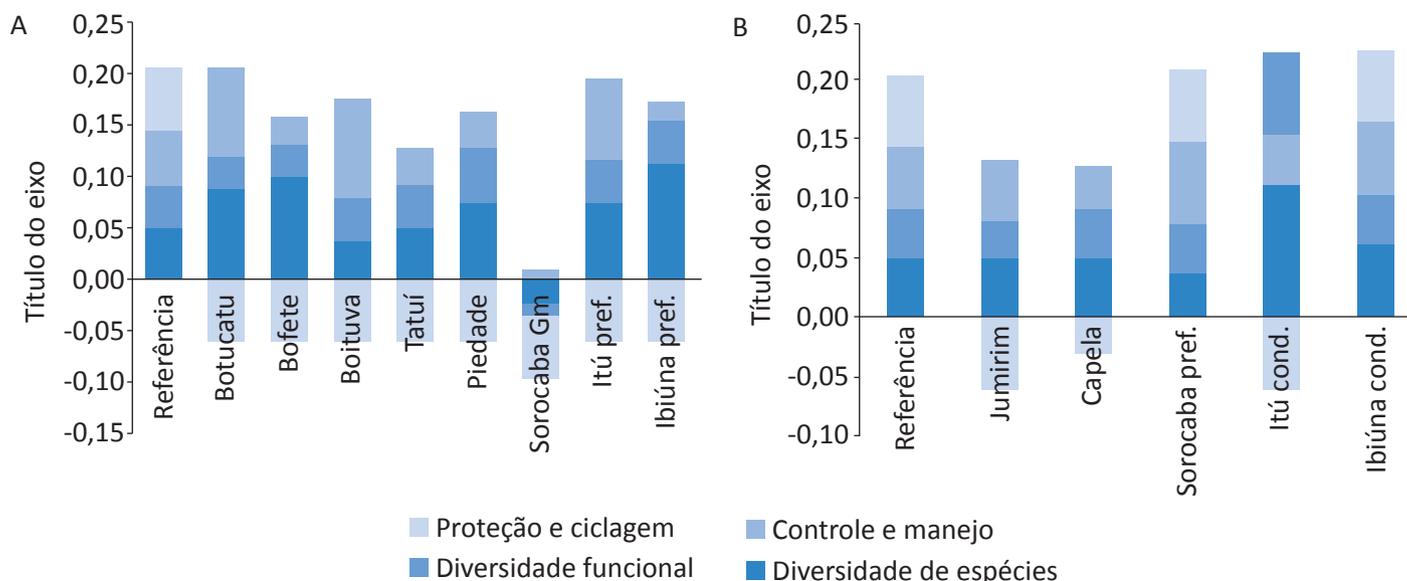
## Processos ecológicos

De maneira geral, a área de Sorocaba-GM foi a que apresentou maiores problemas com a perda total do plantio realizado. Em todas as áreas amostradas com até 7 anos de plantio houve problemas com a proteção do solo e ciclagem de nutrientes (Figura 1A). Essa condição pode estar relacionada com a alta incidência de luz nas áreas, a qual favorece a presença e o desenvolvimento de gramíneas invasoras (*Brachiaria decumbens*) (Tabela 4). A competição por nutrientes é um dos fatores que pode causar redução no crescimento das espécies tornando-as susceptíveis à presença de espécies invasoras (RIZZARDI *et al.*, 2001). Essa questão é relevante, uma vez que as áreas com maiores taxas de mortalidade também foram as que mostraram maior presença de invasoras, independentemente da idade de plantio (Tabela 4). Mesmo em plantios de idade superior a 7 anos, observou-se que, com exceção das áreas de Sorocaba pref. e Ibiúna cond., não foram encontrados fatores que promovem a proteção do solo e a ciclagem de nutrientes (Figura 1B). Contudo, a presença de gramíneas na área não foi o fator que determinou a presença ou não de serapilheira, uma vez que não houve correlação entre os dois fatores ( $r = -0,41$ ;  $p < 0,05$ ).

seguida de Ibiúna pref. (4 anos, 1,52 cm/ano) e Piedade (4 anos, 1,50 cm/ano). Das sete áreas onde foram amostrados o DAP, a maior taxa de Incremento Periódico Anual de Diâmetro Altura do Peito ( $IPA_{DAP}$ ) foi encontrada na área de Sorocaba Pref. (10 anos, 3,0 cm/ano) seguida por Boituva (5 anos, 2,53 cm/ano), Itu pref. (5 anos, 2,18 cm/ano) e Capela (14 anos, 1,87 cm/ano); os menores  $IPA_{DAP}$  foram observados nas áreas de Ibiúna cond. (15 anos, 0,87cm/ano) seguidos por Jumirim (15 anos, 1,12 cm/ano) e Tatuí (6 anos, 1,56 cm/ano). Os valores referentes ao  $IPA_{DAP}$  apresentaram valores semelhantes ao estudo desenvolvido por Chagas *et al.* (2004).

Se considerarmos os dados por sub-bacia, a que apresentou melhor desenvolvimento foi a sub-bacia 1, com média de  $IPA_H$  de 1,06 m/ano e  $IPA_{DAC}$  de 2,79 cm/ano, seguida pela sub-bacia 2, que em 10 anos teve um  $IPA_H$  de 0,68 m/ano e  $IPA_{DAP}$  de 1,80 cm/ano (Tabela 4). A pior situação referente ao  $IPA_H$  foi encontrada na sub-bacia 4, apresentando em 8 anos  $IPA_H$  de 0,39 m/ano, seguida pela sub-bacia 6, que exibiu com 9 anos um  $IPA_{DAP}$  na ordem de 1,19 cm/ano.

A adequada seleção de espécies e o conhecimento dos atributos funcionais das espécies arbóreas a serem utilizadas em um projeto de restauração são fundamentais e contribuem para restituir o equilíbrio dinâmico da comunidade vegetal. Por isso, faz-se necessário identificar as funções de cada indivíduo no ecossistema, sendo que um atributo importante para a restauração do solo é a fixação de nitrogênio ( $N_2$ ) atmosférico por meio da associação com bactérias diazotróficas, habilidade que algumas espécies arbóreas possuem, sendo uma opção de baixo custo para a realização desse procedimento (FARIA & FRANCO, 2002; ENGEL & PARROTTA, 2003). Por falta de recursos não foi realizada a amostragem do solo, o que não permitiu avaliar a presença de nutrientes. Embora estivessem presentes, nas áreas analisadas, 15 espécies fixadoras de  $N_2$  atmosférico, estas podem competir com as espécies não nodulíferas (SOUZA *et al.*, 1994), e algumas propriedades do ambiente, como a alta concentração de nitrato no solo, podem inibir a nodulação das bactérias fixadoras de  $N_2$  atmosférico, trazendo prejuízos ao projeto de restauração (SOUZA *et al.*, 1994; JACOB NETO *et al.*, 1998). Ainda no que se refere à qualidade do solo e à ciclagem de nutrientes, nas áreas houve a presença de espécies



**Figura 1 – Valores do índice de confiabilidade ecológica das áreas de restauração situadas na Bacia do Rio Sorocaba e Médio Tietê, São Paulo, com base nos descritores de diversidade da comunidade (diversidade de espécies e funcional), para avaliar a estabilidade e a resiliência das áreas, e nos descritores de manejo (controle e manejo e proteção do solo e ciclagem de nutrientes), referentes à avaliação da confiabilidade do sistema. (A) áreas entre 3 e 7 anos de implantação; (B) área com mais de 7 anos pós-plantios.**

consideradas como aportadoras de biomassa (LORENZI, 1992), tais como *Croton urucurana*, *Chorisia speciosa*, *Luehea divaricata*, *Bauhinia forficata* e *Peltophorum dubium*. Apesar disso, nas áreas estudadas não foram constatados os fatores que promovem a proteção do

solo e a ciclagem de nutrientes, ambas relacionadas com a presença de serapilheira (VITAL *et al.*, 2004). Nessa condição, uma alternativa para essas áreas seria o plantio de mais espécies aportadoras de biomassa e fixadoras de  $N_2$ , bem como boas práticas de adubação.

## CONCLUSÃO

Os resultados dos estudos mostraram que as áreas restauradas na Bacia do Rio Sorocaba e Médio Tietê se encontram em situação crítica, se comparadas com as recomendações das Resoluções SMA nº 8/2008 e SMA nº 32/2014. Essa conclusão é evidenciada pelo baixo número médio de espécies observadas ( $17 \pm 10$  espécies), sendo que apenas seis foram dominantes (31,7% de todos os indivíduos plantados na bacia). As espécies *Croton floribundus*, *Schinus terebinthifolius*, *Guazuma ulmifolia*, *Inga vera*, *Citharexylum myrianthum* e *Cordia sellowiana* mostraram alto potencial de adaptação às condições de plantio mais comumente utilizadas na região.

Dentre os principais fatores que interferiram no desenvolvimento das áreas plantadas, a baixa densidade de indivíduos (1.090 indivíduos/ha) e o baixo índice de sobrevivência de indivíduos por área podem ter permitido a entrada de luz, criando condições para o

surgimento de gramíneas invasoras. Esse acontecimento mostra a importância da escolha de espécies com desenvolvimento rápido, a fim de vencer essa etapa inicial da restauração quando a competição com as espécies invasoras, principalmente as gramíneas, for alta.

Em relação aos processos ecológicos, a adoção do ICFE foi uma ferramenta efetiva, permitindo constatar que projetos implantados não foram eficientes na restauração da cobertura vegetal e nem de processos ecológicos como o restabelecimento da regeneração natural, a proteção do solo, a ciclagem de nutrientes e a dispersão de sementes. As áreas estudadas não recuperaram aspectos estruturais em termos de formação de cobertura florestal com diversidade e estrutura similar a florestas de mesma idade, ou mesmo de outras restaurações, evidenciando a necessidade de se rever os procedimentos adotados nos mecanismos legais e técnicos de outros projetos na região.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Fundo Estadual dos Recursos Hídricos (FEHIDRO) a concessão de recursos para o Projeto “Parâmetros técnicos e indicadores de restauração de matas ciliares na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba e Médio

Tietê”, desenvolvido, em 2013, pela Universidade de Sorocaba (UNISO) em parceria com a Universidade Federal de São Carlos (UFSCar, campus Sorocaba) (Código do empreendimento: 2008-SMT-170, número do contrato: 357/2008).

## REFERÊNCIAS

AMADOR, D. B. Restauração de ecossistemas com sistemas agroflorestais. In: KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B.; MORAES, L. F. D.; OLIVEIRA, R. E.; ANGEL, V. L. *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*. Botucatu: FEPAF, 2003. p. 333-340.

ARONSON, J.; ALEXANDER, S. Ecosystem restoration is now a global priority: Time to roll up our sleeves. *Restoration Ecology*, v. 21, n. 3, p. 293-296, 2013. Disponível em: <[https://www.researchgate.net/publication/264705105\\_Ecosystem\\_Restoration\\_is\\_Now\\_a\\_Global\\_Priority\\_Time\\_to\\_Roll\\_up\\_our\\_Sleeves](https://www.researchgate.net/publication/264705105_Ecosystem_Restoration_is_Now_a_Global_Priority_Time_to_Roll_up_our_Sleeves)>. Acesso em: 19 jun. 2017.

ARONSON, J.; BRANCALION, P. H. S.; DURIGAN, G.; RODRIGUES, R. R.; ENGEL, V. L.; TABARELLI, M. et al. What Role Should Government Regulation Play in Ecological Restoration? Ongoing Debate in São Paulo State, Brazil. *Restoration Ecology*, v. 19, n. 6, p. 690-695, 2011. Disponível em: <[https://www.researchgate.net/publication/227828061\\_What\\_Role\\_Should\\_Government\\_Regulation\\_Play\\_in\\_Ecological\\_Restoration\\_Ongoing\\_Debate\\_in\\_Sao\\_Paulo\\_State\\_Brazil](https://www.researchgate.net/publication/227828061_What_Role_Should_Government_Regulation_Play_in_Ecological_Restoration_Ongoing_Debate_in_Sao_Paulo_State_Brazil)>. Acesso em: 19 jun. 2017.

BARBOSA, L. M.; BARBOSA, K. C. Políticas públicas para recuperação de áreas degradadas. In: SIMPÓSIO SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS COM ÊNFASE EM MATAS CILIARES, 2006, São Paulo. *Anais...* São Paulo, 2006. p. 1-58.

BARBOSA, L. M.; MANTOVANI, W. Degradação ambiental: conceituação e bases para o repovoamento vegetal. In: RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS DA SERRA DO MAR E FORMAÇÕES FLORESTAIS LITORÂNEAS. *Anais...* 2000. São Paulo: SMA, 2000. p. 33-40.

BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; KAGEYAMA, P. Y.; NAVE, A. G.; GANDARA, F. B. et al. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. *Árvore*, v. 34, n. 3, p. 455-470, 2010.

BRASIL. Decreto nº 8.972, de 23 de janeiro de 2017. Institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. *Diário Oficial da União*, Brasília, seção 1, 24 jan. 2017. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2015-2018/2017/decreto/D8972.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2017/decreto/D8972.htm)>. Acesso em: 19 jun. 2017.

\_\_\_\_\_. Resolução CONAMA nº 1, de 31 de janeiro de 1994. Define vegetação primária e secundária nos estágios pioneiro, inicial e avançado de regeneração da Mata Atlântica, a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de exploração da vegetação nativa no Estado de São Paulo. *Diário Oficial da União*, Brasília, Seção 1, p. 1684-1685, 3 fev. 1994.

BROWN, G. G.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; CONSTANTINO, R.; LOUZADA, J. N. C.; LUIZÃO, F. J.; WELLINGTON, J. et al. A importância da meso e macrofauna do solo na fertilidade e como bioindicadores. *Boletim Informativo da SBCS*, p. 38-43, 2009.

CHAGAS, R. K.; DURIGAN, D.; CONTIERI, W. A.; SAITO, M. Crescimento diametral de espécies arbóreas em Floresta Estacional Semidecidual ao longo de seis anos. In: VILAS BOAS, O.; DURIGAN, G. (Orgs.). *Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no Oeste Paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão*. São Paulo: Páginas e Letras, 2004. p. 265-290.

CHAZDON, R. L.; LETCHER, S. G.; BREUGEL, M.; MARTÍNES-RAMOS, M.; BONGERS, F.; FINEGAN, B. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 362, n. 1478, p. 273-289, 2007.

CLEWELL, A. F.; ARONSON, J. *Ecological restoration: principles, values, and structure of an emerging profession*. Washington, D. C.: Island Press, 2007.

DIAS, I. F. S. *O uso da biodiversidade na produção de sementes e mudas para restauração florestal*. 87 f. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2012.

DURIGAN, G.; ENGEL, V. L.; TOREZAN, J. M.; MELO, A. C. G.; MARQUES, M. C. M.; MARTINS, S. V. et al. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas. *Árvore*, v. 34, n. 3, p. 471-485, 2010.

ENGEL, V. L. Abordagem “BEF”: um novo paradigma na restauração de ecossistemas. In: SIMPÓSIO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA: DESAFIOS ATUAIS E FUTUROS, 4., São Paulo. *Anais...* São Paulo: Instituto de Botânica, 2011. v. 4. p. 155-165.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. *Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais*. Botucatu: Fepaff, 2003. p. 1-26.

FARIA, S. M. de; FRANCO, A. A. Identificação de bactérias eficientes na fixação biológica de nitrogênio para espécies leguminosas arbóreas. *Embrapa Agrobiologia*. 2002. 16 p.

GRAF, M. D. Foundations of Restoration Ecology. *Ecoscience*, v. 15, 2008. Disponível em: <[http://www.bioone.org/doi/abs/10.2980/1195-6860\(2008\)15\[137b:FORE\]2.0.CO;2](http://www.bioone.org/doi/abs/10.2980/1195-6860(2008)15[137b:FORE]2.0.CO;2)>. Acesso em: 19 jun. 2017.

GRAICHEN, J.; HEALY, S.; SIEMONS, A.; HÖHNE, N.; KURAMOCHI, T.; GONZALES-ZUÑIGA, S. et al. *Climate initiatives, national contributions, and the Paris Agreement*. 2016. Disponível em: <<https://www.oeko.de/oekodoc/2554/2016-079-de.pdf>>. Acesso em: 19 jun. 2017.

HALLETT, L. M.; DIVER, S.; EITZEL, M. V.; OLSON, J. J.; RAMAGE, B. S.; SARDINAS, H. et al. Do we practice what we preach? Goal setting for ecological restoration. *Restoration Ecology*, v. 21, n. 3, p. 312-319, 2013.

HOBBS, R. J.; HALLETT, L. M.; EHRLICH, P. R.; MOONEY, H. A. Intervention ecology: applying ecological science in the twenty-first century. *BioScience*, v. 61, n. 6, p. 442-450, 2011. Disponível em: <<http://www.bioone.org/doi/abs/10.1525/bio.2011.61.6.6?journalCode=bisi>>. Acesso em: 19 jun. 2017.

INSTITUTO DE PESQUISA TECNOLÓGICA – IPT. *Plano de bacia da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Sorocaba e Médio Tietê (UGRHI 10)*. Relatório Técnico nº 91 265-205. São Paulo, 2006.

JACKSON, S. T.; HOBBS, R. J. Ecological restoration in the light of ecological history. *Science*, New York, v. 325, n. 5940, p. 567-569, 2009.

JACOB NETO, J.; GOI, S. R.; SPRENT, J. I. Efeito de diferentes formas de nitrogênio na nodulação e crescimento de *Acacia mangium*. *Floresta e Ambiente*, v. 5, n. 1, p. 104-110, 1998.

KORTZ, A. R. *Composição Florística dos Fragmentos do campus da UFSCar Sorocaba*. Sorocaba, 2009.

LINDENMAIER, D. S.; BUDKE, J. C. *Florística, diversidade e distribuição espacial das espécies arbóreas em uma floresta estacional na bacia do rio Jacuí, Sul do Brasil*. 2006. Disponível em: <[https://www.researchgate.net/profile/Jean\\_Budke/publication/255632562\\_FLORSTICA\\_DIVERSIDADE\\_E\\_DISTRIBUIO\\_ESPACIAL\\_DAS\\_ESPCIES\\_ARBREAS\\_EM\\_UMA\\_FLORESTA\\_ESTACIONAL\\_NA\\_BACIA\\_DO\\_RIO\\_JACU\\_SUL\\_DO\\_BRASIL/links/00b49531f935c44242000000.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Jean_Budke/publication/255632562_FLORSTICA_DIVERSIDADE_E_DISTRIBUIO_ESPACIAL_DAS_ESPCIES_ARBREAS_EM_UMA_FLORESTA_ESTACIONAL_NA_BACIA_DO_RIO_JACU_SUL_DO_BRASIL/links/00b49531f935c44242000000.pdf)>. Acesso em: 3 fev. 2016.

LORENZI, H. *Árvores brasileiras: Manual de Identificação e Cultivo de Plantas Arbóreas Nativas do Brasil*. Nova Odessa: Plantarum, 1992. v. 1. 384 p.

MAGURRAN, A. E. *Medindo a diversidade biológica*. Curitiba: Editora da UFPR, 2011. 262 p.

MARTINS, R. B. *Diagnóstico dos produtores de mudas florestais nativas do Estado de São Paulo*. Programa Mata Ciliar. São Paulo: Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2011.

MASERA, O.; ASTIER, M.; LÓPEZ, R. S. *Sustentabilidad y manejo de recursos naturales: el marco de evaluación MESMIS*. México: Mundi-Prensa/GIRA/Instituto de Ecología, 1999. 109 p.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT – MEA. *United Nations Environmental Program*. 2005. Disponível em: <<http://www.millenniumassessment.org>>. Acesso em: 22 abr. 2017.

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. *Árvore*, v. 31, n. 2, p. 321-328, 2007.

MORAES, L. F. D.; ASSUMPÇÃO, J. M.; PEREIRA, T. S.; LUCHIARI, C. *Manual Técnico para a Restauração de Áreas Degradadas no Estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2006.

MUCHAILH, M. C.; RODERJAN, C. V.; CAMPOS, J. B.; MACHADO, A. L. T.; CURCIO, G. R. Metodologia de planejamento de paisagens fragmentadas visando a formação de corredores ecológicos. *Floresta*, v. 40, n. 1, p. 147-162, 2010. Disponível em: <<http://ojs.c3sl.ufpr.br/ojs/index.php/floresta/article/view/17106/11267>>. Acesso em: 12 fev. 2016.

ORSI, F.; GENELETTI, D.; NEWTON, A. C. Towards a common set of criteria and indicators to identify forest restoration priorities: An expert panel-based approach. *Ecological indicators*, v. 11, n. 2, p. 337-347, 2011.

PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; SILVA, J. M. S.; PIOTROWSKI, I.; LOPES, G. G. R.; FRANCO, F.; ALVARES, S. *Protocolo de Monitoramento da Funcionalidade Ecológica de Áreas de Restauração*. Sorocaba, 2015. Disponível em: <[https://www.researchgate.net/publication/283355875\\_PROTOCOLO\\_DE\\_MONITORAMENTO\\_DA\\_FUNCIONALIDADE\\_ECOLOGICA\\_DE\\_AREAS\\_DE\\_RESTAURACAO](https://www.researchgate.net/publication/283355875_PROTOCOLO_DE_MONITORAMENTO_DA_FUNCIONALIDADE_ECOLOGICA_DE_AREAS_DE_RESTAURACAO)>. Acesso em: 2 fev. 2016.

PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; FIGLIOSA, M. B.; SILVA, A. da. *Sementes florestais tropicais: da ecologia a produção*. Londrina: Associação Brasileira de Tecnologia de Sementes, 2014.

PIOTROWISKI, I. *Aptidão de espécies florestais em plantios de restauração em área de Floresta Estacional*. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2016.

REIS, A.; ZAMBONIN, R. M.; NAKAZONO, E. M. Recuperação das áreas degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal. *Cadernos da Reserva da Biosfera*, São Paulo, n. 14, 1999.

RIZZARDI, M. A.; FLECK, N. G.; VIDAL, R. A.; MEROTOO JÚNIOR, A.; AGOSTINETTO, D. Competição por recursos do solo entre ervas daninhas e culturas. *Ciência Rural*, v. 31, n. 4, p. 707-714, 2001. Disponível em: <<http://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/22373>>. Acesso em: 20 abr. 2016.

RODRIGUES, C. M. *Eficiência na adoção de medidas para recuperação de áreas degradadas no Estado de São Paulo*. Dissertação (Mestrado em Sustentabilidade na Gestão Ambiental) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2013.

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

RODRIGUES, R. R.; VIANI, R.; PADOVEZI, A.; FARAH, F. T.; GARCIA, L. C.; SANGLADE, L. D. et al. *Pacto pela Restauração da Mata Atlântica*. Protocolo de monitoramento para programas / projetos de restauração florestal. 2013. Disponível em: <<https://www.researchgate.net/publication/304073085>>. Acesso em: 19 jun. 2017.

SÃO PAULO. Resolução Conjunta SMA/IBAMA/SP n. 1, de 17 de fevereiro de 1994. Orienta os procedimentos de licenciamento de exploração da vegetação nativa no Estado de São Paulo. *Diário Oficial da União*, Seção 1, v. 132, 3 fev. 1994.

\_\_\_\_\_. Secretaria de Meio Ambiente. *Sistema de Cadastro Ambiental Rural (SICAR)*. 2017. Disponível em: <<http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/sicar/2017/06/2017-06-11-municipios.pdf>>. Acesso em: 19 jun. 2017.

SÃO PAULO. Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Naturais. *Monitoramento de áreas em recuperação*: subsídios à seleção de indicadores para avaliar o sucesso da restauração ecológica. São Paulo. SMA, 2011. Disponível em: <[http://www.sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/Repositorio/222/Documentos/Cadernos\\_Mata\\_Ciliar\\_4\\_Monitoramento.pdf](http://www.sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/Repositorio/222/Documentos/Cadernos_Mata_Ciliar_4_Monitoramento.pdf)>. Acesso em: 19 jun. 2017.

\_\_\_\_\_. Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Portaria CBRN 01/2015 – Anexo I – Protocolo de monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica. *Diário Oficial do Estado de São Paulo*, 17 jan. 2015.

\_\_\_\_\_. Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Resolução n. 8, de 31 de janeiro de 2008. *Diário Oficial do Estado de São Paulo*, São Paulo, 1º fev. 2008.

\_\_\_\_\_. Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Resolução n. 32, de 3 de abril de 2014. *Diário Oficial do Estado de São Paulo*, São Paulo, 5 abr. 2014.

\_\_\_\_\_. Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos. *Apoio técnico à elaboração dos planos municipais de saneamento e elaboração do plano regional de saneamento para os municípios da Bacia Hidrográfica dos Rios Sorocaba e Médio Tietê – UGRHI 10*. Plano Regional Integrado de Saneamento Básico. São Paulo: Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos, 2011b.

SCHIEVENIN, D. F.; TONELLO, K. C.; SILVA, D. A.; VALENTE, R. O. A.; FARIA, L. C.; THIERSCH, C. R. Monitoramento de indicadores de uma área de restauração florestal em Sorocaba-SP. *Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal*, v. 19, n. 1, p. 95-108, 2012. Disponível em: <[http://faef.revista.inf.br/imagens\\_arquivos/arquivos\\_destaque/f07jgTODeYSG26u\\_2013-4-29-15-13-59.pdf](http://faef.revista.inf.br/imagens_arquivos/arquivos_destaque/f07jgTODeYSG26u_2013-4-29-15-13-59.pdf)>. Acesso em: 25 abr. 2016.

SCORIZA, R. N.; PEREIRA, M. G.; PEREIRA, G. H. A.; MACHADO, D. L. Métodos para coleta e análise de serrapilheira aplicados à ciclagem de nutrientes. *Floresta e Ambiente*, v. 2, n. 2, p. 1-8, 2012. Disponível em: <[https://www.researchgate.net/profile/Deivid\\_Machado/publication/280578650\\_Metodos\\_para\\_coleta\\_e\\_analise\\_de\\_serrapilheira\\_aplicados\\_a\\_ciclagem\\_de\\_nutrientes/links/55bbbaa308aed621de0dc2aa.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Deivid_Machado/publication/280578650_Metodos_para_coleta_e_analise_de_serrapilheira_aplicados_a_ciclagem_de_nutrientes/links/55bbbaa308aed621de0dc2aa.pdf)>. Acesso em: 19 jun. 2017.

SEEHUSEN, S. E.; PREM, I. Por que pagamentos por serviços ambientais? In: GUEDES, B. F.; SEEHUSEN, S. E. (Orgs.). *Pagamento por serviços ambientais na Mata Atlântica*. Lições aprendidas e desafios. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2011. Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/estruturas/202/\\_arquivos/psa\\_na\\_mata\\_atlantica\\_licoes\\_aprendidas\\_e\\_desafios\\_202.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/202/_arquivos/psa_na_mata_atlantica_licoes_aprendidas_e_desafios_202.pdf)>. Acesso em: 12 fev. 2016.

SILVA, A. F.; OLIVEIRA, R. V.; SANTOS, N. R. L.; PAULA, A. Composição florística e grupos ecológicos das espécies de um trecho de floresta semidecídua submontana da Fazenda São Geraldo, Viçosa-MG. *Árvore*, v. 27, n. 3, p. 311-319, 2003.

SOARES-FILHO, B.; RAJÃO, R.; MACEDO, M.; CARNEIRO, A.; COSTA, W.; COE, M. et al. Cracking Brazil's forest code. *Science*, v. 344, n. 6182, p. 363-364, 2014.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION – SER. *International Primer on Ecological Restoration*. Version 2. 2004. Disponível em: <[http://c.yimcdn.com/sites/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/ser\\_publications/ser\\_primer.pdf](http://c.yimcdn.com/sites/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/ser_publications/ser_primer.pdf)>. Acesso em: 19 jun. 2017.

SOUZA, L. de; SILVA, M. F. da; MOREIRA, F. W. Capacidade de nodulação de cem leguminosas da Amazônia. *Acta Amazonica*, v. 24, n. 2, p. 9-18, 1994.

SOUZA, M. C. S.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; CASAGRANDE, J. C.; SILVA, S. F.; SCORIZA, R. N. Funcionalidade ecológica de sistemas agroflorestais biodiversos: Uso da serapilheira como indicador da recuperação de áreas de preservação permanente. *Floresta*, v. 46, n. 1, p. 75-82, 2016.

STOLARSK, O. C.; SGARBI, A. S.; KLEIN, A. W.; GORENSTEIN, M. R.; BECHARA, F. C. Avaliação inicial de plantio de espécies nativas pioneiras para a restauração de áreas degradadas no sudoeste do Paraná. In: CONGRESSO FLORESTAL PARANAENSE, 4., 2012. *Anais...* 2012. Disponível em: <[http://malinovski.com.br/CongressoFlorestal/Trabalhos/03-Manejo\\_Nativas/MFNativas-Artigo\\_06.pdf](http://malinovski.com.br/CongressoFlorestal/Trabalhos/03-Manejo_Nativas/MFNativas-Artigo_06.pdf)>. Acesso em: 25 abr. 2016.

SUGANUMA, M. S.; ASSIS, G. B.; MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Ecosistemas de referência para restauração de matas ciliares: existem padrões de biodiversidade, estrutura florestal e atributos funcionais? *Árvore*, Viçosa, v. 37, n. 5, p. 835-847, 2013.

SWAINE, M. D.; LIEBERMAN, D.; PUTZ, F. E. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. *Journal of Tropical Ecology*, v. 3, n. 4, p. 359-366, 1987.

TONELLO, K. C.; RODRIGUES, C. M. Efficiency in the adoption of measures for recovery of degraded areas in Brazil. In: WORLD FORESTRY CONGRESS, 14., Durban. *Anais...* 2015.

VIANI, R. A. G. *O uso da regeneração natural (Floresta Estacional Semidecidual e talhões de Eucalyptus) como estratégia de produção de mudas e resgate da diversidade vegetal na restauração florestal*. 203 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005. Disponível em: <<http://200.144.183.93/handle/SBURI/83469>>. Acesso em: 19 jun. 2017.

VILLELA, F. N. J.; MANFREDINI, S.; CORRÊA, A. J. M.; CARMO, J. B. Morfopedologia e zoneamento voltado à ocupação. *Revista do Departamento de Geografia*, v. 30, p. 179-192, 2015. Disponível em: <<http://www.journals.usp.br/rdg/article/view/102857>>. Acesso em: 19 jun. 2017.

VITAL, A. R. T.; GUERRINI, I. A.; FRANKEN, W. K.; FONSECA, R. C. B. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma floresta estacional semidecidual em zona ripária. *Árvore*, v. 28, n. 6, p. 793-800, 2004.

WORTLEY, L.; HERO, J. M.; HOWES, M. Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. *Restoration Ecology*, v. 21, n. 5, p. 537-543, 2013.