



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
Campus Sorocaba

VITOR HUGO DE CAMPOS FONSECA

**SELEÇÃO DE INDICADORES ECOLÓGICOS PARA A AVALIAÇÃO DE
PLANOS DE RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS**

Sorocaba
2011



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
Campus Sorocaba

VITOR HUGO DE CAMPOS FONSECA

SELEÇÃO DE INDICADORES ECOLÓGICOS PARA A AVALIAÇÃO DE PLANOS DE RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em “Diversidade Biológica e Conservação” na UFSCar *campus* Sorocaba/SP, para obtenção do título de mestre em Diversidade Biológica e Conservação.

Orientação: Prof. Dra. Fátima C. M. Piña-Rodrigues

Sorocaba
2011

F676s Fonseca, Vitor Hugo de Campos
Seleção de indicadores ecológicos para a avaliação de planos de restauração de áreas degradadas / Vitor Hugo de Campos Fonseca. -- Sorocaba, 2011.
86 f. : il. ; 28 cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, *Campus* Sorocaba, 2011.

Orientador: Fátima Conceição Márquez Piña-Rodrigues

Banca examinadora: Vilma Palazetti de Almeida, Kelly Cristina Tonello

Bibliografia

1. Integridade ecológica. 2. Reflorestamento. 3. Monitoramento ambiental. I. Título. II. Sorocaba-Universidade Federal de São Carlos.

CDD 634.956

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca do *Campus* de Sorocaba

VITOR HUGO DE CAMPOS FONSECA

**SELEÇÃO DE INDICADORES ECOLÓGICOS PARA A
AVALIAÇÃO DE PLANOS DE RESTAURAÇÃO DE ÁREAS
DEGRADADAS**

**Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação para obtenção do título de
mestre em Diversidade Biológica e Conservação.
Universidade Federal de São Carlos.
Sorocaba, 16 de Junho de 2011.**

Orientadora:

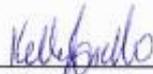


**Prof. Dra. Fátima Conceição Marquez Piña-Rodrigues
Universidade Federal de São Carlos – *Campus* Sorocaba**

Examinadores:



**Prof. Dra. Vilma Palazetti de Almeida
Pontifícia Universidade Católica de São Paulo – Sorocaba / SP**



**Prof. Dra. Kelly Cristina Tonello
Universidade Federal de São Carlos – *Campus* Sorocaba**

DEDICATÓRIA

Dedico aos meus pais, verdadeiros exemplos de amor e fé. Muito obrigado pelos imensos desafios superados para que, hoje, eu pudesse ter vencido um desafio tão maravilhoso quanto este. E dedico também a minha sobrinha Nara, que veio ao mundo iluminar nossas vidas!

AGRADECIMENTO

Agradeço primeiro a Deus por Ter enviado dois anjos na minha vida, chamados Sonia e Jurandy.

Agradeço a minha avó Benedita a quem dedicou sua vida por mim.

Agradeço a minha querida orientadora, pelo grande ensinamento profissional para a minha carreira. Todavia não somente por isso, mas pela humanidade, pela humildade, pela atenção para com as pessoas. Uma pessoa cujos valores sentimos por meio de seus calorosos abraços, sorrisos e muita disposição em ajudar as pessoas. Fátima, admiro muito você. Muito obrigado.

Agradeço a Profa. Vilma Palazetti de Almeida que já acompanha meu desenvolvimento profissional desde 2003. É uma satisfação tê-la até hoje colaborando com a minha carreira. Muito obrigado.

Agradeço profa. Kelly Cristina Tonello pela gentileza em participar dessa banca e da qualificação cujas recomendações foram pertinentes a este trabalho.

Agradeço à Luciana que durante os trabalhos de campo foi meu braço direito, esquerdo, meu outro lado, meu outro ponto de vista, uma pessoa com quem pude ter enriquecedoras discussões metodológicas e etimológicas.

Agradeço aos técnicos Cícero, Ivonir e Almir da UFSCar campus Sorocaba/SP pelas saídas a campo, materiais e toda ajuda que precisei durante o desenvolvimento do trabalho.

Agradeço aos meus colegas de turma, AÊ I TURMA QUEM É QUE COMANDA ESSE PPG ???

Um abraço caloroso a todos, em especial a Laíne pela amizade em primeiro lugar e pela parceria firme durante todo o tempo. Uma guerreira, meus parabéns pelo Enrico e pelo título de mestra bravamente defendido!!! Obrigado ainda por me visitarem e me darem o suporte que precisei logo após o acidente. São pessoas como vocês que fazem a diferença neste mundo.

Agradeço a Kaline pela produção dos mapas, muito obrigado!

Agradeço às Dra. Vera Lex Engel (FCA-UNESP campus Botucatu/SP) e Dra. Giselda Durigan (IF-Assis/SP) pelo aperfeiçoamento adquirido durante o I Curso de campo em Práticas de Pesquisa em Restauração de Ecossistemas – Estação Ecológica de Assis/SP e pela hospitalidade e carinho com que me receberam.

Agradeço ao Melo (IF-Assis/SP) pela indicação de trabalhos relevantes ao desenvolvimento dessa pesquisa.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Localização das áreas de estudo (AE) e referência (AR) consideradas como unidade de estudos, situadas nos municípios de Sorocaba e Itu, na bacia dos rios Sorocaba e Médio Tietê, SP. 22

Figura 2: Localização da área de estudo (AE-1), inserida no município de Sorocaba-SP. Coordenadas em UTM. 23

Figura 3: Localização regional e no Centro de Experimentos Florestais SOS Mata Atlântica - Grupo Schincariol da unidade de estudo – AE2, no município de Itu, SP. (Fonte: ARANHA *et al.*, 2008). 25

Figura 4: Área de estudo na região da microbacia do rio Ipaneminha – Sorocaba-SP, com a localização dos cinco fragmentos florestais estudados (F1 a F5) na área de referência e a localização das parcelas permanentes de levantamento florístico de 10 x 10 m (100 m²). F= fragmento; P= parcela; FL= faixa de vegetação. Coordenadas em UTM. 26

Figura 5: Cobertura de copas pelo método de linhas. Disponível em http://www.sigam.ambiente.sp.gov.br/SIGAM2/Repositorio/222/Documentos/CTecnica_01.pdf (MELO, 2010). 35

Figura 6: Valores conferidos ao indicador de paisagem em relação à seus atributos de relevo, rochiosidade, declividade e textura em cada área estudada. (Para relevo, considera-se 0 = plano; 2 = suavemente ondulado; 4 = fortemente ondulado. Para rochiosidade, considera-se ausência = 0 e presença = 1. Para declividade, 0 = plana; 2 = moderada; 4 = alta. Para a textura do solo, 0 = arenoso; 2 = misto; 4 = argiloso); 38

Figura 7: Vertente dominante nas parcelas das áreas de restauração situadas em Sorocaba (AE1) e Itu (AE2) e de dos fragmentos de referência (AR) em Sorocaba-SP. 39

Figura 8: Perturbações antrópicas das áreas de restauração situadas em Sorocaba (AE1) e Itu (AE2) e de dos fragmentos de referência (AR) em Sorocaba-SP. Classificação de zero (perturbação presente, em alta intensidade) a quatro (ausente). 40

Figura 9: Dendrograma resultante da análise de agrupamento com base na composição florística e densidade de indivíduos nas áreas de estudo de restauração de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2) e de referência (AR), situada em fragmentos em Sorocaba- SP. AE= área de estudo; AR=área de referência. 42

Figura 10: Percentual de espécies nativas e exóticas entre as áreas de estudo de restauração de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2), 43

Figura 11: Presença e ausência de epífitas e lianas nas nas áreas de estudo de restauração de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2) e de referência (AR), situada em fragmentos em Sorocaba-SP. 44

Figura 12: Densidade de indivíduos arbóreos nas áreas de estudo de restauração de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2) e de referência (AR), em relação ao valor preconizado na Resolução SMA n° 08/08. 45

Figura 13: Boxplot dos dados de circunferência à altura do peito (CAP – cm) dos indivíduos arbóreos nas áreas de estudo de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2) e de referência (AR), situada em fragmentos em Sorocaba- SP. 46

Figura 14: Boxplot dos dados de incremento médio anual diamétrico dos indivíduos arbóreos nas áreas de estudo de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2) . 47

Figura 15: Coeficiente de variação (%) para a altura total e do fuste dos indivíduos arbóreos das áreas de estudo de restauração de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2) e de referência (AR), situada em fragmentos em Sorocaba- SP. 48

Figura 17: Boxplot dos dados de altura do fuste em metros (Hf.m) dos indivíduos arbóreos das áreas de estudo de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2) e de referência (AR), situada em fragmentos em Sorocaba- SP. 50

Figura 19: Boxplot dos dados de porcentagem de cobertura do solo por gramíneas invasoras entre as áreas de estudo de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2) e de referência (AR), situada em fragmentos em Sorocaba- SP. 52

Figura 20: Boxplot dos dados de porcentagem de cobertura do solo por herbáceas entre as áreas de estudo de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2) e de referência (AR), situada em fragmentos em Sorocaba- SP. 53

Figura 21: Boxplot dos dados de porcentagem de cobertura do solo pela regeneração natural entre áreas as áreas de estudo de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2) e de referência (AR), situada em fragmentos de Sorocaba/SP. 54

Figura 22: Boxplot dos dados de altura da serapilheira (cm) entre as áreas de estudo (AE) e área de referência (AR). 55

Figura 23: Resultados dos indicadores de competição relativos à taxa (%) de cobertura do solo por gramíneas, regeneração natural e herbáceas e percentual de luz incidente no solo entre as áreas de estudo de restauração de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2) e de referência (AR), situada em fragmentos em Sorocaba- SP. Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si a 5% de probabilidade, para cada indicador analisado. 56

Figura 24: Percentual do número de espécies classificados por síndrome de dispersão entre as áreas de estudo de restauração de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2), em relação ao valor preconizado na Resolução SMA n° 08/08. 60

Figura 25: Percentual de espécies classificadas por grupo funcional (Pioneira e Não Pioneira) entre as áreas de estudo de restauração de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2), em relação ao valor preconizado na Resolução SMA n° 08/08. 61

Figura 26: Percentual do número de indivíduos classificados por grupo sucessional entre as áreas de estudo de restauração de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2), em relação ao valor preconizado na Resolução SMA n° 08/08. 62

Figura 27: Percentual de mortalidade dos indivíduos arbóreos nas áreas de estudo de restauração de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2), 63

Figura 28: Frequência das classes de herbivoria entre as áreas de estudo de restauração de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2) e de referência (AR), situada em fragmentos em Sorocaba- SP. 64

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1: Principais características das áreas de estudo (AE) e área de referência (AR). 22
- Tabela 2: Área total e percentual dos tipos de formações ocorrentes no Centro de Experimentos Florestais (CEF) SOS MATA ATLÂNTICA/GRUPO SCHINCARIOL (Extraído de: ARANHA *et al.*, 2008) 23
- Tabela 3: Conjunto de indicadores e seus respectivos atributos propostos para a avaliação das áreas de estudo e dos fragmentos de referência localizados em Sorocaba e Itu, SP. CAP= circunferência altura do peito. 27
- Tabela 4: Descrição dos parâmetros e critérios aplicados para os atributos de paisagem utilizados na avaliação das áreas de revegetação (AE) e dos fragmentos de referência (AR) localizados em Sorocaba e Itu, SP. 28
- Tabela 5: Parâmetros e critérios aplicados para os atributos de composição utilizados na avaliação das áreas de revegetação e dos fragmentos de referência localizados em Sorocaba e Itu, SP. AR= área de referência. 30
- Tabela 6: Parâmetros e critérios aplicados para os atributos de estrutura utilizados na avaliação das áreas de revegetação e dos fragmentos de referência localizados em Sorocaba e Itu, SP. 32
- Tabela 7: Parâmetros e critérios aplicados para os atributos de função ecológica utilizados na avaliação das áreas de revegetação e dos fragmentos de referência localizados em Sorocaba e Itu, SP. 33
- Tabela 8: Atribuição de peso aos parâmetros dos indicadores, em relação ao possível comprometimento do projeto em curto, médio ou longo prazo, e o grau de dificuldade de correção e necessidade de manejo (BELLOTTO *et al.*, 2009). 37
- Tabela 9: Classificação dos indicadores, segundo seus valores de eficiência. EF= Eficiência final. 37
- Tabela 10: Resultado da análise de diversidade e de distribuição espacial das espécies para as áreas de restauração situadas em Sorocaba (AE1), Itu (AE2) e dos fragmentos florestais de referência (AR) em Sorocaba, SP. Valores de IG= 0 (máximo aleatório); IG> 1 (máxima agregação); IG= negativo (distribuição uniforme). 41
- Tabela 14: Cômputo dos atributos da paisagem e do indicador de perturbações antrópicas. EF= Eficiência final. 66
- Tabela 15: Cômputo total da eficiência dos atributos de composição da vegetação. EF= Eficiência final. 67
- Tabela 16: Cômputo da eficiência dos atributos de estrutura da vegetação. EF= Eficiência final. 69
- Tabela 17: Análise da eficiência dos atributos funcionais do ecossistema. EF= Eficiência final. 70
- Tabela 18: Conjunto mínimo de atributos para cada indicador – paisagem, perturbações antrópicas, composição, estrutura e função – sugeridos para avaliação e monitoramento de áreas restauradas em fase inicial de implantação. 71

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	14
2.	REVISÃO DE LITERATURA.....	16
2.1	FRAGMENTAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA	16
2.2	RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS.....	17
2.3	INTEGRIDADE ECOLÓGICA	18
2.4	INDICADORES ECOLÓGICOS	19
2.5	AVALIAÇÃO E MONITORAMENTO FLORESTAL	20
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	21
3.1	SELEÇÃO DAS UNIDADES DE ESTUDO	21
3.2	UNIDADES DE ESTUDO.....	22
3.2.1	AE1-GM:	23
3.2.2	AE2-CEF:.....	23
3.2.3	AR-UFSCar:.....	26
3.3	APLICAÇÃO DE INDICADORES.....	27
3.3.1	Indicadores da Paisagem	28
3.3.2	Indicadores de perturbações antrópicas	29
3.3.3	Indicadores de composição:	29
3.3.4	Indicadores de estrutura	31
3.3.5	Indicadores de função.....	32
3.4	AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DOS INDICADORES ECOLÓGICOS	36
4	ANÁLISE DOS DADOS	37
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	38
5.1	CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS	38
5.1.1	Indicadores de paisagem.....	38
5.1.2	Indicadores de Perturbações Antrópicas	39
5.1.3	Indicadores de composição	40
5.1.4	Indicadores de estrutura	45
5.1.4.1	Abundância e estrutura horizontal das plantas	45
5.1.4.2	Estrutura vertical da população.....	48
5.1.5	Indicadores de função.....	51
5.1.5.1	Cobertura e proteção do solo.....	51

.....	Aporte de Biomassa	
.....		54
5.1.5.2.....		54
5.1.5.3 Competição.....		55
5.1.5.4 Sucessão.....		59
5.1.5.5 Sanidade.....		62
5.1.5.6 Herbivoria.....		63
5.2 ANÁLISE DAS ÁREAS ESTUDADAS COM BASE NOS INDICADORES.....		64
5.3 AVALIAÇÃO DOS INDICADORES.....		65
5.3.1 Indicadores de Paisagem e Perturbações Antrópicas.....		65
5.3.2 Indicador de Composição:.....		66
5.3.3 Indicador de Estrutura:.....		68
6 CONCLUSÕES.....	Erro! Indicador não definido.	
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....		74

SELECTION OF INDICATORS FOR ECOLOGICAL ASSESSMENT OF PLANS RESTORATION OF DEGRADED ÁREAS

ABSTRACT

Ecological indicators are useful tools for forest monitoring. It is known that most restoration projects are doomed to failure due to factors of multiple spheres, and lead to a succession challenge course desirable. The practical relevance of the concept of *ecological integrity* objectives directed this study that, in general seeks to define practical indicators that can express the conditions of the areas restored in the early stages of restoration (up to 5 years). The indicators were rated from 0 to 3, according to criteria such as ease of measurement, degree of variation of response, ability to predict changes in the system, and weights of 1 to 3, given the degree of importance of each attribute of the indicators . The product of the note by the weight of each indicator expressed a measure of its efficiency (EF). In relation to indicators of composition, structure and function in each area, the AE2 was the one that appeared in better health. In relation to indicators of composition, structure and function of the area Itu (AE2) which was presented in a better position when compared to AE1. Among the indicators of composition, richness, diversity (H') and the presence of exotic species were the most effective attributes, in relation to the structure, attributes were more effective tree density, the average annual increment of the variables and the dendrometric the indicator function, land cover, competition and sanity were more efficient in detecting changes and changes in areas so fast, convenient and understandable.

Keywords: Ecological integrity. 2. Forest Restoration. 3. Environmental Monitoring.

SELEÇÃO DE INDICADORES ECOLÓGICOS PARA A AVALIAÇÃO DE PLANOS DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS

RESUMO

Indicadores ecológicos são ferramentas úteis para o monitoramento florestal. Sabe-se que a maioria dos projetos de restauração são fadados ao insucesso devido a fatores de múltiplas esferas, sendo um desafio conduzir a sucessão a rumos desejáveis. A relevância prática do conceito de *integridade ecológica* direcionou os objetivos deste estudo que, de forma geral busca definir indicadores práticos que possam exprimir as condições das áreas restauradas em fase inicial de restauração (até 5 anos). Os indicadores receberam notas de 0 a 3, de acordo com critérios, tais como facilidade de mensuração, grau de variação da resposta, capacidade de prever alterações no sistema, e pesos de 1 a 3, devido ao grau de importância de cada atributo dos indicadores. O produto da nota pelo peso de cada indicador exprimiou a medida de sua eficiência (EF). Em relação aos indicadores de composição, estrutura e função em cada área, a AE2 foi a que se apresentou em melhores condições de integridade. Em relação aos indicadores de composição, estrutura e função a área de Itu (AE2) foi a que se apresentou em melhores condições quando comparada a AE1. Dentre os indicadores de composição, a riqueza, a diversidade (H') e a presença de espécies exóticas foram os atributos mais eficientes; em relação à estrutura, os atributos mais eficientes foram a densidade de arbóreas, o incremento médio anual das variáveis dendrométricas e quanto ao indicador de função, a cobertura do solo, a competição e a sanidade foram mais eficientes em detectar mudanças e alterações nas áreas de modo rápido, prático e compreensível.

Palavras-chave: Integridade ecológica. 2. Restauração Florestal. 3. Monitoramento Ambiental.

1. INTRODUÇÃO

O Domínio da Floresta Atlântica Brasileira originalmente estendia-se por 150 milhões de hectares distribuídos em condições elevadas de heterogeneidade ambiental ao longo da costa oriental brasileira, favorecendo altos níveis de endemismos e rica diversidade biológica. Neste bioma ocorrem cerca de 20.000 espécies de plantas vasculares, 261 de mamíferos, 688 de aves, 200 de répteis, 280 de anfíbios e muitas outras que ainda requerem descrição científica (SILVA & CASTELETTI, 2003). Vários estudos estimaram a cobertura remanescente da Floresta Atlântica Brasileira com uso de diferentes métodos e critérios e os resultados obtidos foram distintos. Enquanto dados anteriores consideram de 7 a 8% da cobertura original (SOS MATA ATLÂNTICA/INPE, 1993, 2000), a estimativa recente é 10,6% (SOS MATA ATLÂNTICA/INPE, 2008) a 27% (IESB *et al.*, 2007) da cobertura original.

Recentemente foi publicado estudo conduzido no Domínio da Mata Atlântica, cujos pesquisadores visaram conhecer, por meio de sensoriamento remoto, o quanto ainda existe e a distribuição espacial dos fragmentos remanescentes (RIBEIRO *et al.*, 2009). Segundo os autores, embora tenha sido constatado que a área de cobertura remanescente (11,4 – 16,0%) seja maior do que a de 10,6% (SOS MATA ATLÂNTICA/INPE, 2000) atualmente aceita, o grau de fragmentação é altíssimo. Os maiores fragmentos localizam-se na Serra do Mar e juntos totalizam mais de 2.000.000 ha (13% da cobertura remanescente). Por outro lado, 83,4% dos fragmentos de Floresta Atlântica são menores do que 50 ha e somam 20% da cobertura remanescente. Fragmentos menores de 250 ha representam 97% do número total e somam quase 42% da área de floresta, ao contrário de 0,03% (77 fragmentos) maiores que 10.000ha (RIBEIRO *et al.*, 2009).

Na bacia hidrográfica dos rios Sorocaba e Médio-Tietê, 83% dos fragmentos mapeados apresentam área até 20 hectares, enquanto o município de Sorocaba detém 100 fragmentos de remanescentes florestais com área menor do que 10 hectares, dos 155 mapeados, o que representa a segunda maior concentração de fragmentos florestais do estado (KRONKA *et al.* 2005) e se caracteriza como uma zonal ecotonal, com intersecção de florestas estacional, ombrófila mista e densa, com áreas de cerrado (ALBUQUERQUE & RODRIGUES, 2000).

Nesta região, a restauração de áreas degradadas deve ser prioritária, não só com o objetivo de recompor a vegetação, mas também de recuperar a conectividade entre os fragmentos de mata remanescentes, restaurando também a funcionalidade da paisagem. A restauração de áreas degradadas no Estado de São Paulo é estabelecida por legislação específica e pode resultar de medidas legais impostas para compensar danos ambientais no ato do licenciamento ambiental (Termos de Compromisso de Recuperação Ambiental – TCRA) ou para restauração de áreas de preservação permanente e averbação de reserva legal.

Os TCRA's têm a finalidade de estabelecer as ações compensatórias proporcionais ao dano em terra, que deverão constar no Plano de Recuperação de Área Degradada (PRAD) a ser implantado. Neste contexto, as Resoluções SMA n.º 21/01, n.º 47/03, n.º 8/08 tratam das diretrizes sobre a implantação do reflorestamento heterogêneo para recuperação de áreas degradadas. Propositivamente, priorizam as seguintes áreas: (a) aquelas consideradas de preservação permanente pela Lei Federal n.º 4771 de 15 de setembro de 1965 (artigos 2º e 3º), em especial localizadas em nascentes e olhos d'água; (b) de interligação de fragmentos florestais remanescentes na paisagem regional (corredores ecológicos) e (c) de elevado potencial de erodibilidade, tendo em vista as relevantes funções destas áreas para a dinâmica ecológica.

Contudo, a eficiência da recuperação destas áreas depende também de ações de avaliação e monitoramento da restauração da integridade ecológica (TIERNEY *et al.*, 2009). O monitoramento ao longo do tempo de alguns parâmetros pode servir como ferramenta para a avaliação dos objetivos contidos nos projetos (GANDOLFI, *et al.*, 2006). Para isto é necessária a aplicação de indicadores ecológicos capazes de avaliar a restauração de processos ecológicos e a recuperação de uma área (RODRIGUES, 1998).

Os sistemas ecológicos são dinâmicos e flutuações em suas características são naturais, sendo tais flutuações dependentes de fatores intrínsecos ao próprio ambiente e à estabilidade das populações (RICKLEFS, 2003). Por isto, informações de referência que subsidiem a avaliação e o monitoramento das áreas restauradas são de fundamental importância (RUIZ-JAEN & AIDE, 2005). A demanda por estas informações e a relevância prática do conceito de integridade ecológica (TIERNEY *et al.*, 2009) direcionaram os objetivos deste estudo que, de forma geral, busca selecionar um conjunto de indicadores capazes de avaliar áreas em processo inicial de restauração (até 5 anos), permitindo exprimir e analisar a capacidade de autoregeneração e resiliência do sistema.

A justificativa para o desenvolvimento do projeto foi concebida baseada no fato de que, atualmente, os processos decisórios no tocante ao atendimento da legislação florestal são subjetivos e bastante condicionados à visão do técnico. Segundo o artigo 10, §1º da Resolução SMA n.º 08 31 de janeiro de 2008, o sucesso da restauração deve ser alcançado até 24 meses de implantação do projeto e, além deste prazo, a fiscalização e a estrutura ambiental brasileiras não são eficientes em dar continuidade ao monitoramento. Nesta condição entende-se como sucesso a não dependência do sistema de intervenção antrópica, não requerendo, portanto, serviços de manutenção. O uso de indicadores ecológicos pode fornecer informações valiosas sobre a evolução e o potencial de resiliência do ecossistema, além de reduzir a subjetividade na tomada de decisão do sucesso de estabelecimento dos projetos de restauração e recuperação ambiental.

O licenciamento ambiental é entendido neste trabalho como uma alternativa potencial para entrelaçar a prática da restauração, as técnicas de recuperação e a pesquisa científica. Além disto, foi proposto para dar subsídios às tomadas de decisão no que tange à legislação florestal, que atualmente encontra-se em vias de discussão no Congresso Nacional Brasileiro. Diante disto, os objetivos do estudo foram: (a) *caracterizar os Planos de Recuperação de Áreas Degradadas em relação ao desenvolvimento e estabelecimento das espécies florestais*; (b) *desenvolver e testar a aplicação de um conjunto de indicadores para analisar o processo de recuperação das áreas estudadas*; (c) *analisar a eficiência dos indicadores empregados na avaliação da restauração de áreas em diferentes idades*.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 FRAGMENTAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA

A fragmentação de habitats atualmente se configura como um dos maiores desafios à conservação da biodiversidade (VIANA, 1995; WILSON, 2002) e, especialmente na Mata Atlântica é um desafio para toda comunidade brasileira (ALMEIDA, 1998). As pesquisas sobre os efeitos da fragmentação de habitats como ameaça à manutenção da diversidade biológica pode ser investigada tanto sob diferentes aspectos ecológicos – baseados em riqueza de espécies, composição e dinâmica de populações biológicas (BIERREGAARD *et al.*, 1992) – como genéticos, no que se refere a estudos da genética de populações e suas implicações na perda da variabilidade genética (perda de genes alelos) pela fragmentação e isolamento reprodutivo das populações (TEMPLETON *et al.*, 1990; PENHALBER & MANTOVANI, 1997).

Vasta literatura ressalta os efeitos da fragmentação de habitats nos mais diversos grupos de organismos e biomas, como por exemplo, plantas (YOUNG *et al.*, 1996), anfíbios (CUSHMAN, 2006; DIXO *et al.*, 2008), mamíferos (BENNETT, 1990), lagartos (CUNNINGHAM & MORITZ, 1998) e aves (MARTENSEN *et al.*, 2008). No cerrado, os efeitos de fragmentação foram pesquisados por Carvalho *et al.*, (2009) e na Amazônia, o projeto de “Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais” representa o maior estudo em longo-prazo que vem investigando as consequências da fragmentação na Floresta Amazônica (BIERREGAARD *et al.*, 1992). Os autores destacam, ainda, a importância de estudos de monitoramento em longo-prazo de comunidades de diferentes grupos biológicos e afirmam que a perda da diversidade biológica é apenas um dos impactos causados pela fragmentação de habitats.

As pressões sofridas pelas florestas tropicais para o desmatamento devem-se à expansão da agricultura, da pecuária, das cidades, à construção de hidroelétricas e até mesmo a programas governamentais como o Pró-álcool (BARBOSA, 2001). O nível de degradação e fragmentação do bioma Mata Atlântica é crítico e devido a tal é considerado um dos 25 *hotspots* de biodiversidade

(MYERS *et al.*, 2003). A grande maioria dos fragmentos é pequena e os maiores de 250 ha não somam 3% do número total e estão localizados no litoral do Estado de São Paulo (RIBEIRO, *et al.*, 2009).

Este cenário sugere a necessidade de manejo adequado e de conservação dos pequenos fragmentos remanescentes de Floresta Atlântica aliados à recuperação de áreas degradadas (ALMEIDA, 1998). Estes remanescentes de floresta são importantes porque, em conjunto com áreas restauradas, reduzem o isolamento (YOUNG, 1996), aumentam a conectividade entre áreas potenciais (BENNETT, 1990; HOLL, 1998) e diminuem o isolamento médio entre os fragmentos (RIBEIRO *et al.*, 2009).

2.2 RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS

No Estado de São Paulo, estudos sobre recuperação das áreas degradadas constituem-se em um dos desafios estabelecidos nos principais programas de políticas públicas da Secretaria de Estado do Meio Ambiente de São Paulo (SMA) (BARBOSA *et al.*, 2003). Rodrigues & Gandolfi (2001) consideram que os programas de recuperação de áreas degradadas deixaram de ser mera aplicação de práticas agrônômicas ou silviculturais de plantios de espécies perenes. Segundo os autores, as tentativas limitadas de remediar um dano que, na maioria das vezes poderia ter sido evitado, fazem parte do passado e, atualmente, a restauração deve assumir a difícil tarefa da reconstrução dos processos ecológicos de forma a garantir a perpetuação e a evolução da comunidade no espaço e no tempo.

Embora haja confusão na definição dos termos restauração e recuperação, há uma tendência mundial pelo uso do termo restauração (ENGEL & PARROTA, 2003), no sentido de recuperar a estabilidade e a integridade biológica dos ecossistemas naturais (SER, 2004). Com o desenvolvimento da ecologia da restauração, o termo passou a ser mais claramente definido e utilizado no mundo nos últimos anos (ENGEL & PARROTA, 2003). Já o Sistema Nacional de Unidades de Conservação, a Lei Federal nº 9.985 de 18 de Julho de 2000, define os termos, no artigo 2º, como “*recuperação: restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada a uma condição não degradada, que pode ser diferente de sua condição original; e restauração: restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada o mais próximo possível da sua condição original.*” A Resolução SMA nº 08, de 31 de janeiro de 2008 fixa orientações sobre o reflorestamento heterogêneo e define recuperação florestal como “*restituição de uma área desflorestada, perturbada ou degradada à condição de floresta nativa, de acordo com projeto previamente elaborado para ocupação da área.*”

Engel & Parrota (2003) destacam que, no Brasil e em outros países, a restauração ecológica e a recuperação de áreas degradadas têm se desenvolvido de maneira independente e afirmam que as

técnicas de recuperação poderiam estar aliadas à restauração, desde que outras preocupações adicionais fossem incluídas, tais como diversidade e composição, funcionamento dos ecossistemas e estabilidade em longo prazo.

Mesmo que muitos autores tenham sugerido vários indicadores de monitoramento de áreas restauradas, entre eles, formigas (ANDERSEN, 1997), comunidade de vertebrados (JANSEN, 1997), densidade de minhocas (ZOU & GONZALEZ, 1997), banco de sementes (LINDNER, 2009), características físico-químicas do solo e microrganismos associados (BENTHAM *et.al.*, 1992), a maioria dos trabalhos de avaliação do sucesso dos reflorestamentos fica concentrada nos estudos sobre a dinâmica da comunidade vegetal, isto porque os processos de restauração estão intrinsecamente relacionados com a vegetação (JANSEN, 1997; YOUNG, 2000; LEOPOLD *et al.*, 2001).

2.3 INTEGRIDADE ECOLÓGICA

A integridade ecológica é o conceito-chave para o manejo de recursos naturais e proteção ambiental, fundamental para a seleção de variáveis de monitoramento e avaliação do progresso rumo aos objetivos do manejo ecologicamente fundamentado (ANDREASEN *et al.*, 2001; NIEMI & McDONALD, 2004; TIERNEY *et al.*, 2009). Em muitos órgãos internacionais este conceito é sinônimo de qualidade ambiental (ANDREASEN *et al.*, 2001). Um índice aquático de integridade biótica (IBI) foi desenvolvido, testado e é largamente usado, mas nenhum índice terrestre de integridade do ecossistema existe. O IBI é baseado em 12 medidas de reprodução, composição, saúde e abundância de peixes (KARR, 1981).

O conceito de integridade ecológica está relacionado com a integridade biológica e a saúde ecológica, e é considerada ferramenta prática para o manejo e monitoramento ambiental (TIERNEY *et al.*, 2009). Segundo os mesmos autores, integridade é a qualidade de ser “indestrutível” (*unimpaired*), “perfeito” (*sound*) ou completo. O conceito refere-se à totalidade do sistema, incluindo presença de determinadas espécies, populações e comunidades e ocorrência de processos ecológicos em taxas e escalas distintas (KARR, 1981), bem como as condições ambientais que suportam esses taxa e processos (DALE & BEYELER, 2001). A integridade ecológica tem sido definida como medida de composição, estrutura e função do ecossistema, em relação às variações naturais ou histórico de variações (ANDREASEN *et al.*, 2001; DALE & BEYELER, 2001; TIERNEY *et al.*, 2009). Segundo Niemi & McDonald (2004), não é fácil avaliar a integridade ecológica de um ecossistema, pelo caráter abrangente de variáveis que atuam sob determinado organismo ou população.

A primeira etapa no sentido de analisar a integridade ecológica é definir-se um conjunto de dados capazes de distinguir um cenário muito degradado de um apenas degradado em comparação

com aqueles estados “perfeitos”, “indestrutíveis” e “funcionais”, ou seja, ter informações de referência, além da atribuição de pesos e notas aos indicadores (TIERNEY *et al.*, 2009). As medidas selecionadas devem ter propriedades capazes de tipificar um ecossistema particular ou atributos que mudem previsivelmente em resposta ao estresse, sendo abrangente o suficiente para conter medidas de estrutura, função e composição de um ecossistema no espaço e no tempo (ANDREASEN *et al.*, 2001; NIEMI & McDONALD, 2004; TIERNEY *et al.*, 2009). Além disso, deve ser de acesso prático, mensurável, acessível, comparável, sensível e compatível com os objetivos do projeto (BARBOSA, 2001; DALE & BEYELER, 2001).

A segunda etapa é determinar os pontos que distinguem as condições esperadas, aceitáveis, daquelas indesejadas e sujeitas ao manejo (TIERNEY *et al.*, 2009). Por isto, cabe reforçar a necessidade de se ter áreas de referência em estudos que avaliem o sucesso de projetos de restauração para definição de padrões estabelecidos para diversas regiões, de modo que sirvam como referenciais de comparação (RUIZ-JAEN & AIDE, 2005).

2.4 INDICADORES ECOLÓGICOS

O público tem crescentemente reivindicado o melhor entendimento sobre as condições do ambiente e se estas se tornam piores com o passar do tempo (NIEMI & McDONALD, 2004). O desenvolvimento de indicadores cientificamente testados para estabelecer linhas de base e tendências ambientais é uma necessidade universal de vários níveis e, por isso, governos federais nos Estados Unidos e Canadá (Environment Canada and U.S. EPA 2003), Europa (www.eionet.eu.int) e Austrália (www.csiro.au/csiro/envind/index.htm) têm desenvolvido ou estão desenvolvendo programas de monitoramento com uso de indicadores ecológicos. Acordos internacionais recentes têm reivindicado o uso de indicadores sobre o estado do ambiente (NIEMI & McDONALD, 2004). Eles podem ser usados para avaliar as condições do ambiente, o grau de degradação da paisagem ou avaliar o sucesso de projetos de restauração (RUIZ-JAEN & AIDE, 2005; GODÍNEZ-ALVAREZ *et al.*, 2009; BRANCALION, *et al.*, 2009). Em virtude de a população humana continuar a crescer exponencialmente (COHEN, 2003) e a conseqüente demanda ambiental, a aplicação de indicadores para determinar o *status* e as tendências nas condições ambientais continuará a crescer (NIEMI & McDONALD, 2004).

Os últimos 40 anos têm enunciado rápida aceleração no interesse científico para o desenvolvimento e uso de indicadores ecológicos, inclusive, em 2001, um periódico científico chamado *Ecological Indicators* foi criado (NIEMI & McDONALD, 2004). As justificativas para o uso de indicadores vêm da necessidade de avaliar, estimar, calcular as condições nos mecanismos regulatórios, sustentabilidade ou decisões referentes à biodiversidade (NIEMI & McDONALD, 2004). Porém, embora

indicadores permitam avaliar e monitorar as condições ambientais, o desenvolvimento destes é considerado um desafio pelo caráter ecológico complexo, determinado por inúmeras variáveis (DALE & BEYELER, 2001; TIERNEY *et al.*, 2009).

Os principais desafios estão em identificar os objetivos específicos do monitoramento, definir quais dados coletar e, definitivamente, interpretar e comunicar os resultados (NOON, 2003). Os objetivos do monitoramento são dirigidos pelos objetivos do manejo, os quais irão variar consideravelmente entre diferentes programas. Desde que os objetivos estejam estabelecidos, deve-se dar cuidadosa atenção às variáveis específicas para contemplá-los (NOSS, 1999). Como é impossível monitorar todas as variáveis de interesse, alguns critérios e processos devem ser usados para identificar aquelas que fornecerão as informações mais úteis pelos menores custos de aplicação (NOSS, 1999; DALE & BEYELER, 2001; TIERNER *et al.*, 2009). Além disto, um programa de monitoramento só cumprirá suas funções se os resultados forem interpretados e submetidos à publicação.

Diversas linhas de pesquisa foram desenvolvidas na tentativa de embasar o sucesso da restauração com os indicadores, dentre elas as características da vegetação (WALTERS, 2000; WILKINS *et al.*, 2003), diversidade de espécies (McCOY & MUSHINSKY, 2002) e processos ecológicos (RHOADES *et al.*, 1998). Outros autores sustentam abordagens mais integradas, que incluam muitas variáveis para fornecer uma medida melhor do sucesso da restauração (HOBBS & NORTON, 1996; NECKLES *et al.*, 2002; SER 2004).

2.5 AVALIAÇÃO E MONITORAMENTO FLORESTAL

O sucesso da implantação florestal de uma determinada área vincula-se diretamente à fixação de seus objetivos e metas, os quais devem ser factíveis e periodicamente redefinidos, em virtude do caráter dinâmico dos sistemas ecológicos (ENGEL & PARROTA, 2003). O desconhecimento da condição original como base de comparação e referência além da baixa diversidade dos projetos de restauração, em contraposição com a alta diversidade de espécies em florestas tropicais, se constituem em entraves para alcançar as premissas estabelecidas e os resultados desejados (SÃO PAULO, 2004).

Segundo Brancalion *et al.* (2009), a avaliação é um retrato do estado atual da área restaurada, permitindo concluir se o projeto alcançou os objetivos previamente definidos no planejamento e, portanto, deve estar obrigatoriamente ligada aos objetivos. Para os mesmos autores, o monitoramento é entendido como a mensuração de indicadores ambientais ou populacionais, obtidos por meio de várias avaliações ao longo do tempo e que servem como base para verificação do funcionamento e da dinâmica da área restaurada, além da obtenção de dados mais sólidos e a percepção de tendências.

Como manejadores, cientistas e legisladores crescentemente reconhecem o valor do monitoramento ecológico (LOVETT *et al.*, 2007), programas internacionais estão sendo implementados e os existentes estão sendo redesenhados e incrementados. Investimentos atuais no planejamento cuidadoso do desenho dos programas de monitoramento resultarão em dados de alta qualidade ao longo dos anos (TIERNEY *et al.*, 2009).

A *Society of Ecological Restoration* (SER) publicou um guia com nove atributos de um ecossistema que deveriam ser considerados quando se pretende avaliar ou monitorar um projeto de restauração: (1) diversidade, similaridade e estrutura de comunidades em comparação com áreas de referência; (2) presença de espécies invasoras; (3) presença de grupos funcionais necessários para a estabilidade a longo-prazo; (4) capacidade do ambiente físico de sustentar a reprodução das populações; (5) funcionamento normal; (6) integração com a paisagem; (7) eliminação dos fatores de degradação; (8) resiliência frente a distúrbios naturais e (9) auto-sustentabilidade (SER, 2004).

Embora a medição destes atributos possa prover excelente forma de avaliar o sucesso da restauração, poucos estudos têm recursos financeiros para monitorar todos eles (RUIZ-JAEN & AIDE, 2005). Entretanto, recomenda-se que, ao selecionar os indicadores, sejam estabelecidos pelo menos dois de estrutura, dois de função e dois de composição, conforme preconiza o paradigma da integridade ecológica (NIEMI & McDONALD, 2004; RUIZ-JAEN & AIDE, 2005). Além disto, estimativas e avaliações de muitos atributos requerem estudos de longo-prazo. Por outro lado, o período de monitoramento da maioria dos projetos de restauração raramente estende-se por mais de cinco anos (RUIZ-JAEN & AIDE, 2005). Apesar de tais dificuldades, ainda há demanda em incrementar a discussão com uso de questões mais abrangentes pela inclusão de indicadores sócio-econômicos para serem também úteis nas tomadas de decisões em políticas públicas. Este é um debate contínuo, cujo foco é o conceito de sustentabilidade (NIEMI & McDONALD, 2004).

Finalmente, para maior segurança na avaliação dos projetos, muitos autores sugerem a comparação com áreas de referência, preferencialmente próximas e de mesmo regime de distúrbios naturais (HOBBS & HARIS, 2001; SER, 2004; RUIZ-JAEN & AIDE, 2005). Mesmo com o incremento nos custos, Ruiz-Jaen & Aide (2005) recomendam o uso de mais de uma área de referência para avaliar o sucesso da restauração.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 SELEÇÃO DAS UNIDADES DE ESTUDO

A partir de levantamentos realizados junto à Companhia Ambiental do Estado de São Paulo-CETESB foram identificadas áreas de recuperação ambiental resultantes de Termos de Compromisso de Recuperação Ambiental (TCRA), com idade igual ou inferior a seis anos. Destas, foram

selecionadas duas áreas situadas na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba e Médio Tietê/SP (BHSMT), as quais passaram a se constituir nas unidades de estudos de campo, ou simplesmente, “áreas de estudo” (AE). Para fins de referência, foram selecionados fragmentos de floresta estacional secundária na mesma região, considerados como “área de referência” (AR), como apresentado na figura 1.

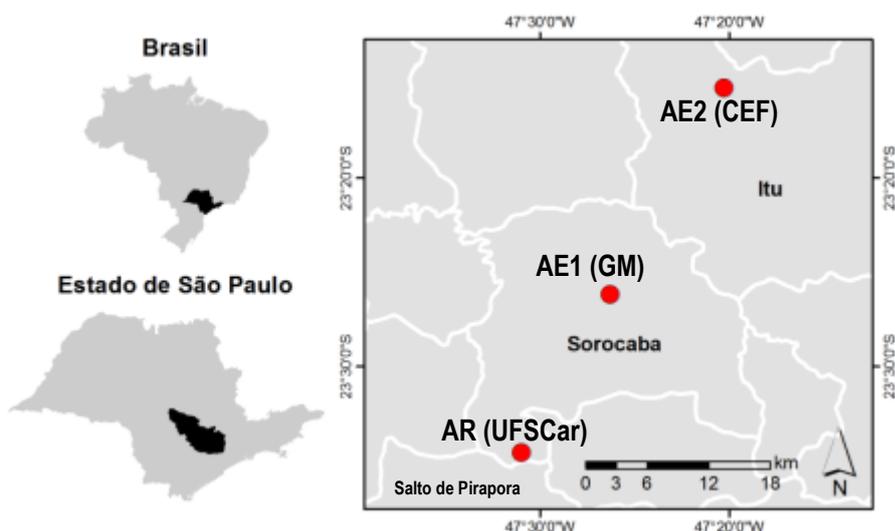


Figura 1: Localização das áreas de estudo (AE) e referência (AR) consideradas como unidade de estudos, situadas nos municípios de Sorocaba e Itu, na bacia dos rios Sorocaba e Médio Tietê, SP.

3.2 UNIDADES DE ESTUDO

As unidades de estudo selecionadas apresentam características distintas e estão sintetizadas na tabela abaixo:

Tabela 1: Principais características das áreas de estudo (AE) e área de referência (AR).

	A1	AE2	AR
Tratos Culturais	Bimestral	Bimestral	não há
Modelo de Restauração	heterogêneo	heterogêneo	sucessão secundária natural
Espaçamento	3 m x 2 m	3 m x 2 m	---
Idade (meses)	72	36	imprecisa
Histórico de uso	Cafeicultura	Área desmatada há 6 anos	impreciso
Clima (Conforme Köppen)	Cfa	Cwa	Cfa
Cidade	Sorocaba	Itu	Sorocaba
Área (ha)	0,2	127	16,75
Coordenadas geográficas	23°26'13" S / 47°26'20" O	23°14'06" S / 47°24'06" O	23°34'47" S / 47°30'31" O
Área amostrada (m²)	120	150	120

3.2.1 AE1-GM:

A AE1 foi selecionada por situar-se próxima de um dos últimos e maiores fragmentos de Floresta Atlântica inserida em zona urbana, no município de Sorocaba (SP). A área foi revegetada no ano de 2005, apresentando seis anos na época de estudo (Nobel Penteado de Freitas, informação pessoal). Apresenta médias anuais de 21,4°C de temperatura e 1285 mm de pluviometria (SILVA, 2008). De acordo com a classificação proposta pelo IBGE (1992), a região de estudo insere-se na transição dos biomas Mata Atlântica e Cerrado, com vegetação predominante de Floresta Estacional Semidecidual, também chamada Mata Mesófila (MACHADO & SANTOS, 2003).

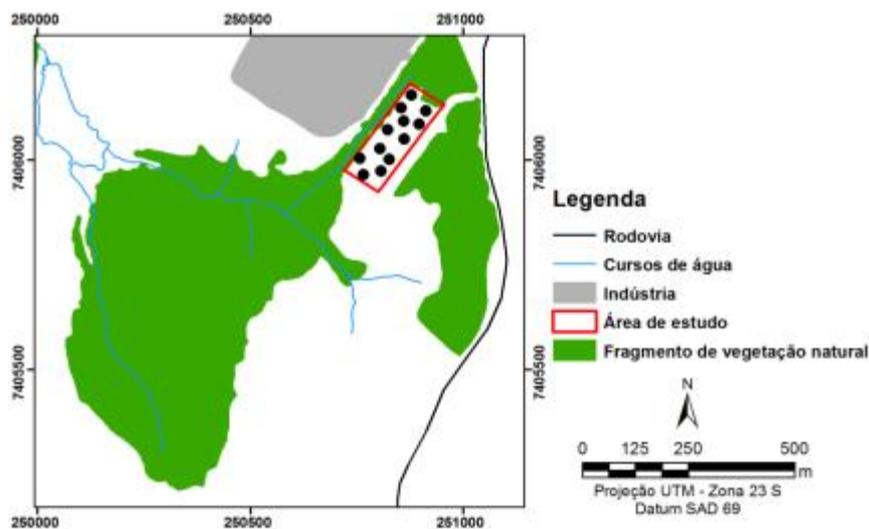


Figura 2: Localização da área de estudo (AE-1), inserida no município de Sorocaba-SP. Coordenadas em UTM.

3.2.2 AE2-CEF:

Distante cerca de 40 km da outra área, a AE2 localiza-se no município de Itu-SP, a 23°20'S e 47° 20'W, no Centro de Experimentos Florestais – SOS Mata Atlântica/ Grupo Schincariol (Figura 3). Com total de 525,7 ha, nela predominam as áreas de preservação permanente, encontrando-se as demais áreas em recuperação desde 2005, perfazendo cerca de 10% do total (Tabela 2).

Tabela 2: Área total e percentual dos tipos de formações ocorrentes no Centro de Experimentos Florestais (CEF) SOS MATA ATLÂNTICA/GRUPO SCHINCARIOL (Extraído de: ARANHA *et al.*, 2008)

<i>Características Gerais</i>	<i>Área (ha)</i>	<i>Porcentagem da área total (%)</i>
Área total	525,71	100,00
Área de Preservação Permanente total	100,69	19,15

Área de Preservação Permanente a ser restaurada	56,67	10,78
Remanescentes naturais dentro de APP	28,54	5,43
Remanescentes naturais fora de APP	32,18	6,12

A região insere-se na Província Geomorfológica da Depressão Periférica, Zona do Médio Tietê. O Município de Itu (SP) apresenta clima classificado por Köppen como sendo do tipo C, temperado chuvoso e quente, sendo que a região leste do Município é do tipo *Cfa* e a oeste *Cwa* (MACHADO & SANTOS, 2003). O subtipo *Cwa*, no qual está inserida a unidade AE2, apresenta clima quente com verão chuvoso e inverno seco, com total de chuvas no mês mais seco inferior a 30 mm, temperatura média do mês mais quente maior que 22°C e temperatura média no mês mais frio menor que 18°C (MACHADO & SANTOS, 2003). Segundo classificação proposta pelo IBGE (1992), a região de estudo insere-se na transição dos biomas Mata Atlântica e Cerrado, com vegetação predominante de Floresta Estacional Semidecidual, também chamada Mata Mesófila (MACHADO & SANTOS, 2003).

A restauração da área foi realizada em 2008, estando com 36 meses por ocasião dos estudos, e ocupando área de 127,98 ha, entre diferentes estratégias de restauração (plantio total de 1.666 ind.ha⁻¹ no espaçamento convencional 3 x 2 m, adensamento e enriquecimento, com 800 mudas.ha⁻¹, e enriquecimento, com 200 mudas.ha⁻¹), segundo o Programa de Adequação Ambiental do Centro de Experimentos Florestais – SOS MATA ATLÂNTICA/ GRUPO SCHINCARIOL. Como unidade de estudo foi utilizada apenas a área com espaçamento 3 x 2 m, situada na porção sul da área (Figura 3).

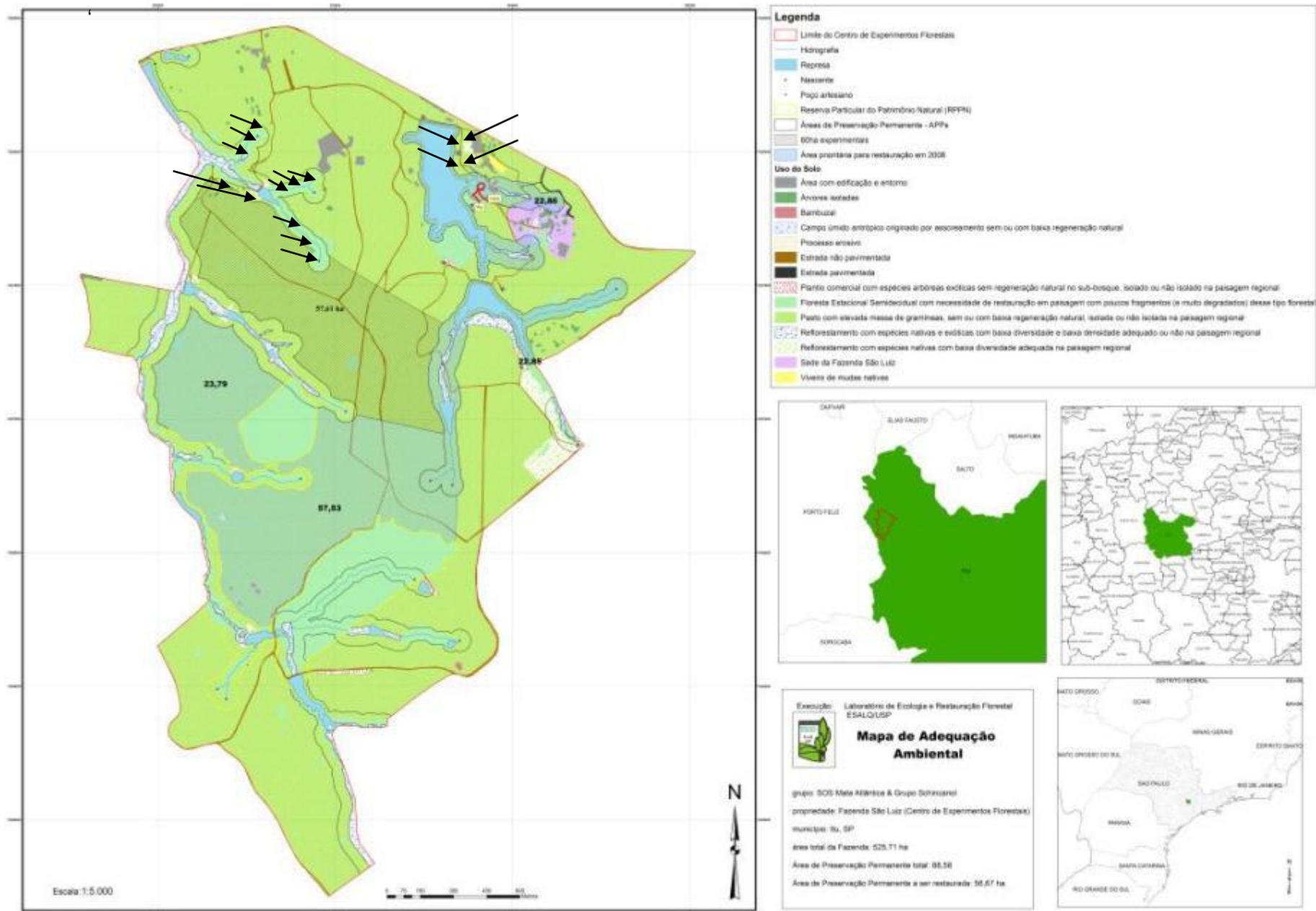


Figura 3: Localização regional e no Centro de Experimentos Florestais SOS Mata Atlântica - Grupo Schincariol da unidade de estudo – AE2, no município de Itu, SP. (Fonte: ARANHA *et al.*, 2008).

3.2.3 AR-UFSCar:

A seleção da área de referência levou em consideração o conhecimento de pesquisa acumulado e a sua representatividade na paisagem tendo se baseado nos estudos realizados por Piña-Rodrigues *et al.* (2011). Para tanto, foi selecionado um conjunto de fragmentos florestais situados na região da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba e Médio Tietê, no município de Sorocaba, na latitude 23° 34' 40,02"S e longitude 47° 31' 17,80"W, no estado de São Paulo. A florística destas áreas foi realizada por Coelho (2008) em 15 parcelas de 100 m², sendo seus dados empregados como referencial e agregados ao levantamento realizado por Kortz (2009).

A cobertura vegetal original região é do tipo estacional semidecidual, não apresentando nenhuma formação de caráter primário. Como resultado da alteração da paisagem, as florestas foram substituídas por campos e pastagens, interrompidos por matas ciliares. Os fragmentos estudados medem respectivamente: F1 - 4,5 ha, F2 - 1,68 ha, F3 - 4,75 ha, F4 - 4,16 ha e F5 apenas 1,54 ha e as parcelas estudadas foram de P1 até P12 (Figura 4).

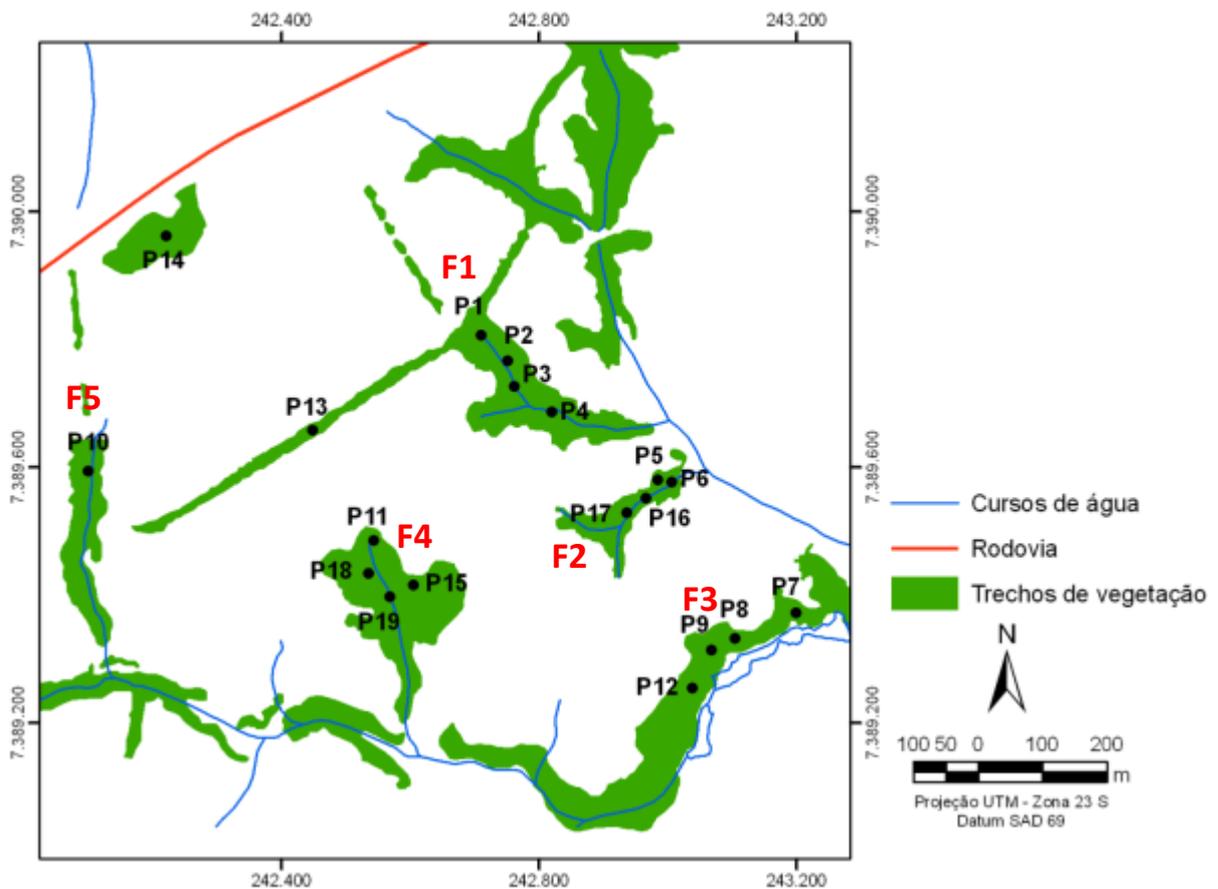


Figura 4: Área de estudo na região da microbacia do rio Ipaneminha – Sorocaba-SP, com a localização dos cinco fragmentos florestais estudados (F1 a F5) na área de referência e a localização das

parcelas permanentes de levantamento florístico de 10 x 10 m (100 m²). F= fragmento; P= parcela; FL= faixa de vegetação. Coordenadas em UTM.

3.3 APLICAÇÃO DE INDICADORES

O conjunto de indicadores desenvolvido no presente estudo foi baseado no *paradigma da integridade ecológica*, que ressalta os três atributos básicos de um ecossistema: composição, estrutura e processos ecológicos (ANDREASEN *et al.*, 2001; NIEMI & McDONALD, 2004; TIERNEY *et al.*, 2009). Para contemplar esta premissa, parte dos indicadores ecológicos foi adaptada da metodologia proposta no referencial teórico para ações de restauração da Mata Atlântica, elaborada pelo Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF/ESALQ/USP) (BELLOTTO *et al.*, 2009).

A aplicação dos indicadores foi realizada nas áreas de estudos (AE) e de referência (AR) e seus resultados foram comparados para cada indicador definido. Para a aplicação dos indicadores, foram demarcadas parcelas de 100 m² de modo aleatório, visando representar toda área de revegetação, perfazendo o total de 1500 m² amostrados na AE2, 1200 m² na AE1 e 1500 m² na AR.

Os indicadores ecológicos foram classificados nas seguintes categorias: (a) **paisagem** – abrange os atributos que expressam a configuração e as características físicas básicas do ambiente onde a área de restauração está localizada; (b) **perturbações antrópicas** – avaliam os fatores de degradação do ambiente, da paisagem e a presença de distúrbios naturais ou antrópicos; (c) **composição** – representam o arranjo e a diversidade florística das espécies ocorrentes nas áreas, bem como a presença de grupos funcionais e o desenvolvimento da vegetação; (d) **estrutura** – relacionada à biota, expressa a estrutura vertical da comunidade, a abundância de espécies e a distribuição espacial dos indivíduos; e (e) **função** – expressam as funções ecológicas, tais como proteção do solo, competição, sanidade e sucessão, os quais podem afetar o funcionamento da comunidade (Tabela 3).

Tabela 3: Conjunto de indicadores e seus respectivos atributos propostos para a avaliação das áreas de estudo e dos fragmentos de referência localizados em Sorocaba e Itu, SP. CAP= circunferência altura do peito.

Paisagem	Perturbações antrópicas	Composição	Estrutura	Função
Relevo da paisagem	Fogo	Riqueza (S)	Densidade de arbóreas	Cobertura e proteção do solo
Declividade das parcelas	Pastejo de animais	Índice de Shannon (H')	Índice de Green (IG)	Aporte de biomassa e nutrientes
Vertente das parcelas	Vestígios de perturbação antrópica	Epífitas	Altura média total (Ht)	Sucessão
Textura do solo	Presença de lixo	Índice de	Incremento Médio Anual – Ht	Competição

		equabilidade (J)	CAP	
Rochosidade	Artefatos religiosos	Presença de exóticas	Incremento Médio Anual - CAP	Sanidade
	Estradas, trilhas e caminhos	Cipós e lianas	Nº de bifurcações	

3.3.1 Indicadores da Paisagem

A análise da paisagem visa caracterizar o ambiente onde as espécies estão se estabelecendo. Em cada área (AEs e AR) foram coletados dados abióticos para caracterização do ambiente, sendo atribuídos a cada um deles cenários “desejáveis” e “indesejáveis” (Tabela 4). Os atributos da paisagem como relevo e rochosidade, foram avaliados na paisagem de estudo como um todo, ou seja, desprezando os limites das parcelas de 100 m²; os demais atributos como declividade, vertente e textura do solo foram analisados dentro de cada parcela.

Tais atributos foram tratados como indicadores por permitirem, além de caracterizar o ambiente, prever práticas adequadas para cada situação. Por exemplo, relevos declivosos requerem a indicação de espécies com sistemas radiculares mais especializados ao controle de processos erosivos. Do mesmo modo, a vertente pode apontar para zonas de maior ou menor incidência solar durante o dia, o que permite que a seleção das espécies seja mais adequada a cada situação. Ainda assim, são dados fáceis e rápidos de se obter. A metodologia de “cenários” foi para os demais indicadores, com o objetivo de efetuar um diagnóstico ambiental claro por meio de operações numéricas simples, cujas maiores pontuações simbolizam as melhores condições, em termos de integridade ecológica.

Tabela 4: Descrição dos parâmetros e critérios aplicados para os atributos de paisagem utilizados na avaliação das áreas de revegetação (AE) e dos fragmentos de referência (AR) localizados em Sorocaba e Itu, SP.

Atributos	Crítérios	Descrição	Cenários
Relevo	Plano	Predominantemente plano ou declives muito suaves.	<u>Desejável</u> : menos susceptível à erosão.
	Suavemente ondulado	Predominantemente declínios suaves e eventuais colinas.	<u>Regular</u> : susceptível a erosão.
	Fortemente ondulado	Predominância de colinas e declives acentuados.	<u>Indesejável</u> : exige técnicas adequadas de manejo do solo
Declividade	Plana	Relevo plano	<u>Desejável</u> : menos susceptível à erosão.
	Moderada	Declives suaves	<u>Regular</u> : susceptível a erosão.
	Alta	Superfície acentuadamente declivosa	<u>Indesejável</u> : exige técnicas adequadas.
Vertente	N, S, L, O, NE, NO, SE ou SO.	Posição à qual a superfície da parcela está exposta.	<u>Desejável</u> : Vertentes L-O. Maior incidência de luz. Visa subsidiar a seleção das espécies para cada tipo de situação de incidência de luz em

Atributos	Crítérios	Descrição	Cenários
			função da exposição da parcela. <i>Indesejável:</i> desprezar a vertente na seleção das espécies.
Textura do solo	Argiloso Misto Arenoso	Predominância de argila Composição mista de areia e argila. Com textura dominante arenosa.	<i>Desejável:</i> maior capacidade de retenção de água e nutrientes, menos susceptível a erosão laminar, solos mais férteis do que os arenosos <i>Regular:</i> depende da composição e da escolha das espécies. <i>Indesejável:</i> menor capacidade de retenção de água e nutrientes, susceptível a erosão, solos menos férteis
Rochosidade	Nenhuma Pouca Média Alta	Ausência de rochas Presença de <25% da área com rochas Presença de 25-50% da área com rochas Presença de > 50% da área com rochas	<i>Desejável:</i> favorável ao desenvolvimento das plantas <i>Desejável:</i> favorável ao desenvolvimento das plantas <i>Regular:</i> pode prejudicar o estabelecimento das plantas, requer seleção de plantas adaptadas a solos rasos. <i>Indesejável:</i> prejudica o estabelecimento das plantas devido ao solo pouco desenvolvido e requer plantas adaptadas a estas condições

3.3.2 Indicadores de perturbações antrópicas

A eliminação dos fatores de degradação é indispensável para a restauração de áreas, sendo que a presença e a intensidade desses fatores podem determinar o sucesso ou insucesso dessa atividade (SER, 2004). Nas áreas estudadas, em cada parcela foram avaliados a presença ou indícios de ocorrência de fogo, lixo, resquícios de práticas religiosas e vestígios do uso em lazer, bem como a de estradas, trilhas e sinais de pastejo de animais domésticos e/ou gado. Para cada um destes sinais, foi observado o grau de perturbação atribuindo-se as qualidades conforme os “cenários desejáveis e indesejáveis” delineados para cada indicador.

3.3.3 Indicadores de composição:

Dentre os diferentes atributos a serem monitorados nas áreas restauradas, a diversidade e a similaridade com áreas naturais são considerados representativos, uma vez que estes contribuem para a manutenção e monitoramento da integridade do ecossistema e sua resiliência (SER, 2004). Como medidas de diversidade foram calculados: riqueza de espécies (S), índice de diversidade de Shannon (BROWER & ZAR, 1984) (H') e o índice de equabilidade (J') de Pielou (1977). As espécies foram identificadas segundo o Angiosperm Phylogeny Group II (APG II, 2003), sendo inclusos todos os indivíduos de espécies arbóreas cujo centro do tronco se encontrava dentro das parcelas de 100m².

A presença de espécies exóticas foi analisada considerando nesta categoria as espécies não ocorrentes na Floresta Atlântica ou na região de estudo. Para fins de interpretação e análise dos resultados foram estabelecidos valores de referência de cada um dos atributos com base na legislação sobre reflorestamento heterogêneo com espécies nativas arbóreas no estado de São Paulo (Resolução SMA nº 8, de 31 de janeiro de 2008). A diversidade (H') e equabilidade (J') foram comparadas à área de fragmentos (AR).

A presença de espécies epífitas, cipós e lianas indicam o aumento da complexidade do sistema e, portanto, se caracterizam como potenciais indicadores (POGGIANI & OLIVEIRA, 1998). No levantamento da presença de epífitas e cipós buscou-se também determinar sua localização no tronco em relação ao solo. Para fins de interpretação dos resultados, enquanto a presença de epífitas foi considerada como cenário desejável, as lianas/cipós foram consideradas como estados antagônicos de integridade (Tabela 5).

Tabela 5: Parâmetros e critérios aplicados para os atributos de composição utilizados na avaliação das áreas de revegetação e dos fragmentos de referência localizados em Sorocaba e Itu, SP.

AR= área de referência.

Composição		
Atributos	Crítérios	Cenários
Riqueza de espécies nativas arbóreas (S)	< 30sp De 30 a 59sp De 60 a 79sp ≥ 80sp	<u>Indesejável</u> : Res. SMA nº .08/08 indica 80 espécies. <u>Regular</u> : Baixa diversidade prejudica o estabelecimento da comunidade futura. <u>Desejável</u> : de acordo com a legislação
Diversidade (H')*	Comparação com AR	<u>Indesejável</u> : distante daquele obtido na AR <u>Desejável</u> : próximo ao obtido na AR
Índice de equabilidade (J')*	Comparação com AR	<u>Indesejável</u> : distante daquele obtido na AR <u>Desejável</u> : próximo ao obtido na AR
Epífitas (Presença/Ausência e Posição)*	0: presente 1: ausente. Posição: TI; TM; TS	<u>Indesejável</u> : ausente <u>Desejável</u> : presente, predomínio de posição nos terços superiores (TS) e médios (TM) dos indivíduos arbóreos.
Cipós e lianas (Presença/Ausência e Posição)*	0: presente. 1: ausente. Posição: TI; TM; TS	<u>Indesejável</u> : Dominando a copa das árvores, em especial os terços superiores e médios <u>Desejável</u> : ausente ou em equilíbrio.
Presença de espécies reconhecidamente invasoras (nº de indivíduos.ha ⁻¹)	> 100 ≤ 100	<u>Indesejável</u> : Res. SMA nº 08/08 prevê controle inicial de competidoras. <u>Desejável</u> : baixa densidade de invasoras é favorável ao desenvolvimento das nativas.
Presença de espécies exóticas (não regionais)	> 100	<u>Indesejável</u> : Res. SMA nº 08/08 prevê controle inicial de competidoras.

Composição		
Atributos	Crítérios	Cenários
	≤ 100	<u>Desejável</u> : baixa densidade de exóticas é favorável ao desenvolvimento das nativas.

* Como as áreas de estudo são de fase inicial de restauração, alguns cenários embora desejáveis, não são característicos de sistemas nesta fase de implantação. Entretanto, estes indicadores são recomendados para subsidiar o monitoramento ambiental em médio e longo prazo; ** TI: terço inferior; TM: terço médio; TS: terço superior;

3.3.4 Indicadores de estrutura

Os indicadores de estrutura foram analisados com base em seus parâmetros abundância e distribuição de plantas e estrutura vertical (Tabela 6). Em relação à abundância, para cada parcela foram calculados a densidade (indivíduo.ha⁻¹) e a taxa de mortalidade, a qual foi estimada com base no número de covas vazias / n°covas observadas x 100. Estas taxas foram comparadas com os valores de referência da Resolução SMA nº 08/08. A densidade de regenerantes na área de referência foi determinada por CORREA (2011), cujos resultados serviram como valores de referência, já que esses não constam na legislação pertinente. Os demais indicadores de estrutura são descritos na Tabela 6.

Para caracterizar o padrão de distribuição espacial das espécies, foi utilizado o Índice de Green (GREEN, 1966), o qual foi proposto modificado do índice de agrupamento de David & Moore (1954). A vantagem deste índice sobre os demais se deve a sua independência do número de indivíduos e, portanto, podendo ser usado para comparar amostras que variam no número total de indivíduos, nas suas médias amostrais e no número de unidades de amostragem (LUDWIG & REYNOLDS, 1988). A distribuição espacial das espécies calculada foi comparada aos resultados de Coelho & Leite (2008) e Piña-Rodrigues & Freitas. (2011).

Ainda como caracterização estrutural, a altura total dos indivíduos (H_t), altura do fuste (H_f) e a circunferência à altura do peito (CAP) foram obtidas para todos os indivíduos arbóreos das parcelas, cujos dados serviram para cálculo do incremento médio anual (IMA). Para H_f, indivíduos bifurcados rente ao solo receberam valor 0 (zero). No caso de indivíduos apresentando bifurcações foi anotada a quantidade por planta e sua posição, considerando o terço inferior (TI), médio (TM) ou superior (TS).

Tabela 6: Parâmetros e critérios aplicados para os atributos de estrutura utilizados na avaliação das áreas de revegetação e dos fragmentos de referência localizados em Sorocaba e Itu, SP.

Parâmetros	Atributos	Crítérios	Cenários
Abundância e distribuição das plantas Distribuição horizontal de plantas	Densidade de indivíduos arbóreos (nº.ha ⁻¹)	≤ 400	<i>Indesejável</i> : alta mortalidade, considerando a densidade de plantas recomendada pela SMA 08/08.
		> 400 e ≤ 800	<i>Regular</i> : valores médios de densidade baseados na SMA 08/08.
		> 800 e ≤ 1200	<i>Regular</i> : valores médios de densidade baseados na SMA 08/08.
		> 1200 e 1666	<i>Desejável</i> : valores aproximados aos recomendados pela SMA 08/08.
	CAP médio (cm)	> 1666	<i>Desejável</i> : valores aproximados aos recomendados pela SMA 08/08.
		< 5	<i>Indesejável</i> : reflete crescimento lento dos indivíduos ou replantios constantes.
Índice de Distribuição de Green (IG)	> 5 e < 10	<i>Regular</i> : valores considerados médios de crescimentos para plantios com até 4-5 anos.	
	> 10 e < 15	<i>Desejável</i> : valores considerados compatíveis com plantios de restauração de 4-5 anos.	
	> 15	<i>Desejável</i> : valores considerados compatíveis com plantios de restauração de 4-5 anos.	
Estrutura vertical da população	Altura média dos indivíduos arbóreos (m)*	> 0,70	<i>Indesejável</i> : distribuição das plantas na área de forma agrupada.
		> 0,35 e < 0,70	<i>Regular</i> : distribuição das plantas na área de forma regular.
		0 a 0,35	<i>Desejável</i> : distribuição aleatória das plantas na área
		≤ 0,5	<i>Indesejável</i> : reflete crescimento lento dos indivíduos ou replantios constantes.
	Nº de bifurcações	> 0,5 e ≤ 1,0	<i>Regular</i> : valores considerados médios de crescimentos para plantios com até 4-5 anos.
		> 1,0 e ≤ 1,5	<i>Desejável</i> : valores considerados compatíveis com plantios de restauração de 4-5 anos.
Nº de bifurcações	> 1,5 e ≤ 2	<i>Desejável</i> : valores considerados compatíveis com plantios de restauração de 4-5 anos.	
	> 2	<i>Desejável</i> : valores considerados compatíveis com plantios de restauração de 4-5 anos.	
Nº de bifurcações	> 2 bifurcações por planta	<i>Indesejável</i> : pode indicar problemas de excesso de luz, atraso no estabelecimento de competição ou outro fator.	
	1 bifurcação	<i>Desejável</i> : indica predominância do crescimento monopodial para a maioria das espécies. Valores compatíveis aos constatados na área de referência.	

AR= área de referência; CAP= circunferência a altura do peito. TI: terço inferior; TM: terço médio; TS: terço superior; CV= coeficiente de variação. Critérios baseados na Resolução SMA nº 08/08. (*) valores compatíveis com as idades de plantios até 5 anos de idade.

3.3.5 Indicadores de função

Com base no que propõe SER (2004), os indicadores de função foram estabelecidos para analisar o funcionamento das áreas revegetadas e sua capacidade de auto-sustentabilidade e resiliência. Em termos de função foram analisadas as funções relativas à proteção do solo, aporte de

biomassa e nutrientes, competição interespecífica, sanidade e condições para favorecer o processo sucessional em longo prazo (Tabela 7).

Tabela 7: Parâmetros e critérios aplicados para os atributos de função ecológica utilizados na avaliação das áreas de revegetação e dos fragmentos de referência localizados em Sorocaba e Itu, SP.

Funções Ecológicas	Atributos	Crítérios	Cenários
Cobertura e proteção do solo	Cobertura morta	0	<u>Indesejável</u> : solo exposto
		1 – 25%	
		25 – 50%	<u>Regular</u> : solo parcialmente recoberto
		50 – 75%	
Cobertura da serapilheira	Cobertura da serapilheira	75 – 100%	<u>Desejável</u> : solo coberto
		0	<u>Indesejável</u> : solo exposto, sem a presença de matéria orgânica disponível para a ciclagem de nutrientes
		1 – 25%	
		25 – 50%	<u>Regular</u> : presença de matéria orgânica no solo
Aporte de biomassa e nutrientes	Altura da serapilheira	50 – 75%	
		75 – 100%	<u>Desejável</u> : solo com presença de matéria orgânica
		< AR	<u>Indesejável</u> : baixo aporte de matéria orgânica na área
		≥ AR	<u>Desejável</u> : deposição de serapilheira indica disponibilidade de matéria para ciclagem.
Espécies fixadoras de N ₂	Espécies fixadoras de N ₂	< AR	<u>Indesejável</u> : ausência de fixadoras de N ₂ .
		≥ AR	<u>Desejável</u> : presença de fixadoras de N ₂ .
		0	
		1 – 25%	<u>Indesejável</u> : cobertura < 50%.
Cobertura de copa	Cobertura de copa	25 – 50%	
		50 – 75%	<u>Desejável</u> : fechamento de dossel.
		75 – 100%	
		75 – 100%	<u>Indesejável</u> : predomínio de gramíneas invasoras
Cobertura de gramíneas	Cobertura de gramíneas	50 – 75%	<u>Regular</u> : solo parcialmente recoberto por gramíneas
		25 – 50%	
		1 – 25%	<u>Desejável</u> : ausência de gramíneas
		0	
Cobertura de regenerantes	Cobertura de regenerantes	0	<u>Indesejável</u> : ausência de regenerantes.
		1 – 25%	
		25 – 50%	<u>Regular</u> : presença de alguns regenerantes na área
		50 – 75%	<u>Desejável</u> : presença de regenerantes (condição de resiliência).
Cobertura de Herbáceas	Cobertura de Herbáceas	75 – 100%	
		0	<u>Indesejável</u> : condições que favorecem a presença de herbáceas, competidoras e invasoras, nesta etapa.
		1 – 25%	
		25 – 50%	<u>Regular</u> : ocorrência de condições de luz e dispersão de áreas contíguas favorecendo o estabelecimento de herbáceas
Relação Ht / DAP ⁽¹⁾	Relação Ht / DAP ⁽¹⁾	50 – 75%	<u>Desejável</u> : baixa cobertura indica fechamento de dossel;
		75 – 100%	
		< 0,70	<u>Indesejável</u> : indica a dominância de espécies com maior crescimento em diâmetro, característicos em condições onde predominam mais tardias (Baker <i>et al.</i> 2003)
		>0,70	<u>Desejável</u> : dominância de espécies com predominância de crescimento em altura espécies

Sucessão	Nº de espécies/ grupo sucessional	<40% e >60% de espécies/grupo >40% e <60% de espécies/grupo	<u>Indesejável</u> : não atende a SMA nº 08/08 <u>Desejável</u> : atende a SMA nº 08/08
	Nº de indivíduos/grupo sucessional	< 60% do total de indivíduos. > 20% do total de indivíduos.	<u>Indesejável</u> : excede o valor permitido pela SMA nº 08/08 <u>Desejável</u> : atende a SMA nº 08/08
	Nº de indivíduos não pioneiros/ espécie	< 10% do total de indivíduos. < 20% do total das espécies.	<u>Indesejável</u> : excede o valor permitido pela SMA nº 08/08 <u>Desejável</u> : atende a SMA nº 08/08
	Síndrome de dispersão	≥ 20% do total das espécies .	<u>Indesejável</u> : não atende ao valor estabelecido pela SMA nº 08/08 <u>Desejável</u> : atende a SMA nº 08/08
Sanidade	Herbivoria	Generalizada	<u>Indesejável</u> : presença de alta herbivoria em várias espécies e indivíduos.
		Pontual	<u>Regular</u> : presença de olheiros nas parcelas.
		Ausente ou eventual	<u>Desejável</u> : herbivoria controlada, sem acometimento populacional
	Mortalidade	Elevada	<u>Indesejável</u> : mais de 10% (Res.SMA nº08/08)
Baixa		<u>Desejável</u> : menos de 10%	

AR= área de referência; Ht= altura total; IMA DAP= incremento médio anual do diâmetro a altura do peito. Parte dos critérios baseados na Resolução SMA nº 08/08. ⁽¹⁾ critérios estabelecidos de acordo com Piña-Rodrigues & Reis (sd) para plantios com até 4 anos de idade.

Considerando como pressuposto que solos com depósitos de matéria orgânica na superfície apresentam maior proteção contra os processos erosivos e de perda d'água, foi determinada a taxa de cobertura do solo por vários componentes do sistema: material oriundo de capinas (cobertura morta) e de serapilheira, a qual é formada pelas folhas, ramos, galhos, sementes e restos de material vegetal, excetuando-se a cobertura morta. Para tanto, foi estimada a cobertura do solo empregando-se uma subparcela constituída de um quadro de 0,25 m² subdividido em quatro quadrículas de 0,25 m. O quadro foi colocado no solo sendo contabilizado o número de quadrículas cobertas em mais de 50% de sua área por cobertura morta e serapilheira. O resultado foi expresso em percentual variando de 0% (nenhuma quadrícula coberta apresentando cobertura morta) a 100% (todas as quadrículas apresentando presença de cobertura morta em mais de 50% de sua área). Para cada parcela de 100 m² foram realizadas cinco avaliações distribuindo-se o quadro de modo equidistante.

Para analisar a competição interespecífica, quatro atributos de cobertura foram avaliados: cobertura de copa, de gramíneas invasoras, de regenerantes e de herbáceas. Tais atributos também foram avaliados pelo método da subparcela de 0,25 m². A cobertura de copa, que foi mensurada por meio da metodologia de intersecção na linha, segundo Melo *et al.* (2007). O método de cálculo por meio da intersecção nas linhas, inicialmente descrito por Canfield (1941), considera como cobertura o

somatório de interseções das projeções das partes aéreas sobre uma linha transversalmente disposta na parcela, dividido pelo comprimento total dessa linha, expresso em porcentagem. Este indicador tem a vantagem de ser facilmente mensurável em áreas em fase inicial de implantação e os cálculos não são complexos. Entretanto, a cobertura de copas pelo método de linhas é recomendado para plantios até 3 anos (MELO *et al.*, 2007) e não foi aplicado na AR. Para determinar a suficiência amostral ideal em relação ao número de linhas de intersecção por área, conforme proposta de Melo et al. (2007), foi estabelecido o mínimo de 16 linhas de 15 m para cada área, na diagonal das linhas de plantio.

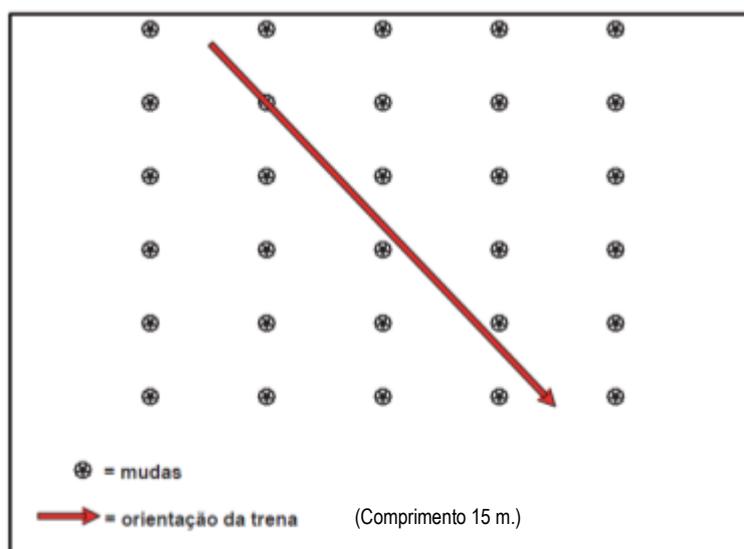


Figura 5: Cobertura de copas pelo método de linhas. Disponível em http://www.sigam.ambiente.sp.gov.br/SIGAM2/Repositorio/222/Documentos/CTecnica_01.pdf (MELO, 2010).

A taxa de herbivoria reflete a sanidade do sistema e sua capacidade de resiliência. Este atributo estabelece como princípio que áreas mais biodiversas tendem a apresentar menor taxa de predação. Isto é baseado no conceito de que a ocorrência de um menor número de espécies tende a favorecer a sua localização pelos predadores e aumentar a herbivoria (WALLIS DE VRIES *et al.*, 1999). A herbivoria foi determinada categoricamente dentro de cada parcela da seguinte maneira: a herbivoria generalizada em todos indivíduos da parcela configuram o cenário indesejável, herbivoria pontual acometendo indivíduos de poucas espécies o cenário regular e o cenário desejável é a herbivoria rara ou ausente nas áreas estudadas.

A estabilidade do sistema em longo prazo depende também dos grupos funcionais presentes (SER, 2004). A análise visando caracterizar o potencial para estabelecimento do processo sucessional foi realizada estudando-se a proporção e número de indivíduos presentes em relação aos grupos ecológicos. Como metodologia para classificação dos grupos ecológicos foi adotada a sugerida por

Piña-Rodrigues *et al.* (1989). Os critérios empregados foram estabelecidos com base na Resolução SMA nº8/08, tanto em relação ao número de indivíduos quanto à proporção entre os grupos ecológicos das pioneiras (pioneiras e secundárias iniciais) e não pioneiras (secundárias, secundárias tardias e clímax). A caracterização das síndromes de dispersão foi estabelecida com base nos princípios de Van der Pijl (1982).

Estudos mostram que a variável altura e a sua relação com o diâmetro (Ht/DAP) refletem a diferenciação entre espécies de diferentes estágios sucessionais em florestas tropicais (SWAINE, 1994; BAKER *et al.*, 2003). O baixo crescimento em diâmetro caracteriza espécies com baixa altura na fase adulta, em geral tolerantes à sombra e que tendem a aumentar de tamanho com a maior incidência de luz (BAKER *et al.*, 2003). Com base nisto, calculamos a relação entre altura total (Ht) e diâmetro (DAP), considerando-se que valores de Ht/DAP maiores do que 70 para indivíduos com até 4 anos de idade apontam o predomínio de espécies mais tardias. Para fins de cálculo desta variável, os dados de circunferência (CAP) foram convertidos para diâmetro (DAP).

3.4 AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DOS INDICADORES ECOLÓGICOS

Para que esta avaliação proceda do modo mais objetivo possível a fim de eliminar o viés do observador nas tomadas de decisão, é importante definir o melhor conjunto de indicadores e seus atributos. Considerando que os indicadores devem ser medidos periodicamente, estes devem ser reduzidos ao menor número possível de maneira que o processo de monitoramento seja viabilizado (POGGIANI & OLIVEIRA, 1988; DALE & BEYELER, 2001), tanto operacionalmente quanto financeiramente. Porém, como alertam os autores, esta redução no número dos atributos a serem observados requer a seleção cuidadosa daqueles mais significativos.

Com base nisto, foi estabelecido como critério para a seleção dos atributos aqueles determinados como mais eficientes, ou seja, aqueles para os quais foram atribuídas as três melhores pontuações na avaliação. Para definir a eficiência dos indicadores ecológicos utilizou-se a seguinte fórmula:

$$\text{EFICIÊNCIA (EF)} = (\sum \text{Nota}) \times \text{Peso}$$

Para se obter o valor de eficiência final (EF) de cada atributo, a análise foi realizada após as coletas de dados no campo, atribuindo-se notas de 0 – zero (ruim, difícil, impreciso, indesejável) a 3 – três (bom, prático, fácil, desejável). Os critérios para definição de um bom indicador foi adaptado de Dale & Beyeler (2001), assim sendo: (a) facilidade de mensuração; (b) capacidade de prever práticas que podem ser corrigidas por manejo; (c) grau de variabilidade da resposta.

Os pesos atribuídos a cada indicador variaram de 1 a 3 e categorizaram o grau de importância do atributo, deste modo: peso 1 é atribuído ao indicador de baixa prioridade, ou seja, que pode comprometer o plantio apenas em longo prazo ou que podem ser facilmente corrigidos (por exemplo, presença de espécies ameaçadas de extinção, altura da serapilheira). Ao contrário, o peso 3 foi atribuído aos indicadores de alta prioridade, ou seja, aqueles que podem comprometer todo o plantio da área restaurada em curto prazo e em função da sua difícil correção (Tabela 8). Os pesos expressam também a necessidade de práticas de manejo e a dificuldade de correção das condições adversas ao desenvolvimento da restauração, tendo sido baseados no referencial teórico de Bellotto *et al.* (2009).

Tabela 8: Atribuição de peso aos parâmetros dos indicadores, em relação ao possível comprometimento do projeto em curto, médio ou longo prazo, e o grau de dificuldade de correção e necessidade de manejo (BELLOTTO *et al.*, 2009).

Grau de importância	Peso	Parâmetro	Critério
Alto	3	Riqueza de espécies; diversidade média (H'); cobertura de copa; cobertura do solo; mortalidade; presença de espécies exóticas invasoras; densidade e riqueza de espécies da regeneração natural (nativas e exóticas); Índice de distribuição de Green (IG); Índice de equabilidade de Pielou (1977).	Podem comprometer todo o plantio da área restaurada em curto prazo e em função da difícil correção.
Médio	2	Presença de espécies exóticas não invasoras; Altura das mudas plantadas; altura da regeneração natural; Herbivoria;	Podem comprometer o plantio da área em médio prazo e podem ser corrigidos
Baixo	1	Presença de espécies ameaçadas de extinção; Altura e cobertura da serapilheira;	Podem comprometer o plantio em longo prazo ou podem ser facilmente corrigidos.

Finalmente, para a classificação e seleção dos melhores atributos de cada indicador, utilizaram-se os seguintes intervalos de eficiência individualmente (Tabela 9).

Tabela 9: Classificação dos indicadores, segundo seus valores de eficiência. EF= Eficiência final.

INTERVALO DE EF	CLASSIFICAÇÃO
0 – 7	INEFICIENTE
8 – 15	COMPLEMENTAR
16 – 22	EFICIENTE
23 – 27	INDISPENSÁVEL

4 ANÁLISE DOS DADOS

A similaridade entre as áreas (AE e AR) foi determinada empregando-se análise de agrupamentos com Sorensen como método de distância e flexível-beta como ligação, com o uso do

pacote PC-ORD 4.0 (McCUNE & MEFFORD 1997). A análise da diversidade foi realizada calculando-se os índices de Shannon (base log 10), a riqueza (S) e equitabilidade de Pielou (1977) com o uso do Programa PRIME 5.0 aplicado aos dados de densidade de indivíduos por espécie obtida por Coelho & Leite (não publicado) obtidos para a área de referência e nos levantamentos de campo realizados nas áreas de estudo (AE1 e AE2). Os dados coletados em cada PRAD e na área de referência foram avaliados pela análise não paramétrica de Kruskal Wallis em relação às variáveis de crescimento dos indivíduos (altura, DAP, IMA) e aos atributos de competição (% de luz, taxa de cobertura do solo com gramíneas, regenerantes e de herbáceas) sendo as médias comparadas pelo teste t-pareado. A partir das variáveis circunferência (CAP), altura comercial (Hc) e altura total (Ht) serão calculados, o incremento médio anual para altura (IMA_{Ht}) e diâmetro (IMA_{DAP}), adaptado de Cunha, Machado e Figueiredo-Filho (2002) nas áreas de PRAD (AE). Os dados de circunferência serão convertidos para diâmetro (DAP), calculando-se a relação H/DAP. Para as características de crescimento de cada espécie serão obtidas as médias de plantas e calculado o coeficiente de variação para cada uma das variáveis dendrométricas.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS

5.1.1 Indicadores de paisagem

Os indicadores de paisagem elencados no presente estudo têm o objetivo principal de caracterizar a área objeto de avaliação ou monitoramento, de modo que estes atributos possam direcionar ações planejadas de restauração ecológica peculiar a cada situação observada em campo (Figura 6).

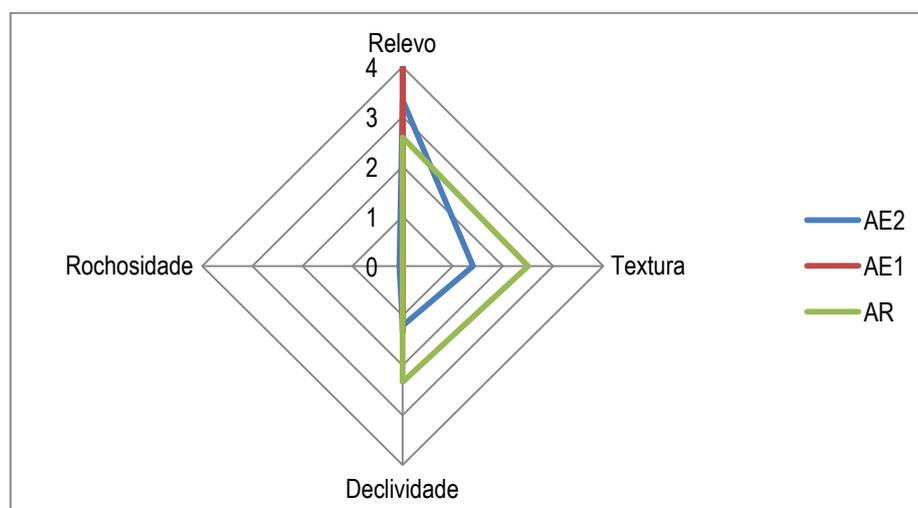


Figura 6: Valores conferidos ao indicador de paisagem em relação à seus atributos de relevo, rochosidade, declividade e textura em cada área estudada. (Para relevo, considera-se 0 = plano;

2 = suavemente ondulado; 4 = fortemente ondulado. Para rochoso, considera-se ausência = 0 e presença = 1. Para declividade, 0 = plana; 2 = moderada; 4 = alta. Para a textura do solo, 0 = arenoso; 2 = misto; 4 = argiloso);

Dentre os atributos analisados, a maior diferenciação entre as áreas ocorreu em relação a declividade e textura do solo, em especial em relação a AR e AE2.. As AE1 e AE2 apresentaram relevo entre plano e suavemente ondulado, respectivamente. Para a declividade, ambas apresentaram-se entre plana e moderada. Em todas as áreas estudadas houve ausência de rochas, o que é uma condição favorável ao desenvolvimento das mudas.

A vertente pode indicar áreas de maior ou menor fotoperíodo, o que implica na escolha adequada de espécies tolerantes a cada situação particular, de modo a minimizar a taxa de mortalidade. De maneira geral, a vertente dominante na área de restauração AE2 foi a noroeste, e para a de referência (AR) foi a leste, na qual se espera insolação equivalente a observada na AE1, voltada para o vertente oeste (Figura 7).

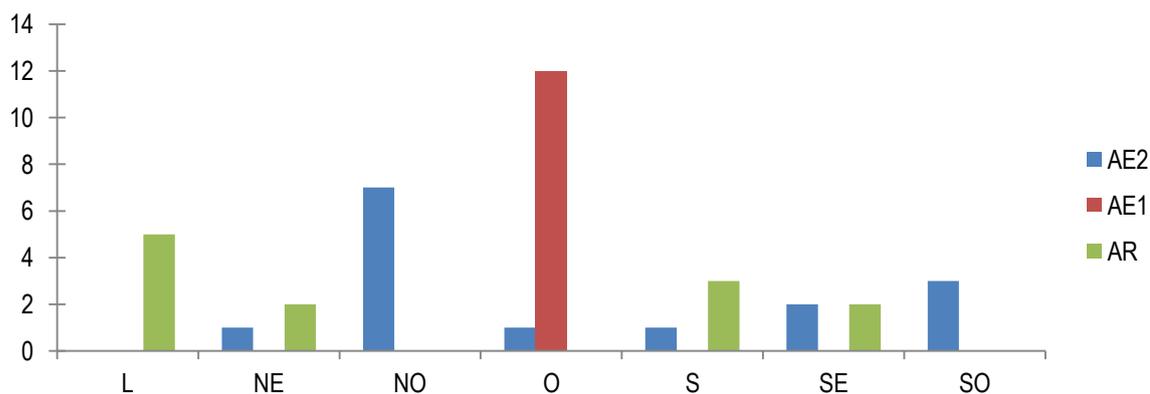


Figura 7: Vertente dominante nas parcelas das áreas de restauração situadas em Sorocaba (AE1) e Itu (AE2) e de dos fragmentos de referência (AR) em Sorocaba-SP.

5.1.2 Indicadores de Perturbações Antrópicas

Na AR e nas AEs, a intensidade dos impactos antrópicos foi baixa, com valores atribuídos entre 1 e 2 (Figura 7). Na AE2, as perturbações antrópicas não foram observadas, constatando-se apenas as interferências relativas aos tratos culturais (roçada, herbicida, controle de incêndios). Na AE1, destacou-se a presença humana como fator de degradação, pois se constatou que a área não é cercada, além de ser adjacente à vias públicas facilitando o acesso ao local. Na AR, o fator de degradação predominante foi a presença de trilhas e caminhos.

As perturbações antrópicas configuram uma severa ameaça à maioria dos ecossistemas do planeta, de modo que se não forem controlados podem prejudicar os objetivos de um projeto de restauração.

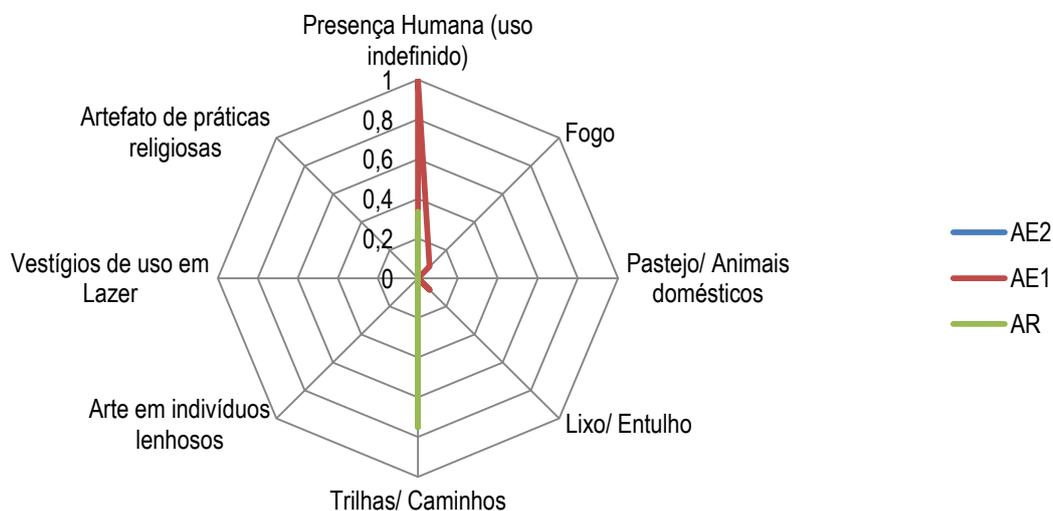


Figura 8: Perturbações antrópicas das áreas de restauração situadas em Sorocaba (AE1) e Itu (AE2) e de dos fragmentos de referência (AR) em Sorocaba-SP. Classificação de zero (perturbação presente, em alta intensidade) a quatro (ausente).

5.1.3 Indicadores de composição

Nas áreas de restauração as espécies mais abundantes foram *Solanum mauritianum* Scop. (AE1; n= 9) e *Casearia sylvestris* Sw. (AE2; n= 35). Na área de referência (AR) no total, 21,2% das espécies presentes são de Floresta Estacional Decidual, encontrando-se, no entanto, 4,5% de espécies típicas de cerrado e 40,9% de outras diversas formações florestais (Kortz, 2009). Estes dados ressaltam a importância desta região como uma intersecção de diferentes formações florestais. O seu estado de sucessão é caracterizado pela presença de indivíduos remanescentes de espécies secundárias (49,9% das espécies) e de predomínio da dispersão zoocórica.

Na AR foram observadas 91 espécies, das quais 71,9% se encontram na listagem de recomendação para o plantio em áreas degradadas, conforme a Resolução SMA nº 08/08. As espécies com maior densidade foram *Copaifera langsdorffii* Desf. (n= 37 indivíduos), *Casearia sylvestris* Sw (n= 27), *Lithraea molleoides* (Vell.) Engl. (n= 24) e *Cryptocaria moschata* Nees & C. (n= 21). Segundo estudos realizados por Piña-Rodrigues *et al.* (2011) a composição florística da AR foi similar à do fragmento contíguo à AE1, o que permite considerá-la como representativa para a comparação com as áreas de restauração.

No fragmento florestal utilizado como referência foi constatada a maior riqueza de espécies (Tabela 11), enquanto nenhuma das áreas de recuperação atingiu, até o 4º ano, o número de espécies exigido pela legislação (Anexo 1). Segundo a Resolução SMA 08/08, no artigo 6º, foi definido que, em áreas “de floresta estacional semidecidual e de savana florestada (cerradão), a recuperação florestal deverá atingir, no período previsto em projeto, o mínimo de 80 (oitenta) espécies florestais nativas de ocorrência regional”.

Segundo a Resolução CONAMA nº 1 de 30 de janeiro de 1994, a área modelo (AR) pode ser classificada como em estágio sucessional inicial. Nesta condição, o número de espécies constatada no levantamento foi superior ao estabelecido na resolução SMA 08/08, indicando que a situação atual dos PRAD’s ainda não atingiu condições similares a uma floresta em início de sucessão. A baixa riqueza das áreas de estudo avaliadas indica a necessidade de se efetuar o seu enriquecimento ou o manejo da regeneração natural para que se consiga atingir a riqueza de espécies estabelecida legalmente.

Tabela 10: Resultado da análise de diversidade e de distribuição espacial das espécies para as áreas de restauração situadas em Sorocaba (AE1), Itu (AE2) e dos fragmentos florestais de referência (AR) em Sorocaba, SP. Valores de IG= 0 (máximo aleatório); IG> 1 (máxima agregação); IG= negativo (distribuição uniforme).

Área estudada	S	N	J'	H'(log10)	IG
AE1	19	42	0,8987	1,149	0,027
AE2	39	184	0,8599	1,368	0,0058
AR	91	331	0,8549	1,671	0,0014

Tanto a densidade de plantas quanto o número de espécies foi maior na AE2 do que na AE1 (Tabela 10), o que se refletiu na sua maior riqueza. Em termos de diversidade, as áreas de restauração e de referência foram bastante similares como indicam os valores do índice de diversidade de Shannon . Isto mostra que, embora as áreas de restauração tenham apresentado menor número de espécies e indivíduos do que os fragmentos estudados (AR), a diversidade de espécies não diferiu entre elas. Contudo, os valores de diversidade obtidos de 1,6 (AR) a 1,1 (AE1) nats/indivíduo foram inferiores aos observados para outras florestas estacionais e semidecíduais do Estado de São Paulo, na maioria com valores entre 2,63 (UFSM/SEMA, 2010), 3,0 nats/indivíduos (IVANAUSKAS & RODRIGUES, 2000; SILVA & SCARIOT, 2004) e 4,0 nats/indivíduos (SILVA & SOARES, 2003). Por outro lado, a

composição florística foi bastante dissimilar entre os fragmentos da AR e as áreas de restauração, as quais se apresentaram agrupadas com base nesta característica (Figura 9).

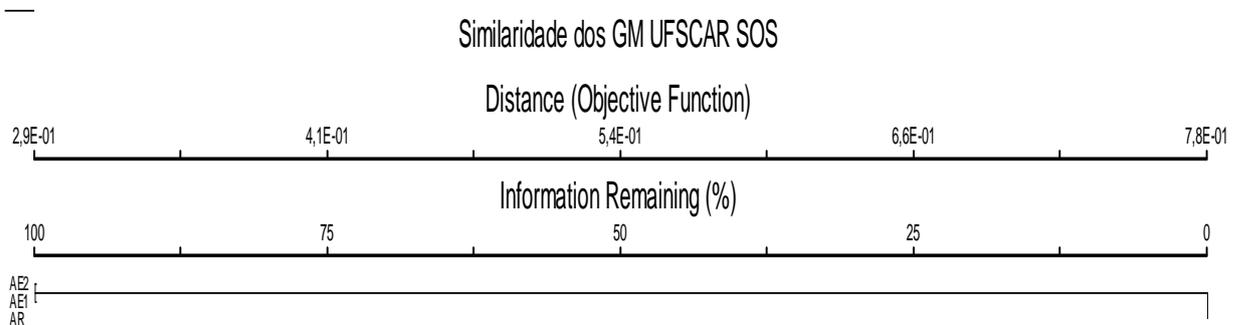


Figura 9: Dendrograma resultante da análise de agrupamento com base na composição florística e densidade de indivíduos nas áreas de estudo de restauração de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2) e de referência (AR), situada em fragmentos em Sorocaba- SP. AE= área de estudo; AR=área de referência.

Os índices de diversidade utilizados no presente estudo foram selecionados por permitirem analisar a riqueza de espécies e a distribuição do número de indivíduos entre essas espécies, ou seja, a equabilidade (J'), sendo tais os dois componentes da diversidade (LUDWIG & REYNOLDS, 1988). O índice de diversidade de Shannon representa a medida do grau médio de incerteza em predizer a qual espécie pertencerá um indivíduo amostrado ao acaso de um conjunto de S espécies e N indivíduos (LUDWIG & REYNOLDS, 1988).

Em relação ao componente equabilidade, inúmeros índices foram propostos, e o índice de Pielou (J') foi escolhido por expressar o valor de H' relativo ao máximo valor que H' pode obter quando todos os indivíduos na amostra são equitativamente distribuídos entre as espécies (LUDWIG & REYNOLDS, 1988). Os valores do índice de Pielou (J') obtidos para as três áreas estudadas revelam padrões de distribuição equânime de indivíduos entre as espécies. Entretanto, o maior obstáculo percebido no uso desses índices é interpretar o que este valor estatístico único realmente significa (LUDWIG & REYNOLDS, 1988). Este fato é importante de ser destacado uma vez que o efeito do tamanho, da forma e da intensidade da amostragem interfere diretamente nos resultados obtidos. Para eliminar este viés, recomenda-se o aumento da intensidade amostral para detecção de padrões, ou mesmo comparar diferentes tipos de amostragem para avaliar a eficiência de cada uma.

Estudos realizados em florestas estacionais têm apresentado índices de equabilidade variando de 0,71 a 0,83 e densidade de 536 a 924 indivíduos.ha⁻¹ (IVANAUSKAS *et al.*, 1999; SILVA &

SCARIOT, 2004). Nas áreas de recuperação estudadas, o alto índice de Pielou foi compatível com outras áreas naturais do estado de São Paulo e reflete uma distribuição equilibrada de indivíduos entre as espécies, o mesmo sendo observado na AR (Tabela 10).

A presença de espécies exóticas foi constatada em ambas as áreas de estudo, em percentual baixo (Figura 10). Na legislação que trata do reflorestamento heterogêneo há apenas previsão de controle de invasoras, não havendo valores de tolerância para a densidade ou número de indivíduos nesses sistemas. Sabe-se, porém, que para evitar riscos de contaminação biológica, é preciso explicitar a necessidade da utilização de somente espécies nativas e que promovam o restabelecimento da resiliência ambiental, inclusive tendo o respaldo da Carta Magna, na qual isso está implicitamente definido no Art. 225, §1º incisos I e VII que exigem que as ações restauradoras não coloquem em risco o ecossistema nativo (ESPÍNDOLA *et al.*, 2005).

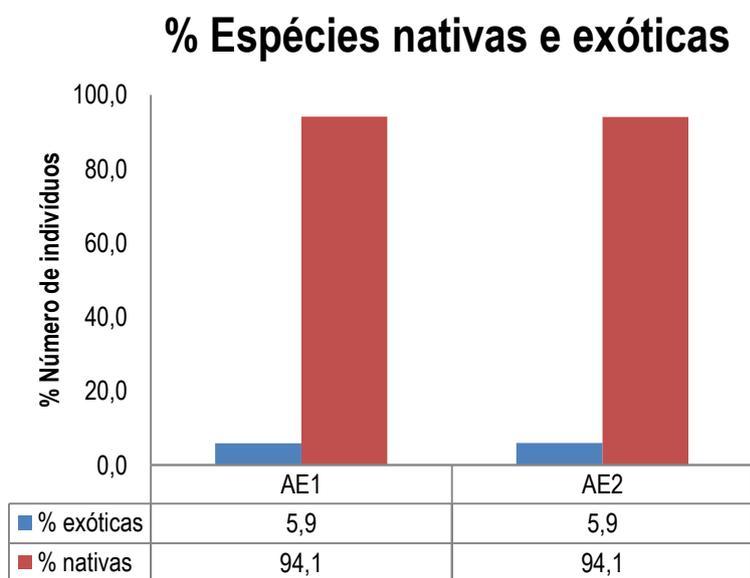


Figura 10: Percentual de espécies nativas e exóticas entre as áreas de estudo de restauração de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2),

As espécies exóticas utilizadas em processos de recuperação, além de impedirem a sucessão por não estabelecerem interações interespecíficas nos ecossistemas brasileiros, tendem a ser invasoras altamente agressivas não somente nas áreas onde foram empregadas, constituindo um risco para as populações nativas e um crime ambiental, segundo o art. 485 da Lei nº 9.605/1998, que dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. O ponto central dessa discussão é o fato de que, apesar da erradicação de espécies introduzidas que ameacem os ecossistemas ser prevista em lei, os órgãos responsáveis pela fiscalização não atentam para o fato de que também as espécies tradicionalmente

utilizadas em práticas de recuperação ambiental são contaminantes perigosos (ESPÍNDOLA *et al.*, 2005).

A presença de espécies epífitas e lianas refletem cenários antagônicos de integridade, porém as AEs não apresentam o estágio avançado suficiente para que a presença de espécies epífitas fosse notada. Conforme a Resolução CONAMA n° 01/94, a presença de epífitas é um dos critérios para definição de estágios sucessionais mais tardios da vegetação secundária.

Já as lianas aparecem como competidoras, já que possuem hábito trepador (ENGEL *et al.*, 1999), indesejável em áreas de restauração. A sua presença foi observada em ambas as AE e na AR. Entretanto, antagonicamente ao que se coloca sobre as lianas, uma revisão realizada por Engel *et al.* (2007) apresenta vários estudos que ressaltam os benefícios dessas sinúsias para a floresta, as quais contribuem para a estabilização do microclima, melhoram as condições para germinação e estabelecimento de plântulas de espécies arbóreas primárias, ajudam a manter a estabilidade do microclima na estação fria e seca, quando grande parte das árvores do dossel perdem as folhas, o que além de melhorar as condições de germinação e estabelecimento de plântulas, pode exercer um efeito protetor contra eventuais geadas. Nos fragmentos florestais, há contribuição mais significativa ainda das lianas para a biodiversidade já que existe uma tendência de que elas sejam menos sensíveis à fragmentação do que as árvores (ENGEL *et al.*, 1999).

Presença de Epífitas e Lianas

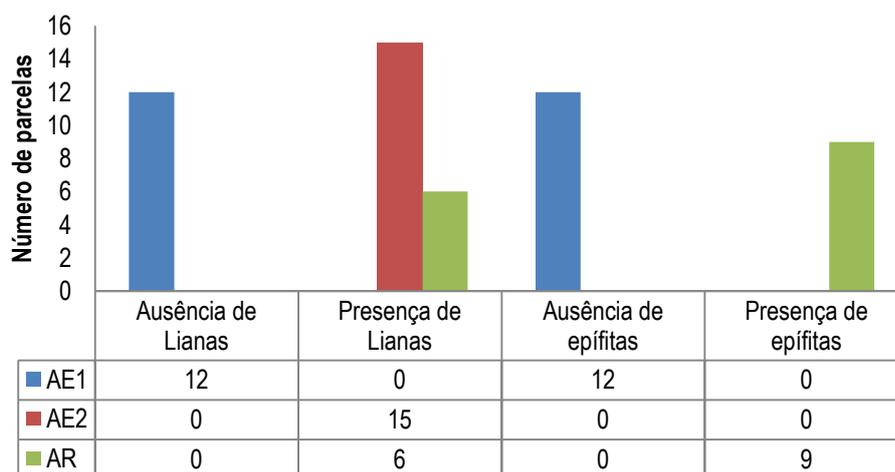


Figura 11: Presença e ausência de epífitas e lianas nas áreas de estudo de restauração de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2) e de referência (AR), situada em fragmentos em Sorocaba-SP.

5.1.4 Indicadores de estrutura

5.1.4.1 Abundância e estrutura horizontal das plantas

A densidade de indivíduos é um importante indicador de efetividade no cumprimento dos projetos e, ao mesmo tempo, é facilmente mensurável no campo, por intermédio de simples contagem de plantas em uma determinada área (supondo a densidade de 1.667 ind.ha⁻¹ estabelecido na Resolução n° 08/08). Os valores obtidos nas AEs estiveram abaixo daquele sugerido na legislação para plantios heterogêneos em espaçamento 3 x 2 m, exigindo a necessidade de intervenção e manejo nos sistemas implantados. Já o fragmento florestal considerado como área de referência apresentou densidade de indivíduos arbóreos superior àquela preconizada na Resolução SMA n° 08/08 (Figura 12).

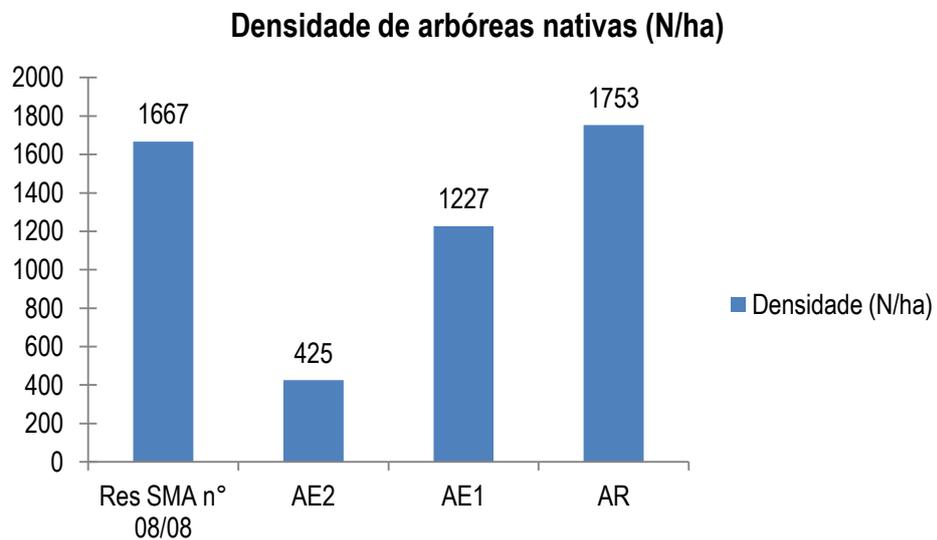


Figura 12: Densidade de indivíduos arbóreos nas áreas de estudo de restauração de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2) e de referência (AR), em relação ao valor preconizado na Resolução SMA n° 08/08.

Em relação à estrutura horizontal, houve diferença entre as médias de CAP entre as áreas estudadas ($p < 0,005$), segundo o teste não-paramétrico de Kruskal Wallis. Entre as AEs, houve diferença significativa para as médias de CAP, segundo teste t pareado ($t = 3.3267$, $df = 47$, $p = 0.001713$). Em comparação à AR, os dados foram significativamente diferentes para a AE1 ($t = -7.2647$, $df = 49$, $p < 0,005$) e também para a AE2 ($t = -12.5699$, $df = 180$, $p < 0,005$), segundo teste t pareado. (Figura 13).

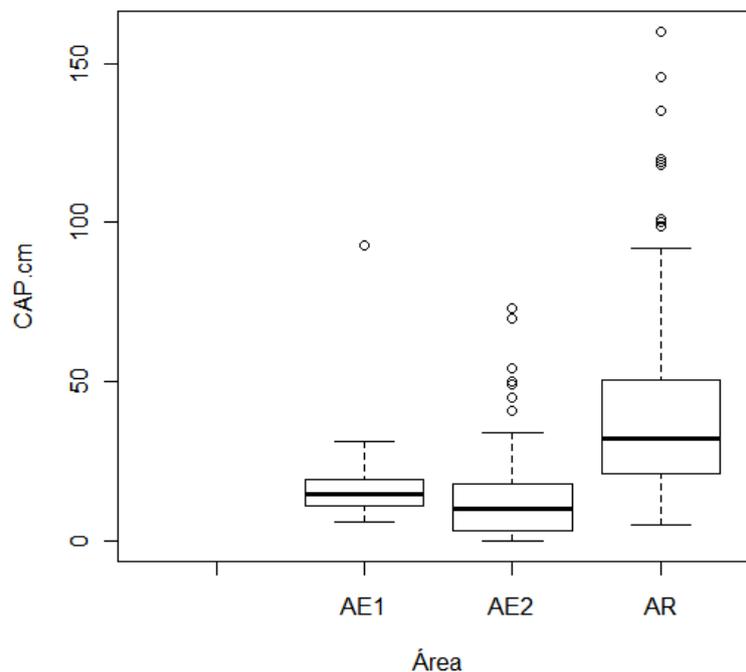


Figura 13: Boxplot dos dados de circunferência à altura do peito (CAP – cm) dos indivíduos arbóreos nas áreas de estudo de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2) e de referência (AR), situada em fragmentos em Sorocaba- SP.

O incremento médio diamétrico nas áreas estudadas foi de 0,1 cm.ano⁻¹ (AE1) até o quinto ano e 0,16 cm.ano⁻¹ (AE2) até o terceiro (Figura 11). Estes dados são próximos aos constatados em florestas estacionais do Brasil (PINTO, 2002; OLIVEIRA, 2005) e de outros países (LOSOS & LEIGH Jr, 2004), nas quais foram observados valores médios variando de 0,17 a 0,25 cm.ano⁻¹. Segundo Felfili (1995), a luz é um importante fator influenciando as taxas de incremento em diâmetro em espécies arbóreas. Aquelas cujo crescimento é rápido como *Tapirira guianensis* apresentam valores de incremento de 0,54 cm.ano⁻¹ em estudos ao longo de 19 anos (OLIVEIRA & FELFILI, 2008).

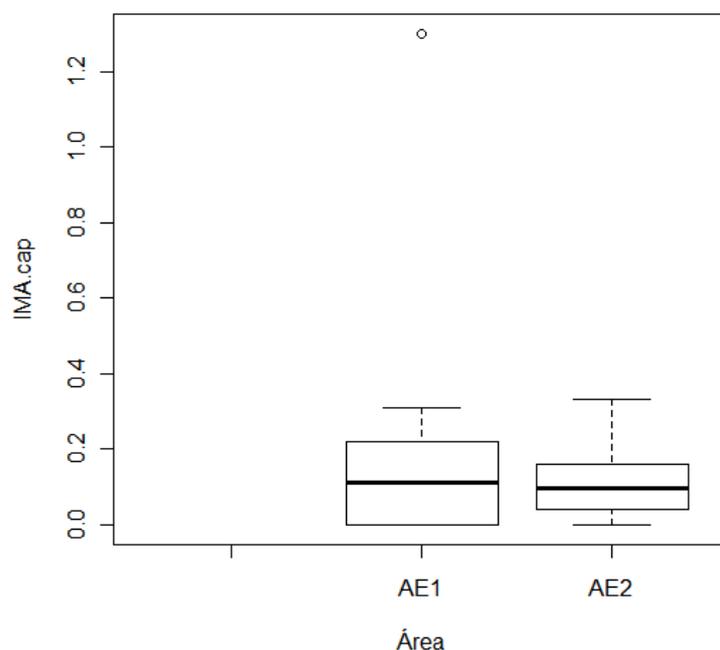


Figura 14: Boxplot dos dados de incremento médio anual diamétrico dos indivíduos arbóreos nas áreas de estudo de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2) .

Ainda em relação aos parâmetros relativos à estrutura das áreas, dentre os índices que expressam a estruturação dos processos de restauração está a distribuição espacial dos indivíduos na área. Com esta finalidade, o índice de Green (IG) é utilizado para efetuar comparações entre comunidades uma vez que não depende do tamanho ou do número de indivíduos presentes na amostra (LUDWIG & REYNOLDS, 1988). A distribuição espacial das espécies em áreas de restauração tende a obedecer a padrões espaciais determinados em função da necessidade de se planejar o plantio. Alguns modelos de restauração preconizam o plantio de linhas de espécies arbóreas pioneiras intercaladas com secundárias (RODRIGUES *et al.*, 2009), o que acaba ocasionando proximidade entre indivíduos das mesmas espécies, principalmente quando o número de espécies é pequeno (< 40 espécies). Contudo, segundo os valores obtidos para as áreas estudadas de referência e restauração, as espécies encontram-se distribuídas na área de forma aleatória ($IG \approx 0$), em especial em AE2, o mesmo se constatando nos fragmentos (AR) (Tabela 10).

Em florestas naturais, adaptações aos locais de germinação das sementes e estabelecimento das plântulas tendem a gerar o agrupamento de indivíduos em florestas tropicais (SCHUPP *et al.*, 2002). Giehl *et al.* (2007) observaram que a tendência ao agrupamento em espécies estacionais foi o padrão mais observado em áreas do Rio Grande do Sul. Apesar disto, nas áreas de fragmentos (AR)

obteve-se valor que expressa distribuição aleatória, com valores próximos de zero. Este resultado exprime a distribuição equitativa no espaço em relação às espécies e indivíduos, o que, contudo, difere do padrão observado em outras áreas em condições naturais para outras formações similares (LINDENMAIER & BUDCKE, 2006; LEHN & RESENDE, 2007). Porém, é importante ressaltar que embora o índice de Green não seja afetado pelo tamanho da amostra, o cálculo do padrão de distribuição espacial de maneira geral sofre efeito da forma e da intensidade das amostras. Quando amostras possuem tamanho reduzido, há grande probabilidade de se detectar distribuição aleatória, quando esta, na verdade, seria agrupada (LUDWIG & REYNOLDS, 1988). Desta forma, parcelas de 10 x 10 m, como as utilizadas nos fragmentos, podem não ser adequadas para analisar a distribuição espacial.

5.1.4.2 Estrutura vertical da população

Quando se analisa o processo de estratificação vertical das áreas estudadas, observa-se que o crescimento em altura total dos indivíduos nas três áreas foi uniforme, refletindo a formação de um dossel menos estratificado. Porém, quando se analisa a altura do fuste, houve maior desuniformidade para AE2 (CV > 60%), mesmo quando comparado a área de fragmentos (AR) (Figura 9). É importante destacar aqui que o coeficiente de variação elevado para altura do fuste sofre efeito da amostragem, pois os indivíduos perfilhados foram considerados como 0 (zero) de altura do fuste (Figura 15).

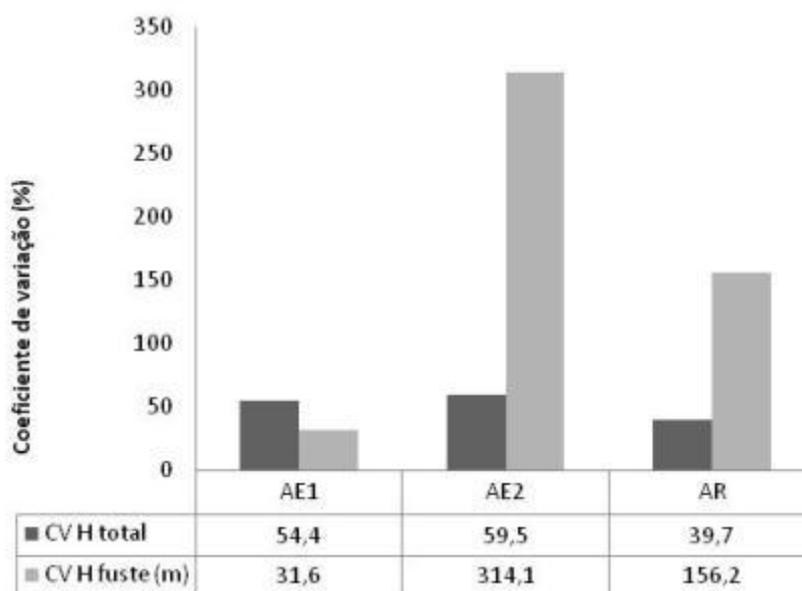


Figura 15: Coeficiente de variação (%) para a altura total e do fuste dos indivíduos arbóreos das áreas de estudo de restauração de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2) e de referência (AR), situada em fragmentos em Sorocaba- SP.

Os dados de crescimento em altura total mostraram diferença significativa entre as áreas ($F=461$; $p < 0,001$) e maior desenvolvimento nas plantas instaladas na AE2, com incrementos de $3,2 \text{ m.ano}^{-1}$ (Figura 16). Os valores de incremento obtidos foram superiores aos reportados para florestas naturais da Malásia, na ordem de $0,2 \text{ cm.ano}^{-1}$ para espécies do sub-bosque e $0,3 \text{ cm.ano}^{-1}$ para as emergentes do dossel (MANOKARAN & KOCHUMMEN, 1987; MANOKARAN & SWAINE, 1994). Contudo, ao se comparar a altura média total das áreas de restauração não houve diferença significativa entre AE1 e AE2 ($t=0,83$; $p=0,4103$) e ambos foram distintos da área de referência ($t_{AE1}=-22,4$; $p < 0,0001$; $t_{AE2}=13,9$; $p < 0,0001$).

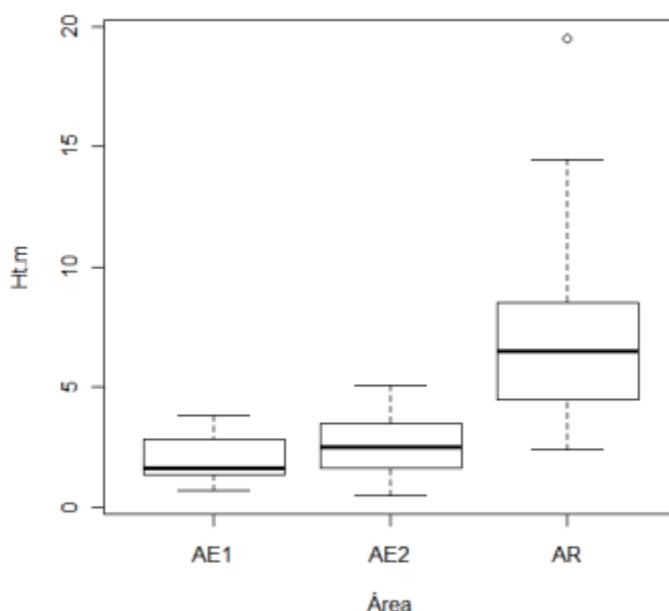


Figura 16: Boxplot dos dados de da altura total em metros (Ht.m) dos indivíduos arbóreos das áreas de estudo de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2) e de referência (AR), situada em fragmentos em Sorocaba- SP.

Para a altura do fuste houve diferença significativa entre as áreas ($F=158$; $p=0,005$), porém as áreas de restauração diferiram entre si a 5% de probabilidade ($t=-2,52$; $p=0,0205$) e foram distintas dos fragmentos (AR) ($t_{AE1}=-1,89$; $p < 0,0001$; $t_{AE2}=-15,18$; $p < 0,0001$). A maior altura do fuste foi observada para a AE1, o que indica que nesta área houve maior crescimento do fuste em relação à copa, ocorrendo o contrário na AE2 (Figura 17). Este comportamento pode ser detectado em áreas onde ocorreu alta competição inicial ou sombreamento das mudas pela vegetação herbácea ou gramínea, o que gera desenvolvimento “estiolado”, ou seja, maior investimento no crescimento do fuste em detrimento da copa (PIÑA-RODRIGUES *et al.*, dados não publicados). O mesmo foi observado em

mudas sombreadas, tal como *Jacaranda copaia* (Aubl.) D. Don e *Hymenaea courbaril* L. que apresentaram maior crescimento em altura total quando sob sombreamento superior a 50% (CAMPOS & UCHIDA, 2002).

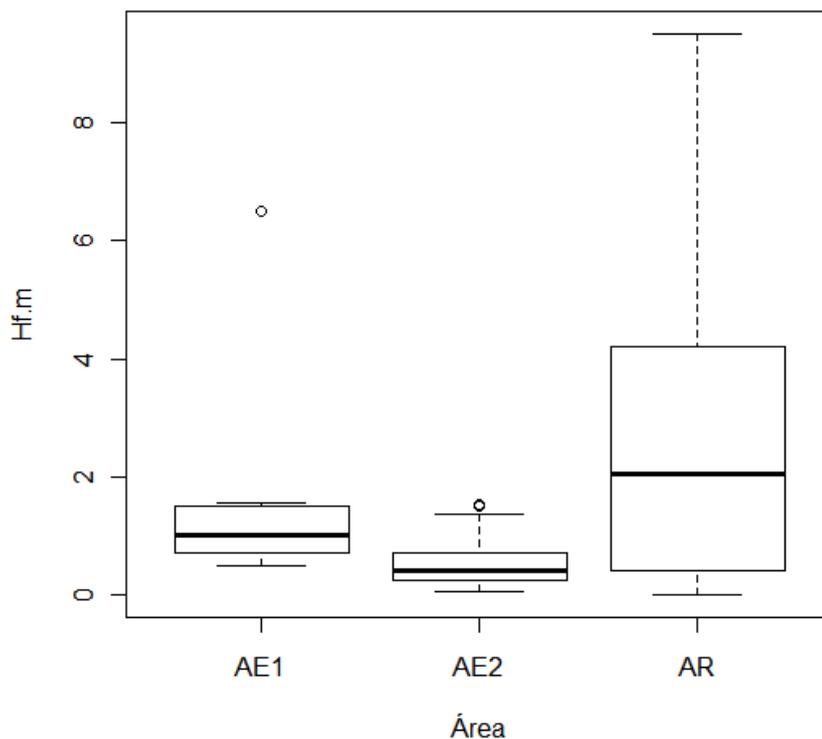


Figura 17: Boxplot dos dados de altura do fuste em metros (Hf.m) dos indivíduos arbóreos das áreas de estudo de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2) e de referência (AR), situada em fragmentos em Sorocaba- SP.

Entre áreas de restauração (AE1 e AE2) a proporção de plantas com bifurcação foi superior a de referência (AR), estando estas concentradas no terço inferior dos indivíduos arbóreos. A presença de bifurcações próximas ao solo em plantas florestais tem sido reportada como resultado do ataque de pragas, como por exemplo, em *Schinus terebinthifolius* Raddi e *Cedrela fissilis* Vell. (CARVALHO, 1981), ou mesmo como uma característica ecológica das espécies, como *Bauhinia variegata* L. e *Mimosa tenuiflora* (CARVALHO, 1981; DRUMMOND *et al.*, 2008). Também espaçamentos amplos, com reduzida competição entre plantas podem causar o aparecimento de bifurcações, sendo comum em espécies implantadas em áreas urbanas (SILVA *et al.*, 2008) ou em áreas com ocorrência de fogo. A presença de bifurcações também foi observada associada a áreas naturais onde a presença de clareiras ocorreu na fase inicial de estabelecimento das espécies, o que reflete perturbações anteriores

(PIÑA-RODRIGUES & SCORIZA, dados não publicados). Estudos de cerca de 20 anos mostraram a tendência de bifurcação devido ao maior espaçamento para *Dalbergia nigra* (R.M. Jesus, informação pessoal), e por características de crescimento para *Miconia splendens* e *Vismia guianensis* (FONTES, 1999), o que mostra a necessidade deste tipo de característica ser analisada também em relação às espécies. Nas áreas estudadas, no entanto, a comparação entre áreas mostra que podem estar ocorrendo fatores que estão favorecendo a maior ocorrência de indivíduos bifurcados no terço inferior nas áreas de restauração (AE1 e AE2), podendo-se propor que o espaçamento amplo (3 x 2 m) pode estar influenciando esta característica. Apesar da proporção de árvores ter sido distinta entre as áreas, não houve diferença significativa entre elas em relação ao número de indivíduos bifurcados por área ($F= 2,29$; $p= 0,1037$).

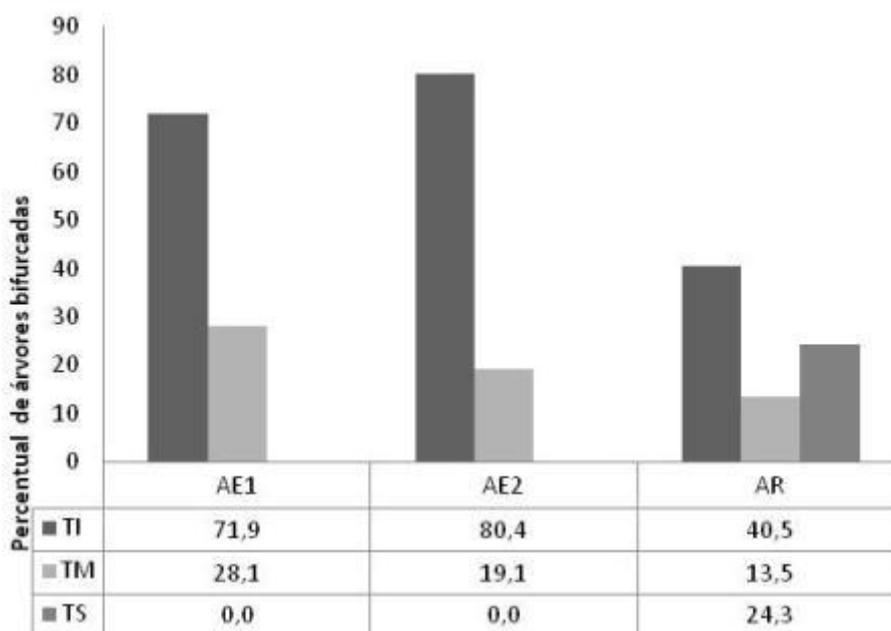


Figura 18: Percentual de indivíduos bifurcados em diferentes posições da árvore das áreas de estudo de restauração de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2) e de referência (AR), situada em fragmentos em Sorocaba- SP. TI= terço inferior; TM= terço médio; TS= terço superior.

5.1.5 Indicadores de função

5.1.5.1 Cobertura e proteção do solo

Solos expostos e declivosos são mais susceptíveis a processos erosivos, de modo que a função de proteção oferecida pela parte aérea de plantas (herbáceas, arbóreas, gramíneas invasoras) é primordial para garantir a integridade do solo, em virtude de evitar o percolamento superficial da água, evitar a dessecação do solo e aporte de nutrientes através da ciclagem dos nutrientes aportados

por meio da decomposição de matéria orgânica presente no sistema. Por isso, práticas de manejo e conservação, como o emprego de plantas forrageiras, são relevantes para a manutenção ou melhoria das características químicas, físicas e biológicas dos solos (PERIN; GUERRA & TEIXEIRA, 2003). A porcentagem da cobertura morta, oriunda da capina cumpre a função de proteção do solo, foi observada apenas na AE2. Embora a função de cobertura do solo seja primordial, há, entretanto, um inconveniente em relação à presença da cobertura morta em áreas de restauração: nas estações secas a incidência de focos de queimadas é maior e proporcionalmente a probabilidade de queimadas em áreas de restauração também, cuja cobertura morta esteja presente. Na AE2, houve uma queimada expressiva durante o feriado prolongado de 07/09/2010 quando foram incendiados aproximadamente 60 ha em plantio de nativas.

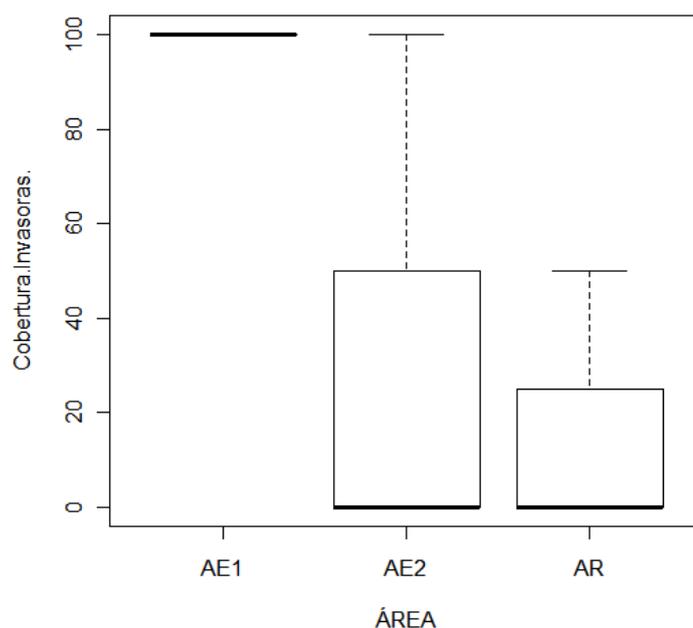


Figura 19: Boxplot dos dados de porcentagem de cobertura do solo por gramíneas invasoras entre as áreas de estudo de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2) e de referência (AR), situada em fragmentos em Sorocaba- SP.

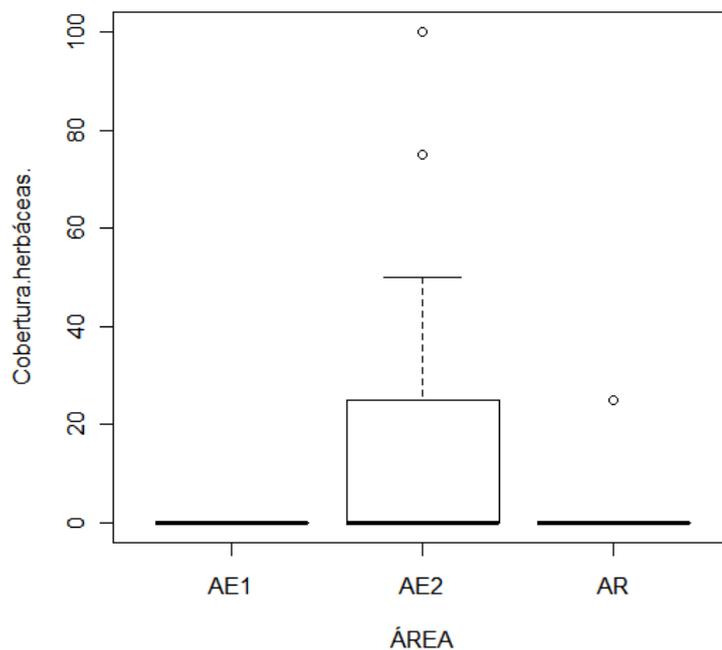


Figura 20: Boxplot dos dados de porcentagem de cobertura do solo por herbáceas entre as áreas de estudo de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2) e de referência (AR), situada em fragmentos em Sorocaba- SP.

Em relação à cobertura da regeneração natural, ficou evidente que em áreas em fase inicial essa comunidade é desprezível (Figura 20). Conforme já pontuado, a invasão por gramíneas é o principal gargalo para o desenvolvimento da comunidade florestal. Além disso, Melo et al., (2007) relataram que até os 7 anos de implantação, a regeneração natural é incipiente. Outro fator limitante para o desenvolvimento da comunidade regenerante é a presença de fragmentos florestais que possam aportar propágulos por meio de dispersão.

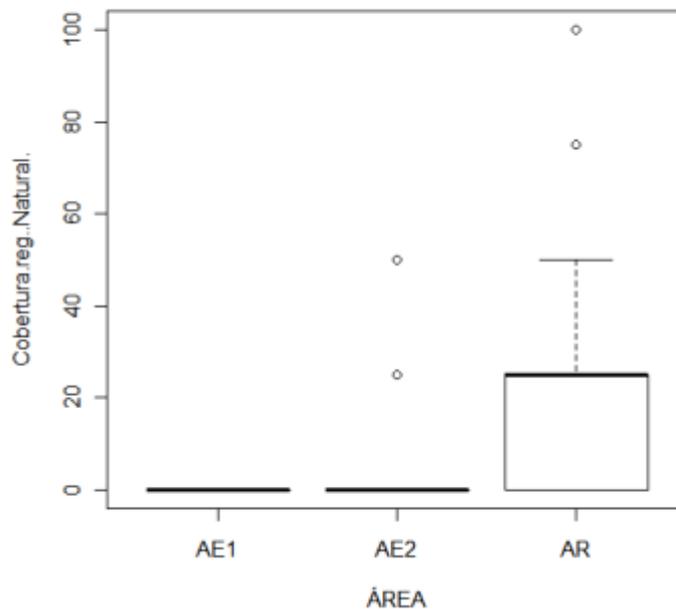


Figura 21: Boxplot dos dados de porcentagem de cobertura do solo pela regeneração natural entre áreas as áreas de estudo de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2) e de referência (AR), situada em fragmentos de Sorocaba/SP.

5.1.5.2 Aporte de Biomassa

A altura da serapilheira foi significativamente diferente entre as AE e a AR ($F= 105$; $p< 0,01$) padrão este esperado devido ao fato de os indivíduos na AR estarem em um estágio mais maduro em relação aos plantios em fase inicial que ainda não apresentam valores expressivos de aporte de serapilheira (Figura 22). Entretanto, é esperado que nos períodos mais secos haja queda de folhas em virtude da grande maioria das espécies plantadas serem típicas de Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 1992). A serapilheira é formada por sedimentos depositados na superfície dos solos, incluindo folhas, caules, ramos, frutos, flores e outras partes da planta, bem como restos de animais e material fecal (DIAS & OLIVEIRA-FILHO, 1997; MARTINS, 2001), o que representa a principal reserva de N e um importante reservatório de P, Ca, K e Mg (JORDAN, 1985; PRINCHETT, 1987). Embora a estimativa do aporte de serapilheira possa ser um indicador pouco sensível às mudanças imediatas no ecossistema, este pode revelar tendências ao longo do tempo (GONDIM, F.R. *et al.*, dados não publicados) e, portanto, pode ser relevante para estudos de monitoramento.

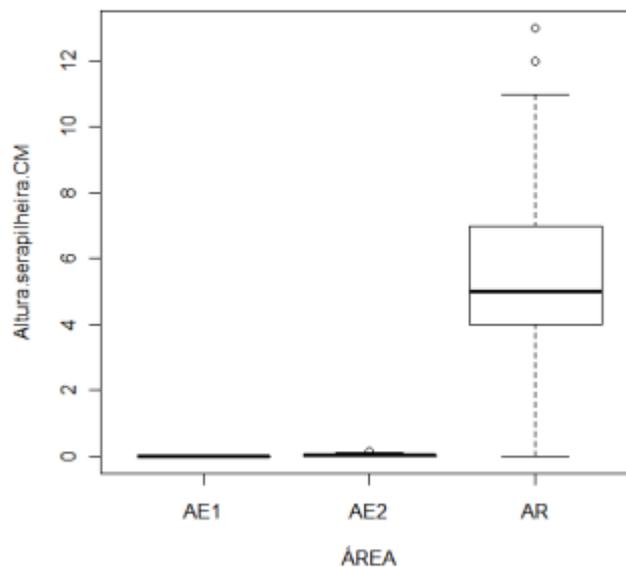


Figura 22: Boxplot dos dados de altura da serapilheira (cm) entre as áreas de estudo (AE) e área de referência (AR).

5.1.5.3 Competição

Entre as áreas houve diferença significativa entre elas em relação à quantidade de luz ($F= 192$; $p= 0,001$), cobertura de herbáceas ($F= 18,4$; $p< 0,01$) e de taxa de presença de regeneração natural ($F= 29,8$; $p< 0,001$). A AE1 apresentou características de maior abertura das copas das árvores propiciando a mais alta taxa de incidência de luz no solo (Figura 13) favorecendo a cobertura do solo com gramíneas (*Brachiaria decumbens* Stapf) ($r= 0,78$) e inibindo o estabelecimento da regeneração natural ($r= -0,70$). Na AE2 se constatou menor incidência de luz e da invasão por braquiária, gramínea invasora dominante também neste local. Embora a redução da incidência de luz possa inibir a presença de braquiária, é preciso destacar que neste local foram efetuados tratamentos culturais com utilização de herbicidas e capina manual, o que também pode contribuir pela menor presença desta invasora em relação a AE1. Apesar disto, até aos três (AE2) e cinco (AE1) anos a restauração ainda não propiciou taxas de cobertura do solo por gramíneas similares a área de floresta degradada (AR), o mesmo se constatando dos demais indicadores analisados.

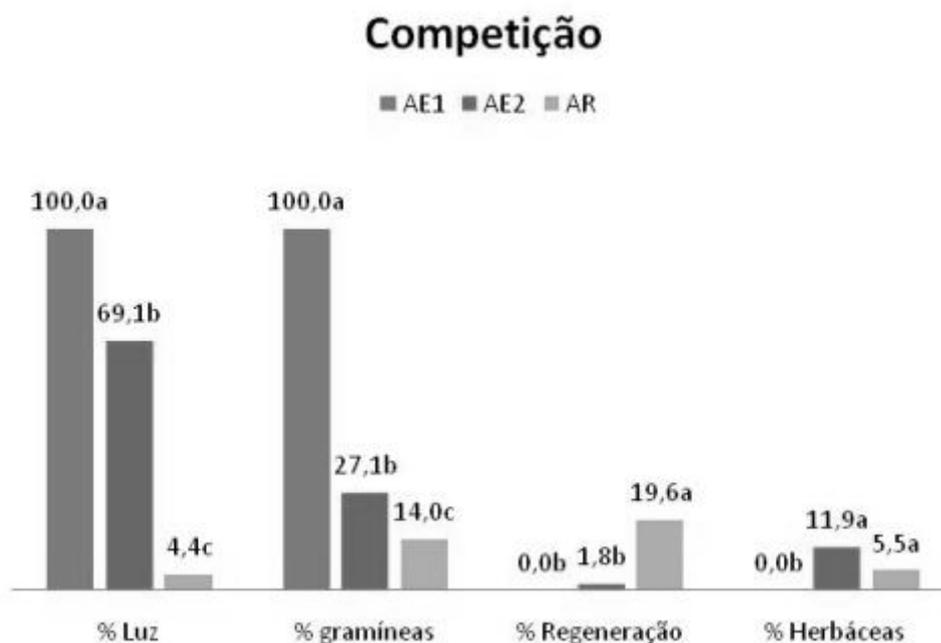


Figura 23: Resultados dos indicadores de competição relativos à taxa (%) de cobertura do solo por gramíneas, regeneração natural e herbáceas e percentual de luz incidente no solo entre as áreas de estudo de restauração de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2) e de referência (AR), situada em fragmentos em Sorocaba- SP. Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si a 5% de probabilidade, para cada indicador analisado.

A cobertura de gramíneas invasoras é um importante indicador de avaliação da implantação e condução do projeto de restauração, sendo necessário seu controle até dois anos após a implantação do projeto, segundo o artigo 10, §1º da Resolução SMA nº 08/08. Em ambas as áreas de restauração, as suas idades já permitem que os tratos culturais tenham se encerrado, o que significa que as mudas já deveriam ter atingido condições de controle de invasoras sem a necessidade de novos tratos culturais como roçada e capina.

Espaçamentos mais amplos tendem a requerer de três a quatro manutenções por ano. CESP (1993) verificou que o uso do espaçamento 3 x 1,5 m em plantios heterogêneos, com densidade média de 2.222 plantas.ha⁻¹ requereu a manutenção por quatro anos, o mesmo ocorrendo no Rio de Janeiro em plantios de recuperação ambiental com espaçamentos de 3 x 2 m e 2 x 2 m (SANTOS, 1991; MAY *et al.*, 1995). Contudo, plantios adensados com espaçamentos de 2 x 2 m e 1 x 1,0 m realizados no Rio de Janeiro, requereram apenas uma manutenção de plantio e promoveram a rápida cobertura do solo, o que possibilitou a erradicação natural das gramíneas invasoras (*Paspalum notatum* Flügge e

Brachiaria decumbens Stapf.), a redução dos eventos de fogo e proporcionaram a manutenção de maior umidade no solo e restabelecimento da deposição de matéria orgânica (ARAUJO, 2002).

Os dados obtidos nas áreas de estudo apontam para a necessidade de, ou se rever a legislação, estendendo o período exigido para a realização de tratamentos culturais, ou desenvolver metodologias e sistemas silviculturais que possibilitem o rápido estabelecimento das mudas e inibam o desenvolvimento das gramíneas. Isto fica mais evidente quando se considera que, mesmo com aplicação de herbicidas e execução de capinas, como vem sendo realizado regularmente na AE2, ainda não foi promovida a erradicação das gramíneas invasoras.

Em relação à cobertura de regenerantes, foi nula na AE1 e significativamente superior na AR (Figura 17). Na AR, embora a cobertura da comunidade regenerante tenha sido baixa, dados de CORREA (2011) apontam para uma densidade de mais de 5.000 indivíduos.ha⁻¹ nesta área. O estudo realizado por Correa (2011) é o referencial, no qual a autora analisou o estrato regenerativo da AR. Neste estudo, foram amostrados indivíduos lenhosos com altura igual ou superior a 1 m e com circunferência a altura do solo (CAS) menor do que 15 cm. Deste modo, foram coletados 142 espécies, 85 gêneros e 41 famílias identificadas, num total de 1157 indivíduos lenhosos, como também quatro espécies consideradas exóticas, *Eriobotrya japonica* (Thunb.) Lindl, *Eucalyptus* sp., *Syzygium jambos* (L.) Alston e *Tecoma* sp. A densidade total foi estimada em 6089,47 ind.ha⁻¹ e a área amostrada foi a de 1900m². Uma das constatações da autora em relação ao número de indivíduos por grupo ecológico é a de que há um processo natural ocorrendo na dinâmica da regeneração, uma vez que foram encontradas mais espécies não-pioneiras do que o esperado, valendo-se do efeito de borda ao qual esses trechos de floresta estão submetidos. A alta riqueza e diversidade encontradas no estrato regenerante foi explicada pela autora por meio da “hipótese da perturbação intermediária”, que explica a manutenção de riqueza e diversidade elevadas em ambientes não totalmente conservados, nem perturbados com grande frequência e intensidade. Considerou-se que estes remanescentes de floresta, os quais sofreram corte raso há aproximadamente 40 anos (KORTZ, 2009), tiveram tempo de chegar a um estágio sucessional intermediário, e que as atuais perturbações existentes podem ser consideradas como perturbações intermediárias.

Nas AEs, os regenerantes foram removidos em função das técnicas de condução dos tratamentos culturais, tendo em vista que a limpeza é realizada de forma mecanizada, com o uso simultâneo da capina manual em coroamento. A regeneração espontânea de indivíduos oriundos de rebrota por estruturas subterrâneas (*Psidium* sp.) ou mesmo dispersas por anemocoria (pioneiras iniciais – *Vernonia polyanthes* Less., *Gochnatia polymorpha* (Less.) Cabrera) constatadas durante o levantamento de campo foram eliminadas durante as práticas culturais. Por outro lado, se na legislação

a comunidade regenerante oriunda de rebrota ou dispersão de sementes fosse contemplada como parte dos tratos culturais, esta poderia contribuir para incrementar os resultados do projeto e colaborar com o cumprimento dos objetivos contidos nos projetos de restauração.

Segundo Melo *et al.* (2007), os regenerantes são ausentes ou escassos em planos de restauração com até 7 anos de implantação. Por outro lado, este indicador tem a vantagem de ser sensível ao stress do sistema e pode ser utilizado em áreas com uma complexidade estrutural maior e com objetivos direcionados. Viani & Rodrigues (2008) analisaram a retirada de diferentes intensidades de plântulas e jovens até 30 cm sobre a estrutura da comunidade regenerante, a fim de propor uma alternativa para produção de mudas de espécies nativas da floresta estacional semidecidual e observaram que a remoção das plântulas pode comprometer a regeneração de espécies que ocorrem em baixa densidade. Isto, segundo os autores, sugere que a utilização da regeneração natural como fonte de mudas para a restauração florestal seja voltada para espécies abundantes e com estratégias de regeneração conhecidas e não para a comunidade como um todo. Entretanto, um descuido no delineamento desse estudo consiste no fato de que os autores não consideraram o percentual de mortalidade desses regenerantes removidos, haja vista sua sensibilidade ao stress de remoção, e por isso a estratégia de remoção de plântulas para restauração florestal seja ainda um assunto a ser investigado.

A competição entre espécies pode ainda ser avaliada pelas relações alométricas entre altura e diâmetro (FONTES, 1999). Entre as áreas houve diferença significativa entre a relação Ht/DAP ($F=37,4$; $p < 0,001$), obtendo-se as médias significativamente maiores nos fragmentos seguidas da AE2. Conforme já observado para as variáveis isoladas de diâmetro e altura total, esta relação mostra o estabelecimento de maior competição entre plantas em AE2 aos 3 anos do que para AE1, já aos 5 anos após o plantio. Houve a tendência das espécies investirem no maior crescimento em diâmetro em AE2. Espécies que investem em crescimento acentuadamente em altura total em detrimento do crescimento em diâmetro pode revelar a competição por luz, haja vista o efeito do fototropismo positivo da parte aérea de espécies arbóreas.

Tabela 11: Tabela dos dados da relação altura total (Ht) por diâmetro a altura do peito (DAP) entre as áreas de estudo de restauração de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2) e de referência (AR), situada em fragmentos em Sorocaba- SP. Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si a 5% de probabilidade, para cada indicador analisado.

ÁREA	Média de Ht/DAP
AE1	0,127402 ^C
AE2	0,210061 ^B
AR	0,247339 ^A

5.1.5.4 Sucessão

Para o indicador de sucessão, novamente a Resolução SMA n° 08/08 foi tida como diretiva. No tocante ao número de indivíduos por síndrome de dispersão, a recomendação é “*de, no mínimo, 20% de espécies zoocóricas nativas da vegetação regional*”, sendo os valores encontrados adequados à esta recomendação em ambas as AEs (Figura 18). A reprodução de plantas tropicais depende, essencialmente, da interação com animais polinizadores e/ou dispersores de sementes, uma vez que as angiospermas dependem dos animais para o transporte de pólen ou de sementes. Por outro lado, as plantas oferecem recursos alimentares para estes animais: pólen, néctar, óleo, frutos e sementes com polpas suculentas e nutritivas (MORELLATO & LEITÃO FILHO, 1992). O que vem sendo corroborado por diversos estudos em florestas tropicais é o predomínio de frutos carnosos (FRANKIE et al., 1974; HILTY, 1980; MORELLATO & LEITÃO FILHO, 1992), onde a maior proporção deste tipo de síndrome de dispersão parece estar relacionado tanto a um menor grau de sazonalidade climática da floresta quanto a variações na precipitação e intensidade da estação seca (MORELLATO & LEITÃO FILHO, 1992). Entretanto, existem dificuldades em se classificar os tipos de síndromes zoocóricas, pois a morfologia dos diásporos proporciona o consumo por grupos de animais muito diferentes. Isto reflete o fato de que animais frugívoros tendem a ser generalistas e as relações mutualísticas entre frugívoros/dispersores e plantas serem mais difusas do que o observado em relação aos polinizadores.

% Espécies por Síndrome de Dispersão

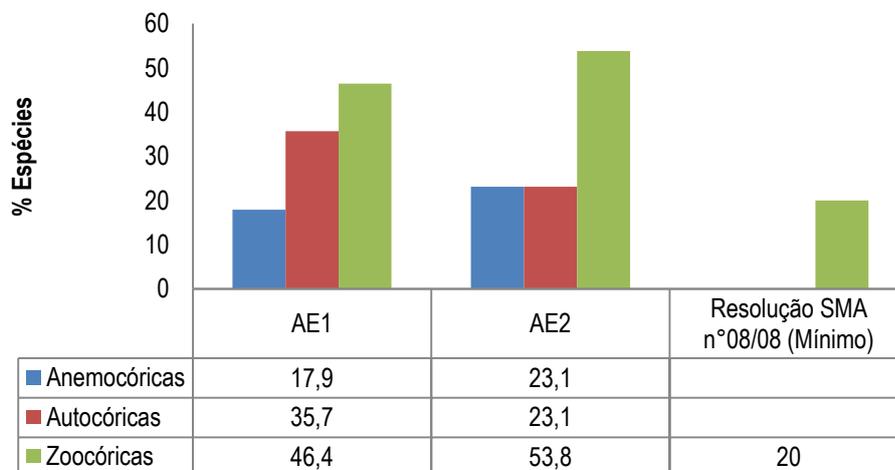


Figura 24: Percentual do número de espécies classificados por síndrome de dispersão entre as áreas de estudo de restauração de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2), em relação ao valor preconizado na Resolução SMA nº 08/08.

Em relação aos grupos ecológicos, segundo a legislação correlata a recomendação é a de que *“nos plantios em área total, as espécies escolhidas deverão contemplar os dois grupos ecológicos: pioneiras (pioneiras e secundárias iniciais) e não pioneiras (secundárias tardias e climácicas), considerando-se o limite mínimo de 40% para qualquer dos grupos...”*. Apenas na AE2 observou-se ligeiro desvio do limite mínimo estabelecido na legislação (39,3% de não-pioneiras – Figura 19). Entretanto, o ponto polêmico é se deve ou não ser mantido o número mínimo de 80 espécies para os reflorestamentos heterogêneos, haja vista que as espécies mais tardias e climácicas ainda não têm o microhabitat ideal para o seu desenvolvimento. O autor desse estudo compartilha da visão de Götsch (1995), segundo a podemos dividir o funcionamento sucessional em sistemas, caracterizados por diferentes consórcios que podem ser vistos como apresentando plantas tipicamente pioneiras, secundárias e transicionais. Apesar dos representantes de cada uma dessas fases da sucessão crescerem juntos, em cada fase haverá uma comunidade específica dominando, direcionando a sucessão. Assim, para cada consórcio, os indivíduos das espécies mais avançadas (tardias) da sucessão não se desenvolvem enquanto as espécies que a antecedem não dominarem. Nas palavras do autor, as plantas precisam ser “criadas” pelas suas antecessoras. Assim, conforme os recursos para a vida vão se tornando disponíveis através da influência do consórcio anterior seja pela adição de matéria orgânica, de exudatos, de alterações na micro e macrofauna do solo e dos animais associados, a sucessão vai avançando pela substituição de consórcios, com indivíduos mais exigentes, de porte

maior, maior ciclo, com maior complexificação do sistema (GÖTSCH, 1995). Esta questão ainda é uma lacuna a ser investigada. A sugestão é a de que o manejo e o enriquecimento seja feito ao longo do tempo, acompanhando as alterações no microhabitat à medida que as pioneiras se desenvolvem, de modo a realmente favorecer o desenvolvimento de espécies mais tardias e menos tolerantes ao pleno sol, enquanto atualmente essas espécies são implantadas em áreas abertas nas mesmas condições de espécies mais tardias, conforme a Resolução SMA n°08/08. Engel & Parrota (2003) enfatizam que as técnicas de recuperação de áreas degradadas em países como o Brasil ainda encontram-se aquém dos objetivos da restauração ecológica (funcionalidade, estabilidade em longo prazo, estrutura, etc.). É por isso pertinente a constante revisão das edições publicadas da resolução que trata dos reflorestamentos heterogêneos no Estado de São Paulo.

% Espécies por grupo funcional (Pioneira e Ñ-pioneira)

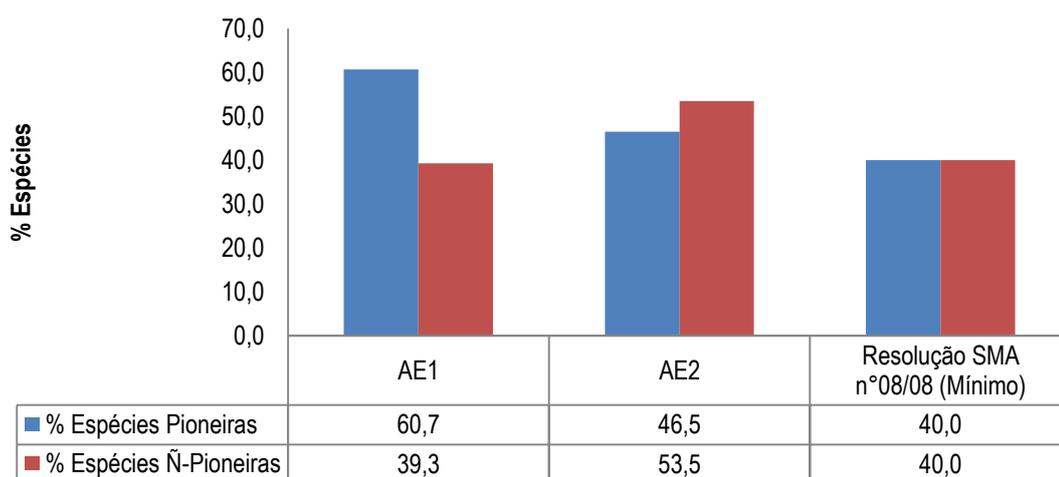


Figura 25: Percentual de espécies classificadas por grupo funcional (Pioneira e Não Pioneira) entre as áreas de estudo de restauração de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2), em relação ao valor preconizado na Resolução SMA n° 08/08.

Em se tratando do número de indivíduos a ser utilizados nas situações de plantio, segundo a resolução pertinente “o total dos indivíduos pertencentes a um mesmo grupo ecológico (pioneiro e não pioneiro) não pode exceder 60% do total dos indivíduos do plantio”. Porém, foi constatado na AE1 que o percentual de indivíduos pioneiros excedeu o referencial (78,4%) (Figura 20).

% N indivíduos por grupo sucessional

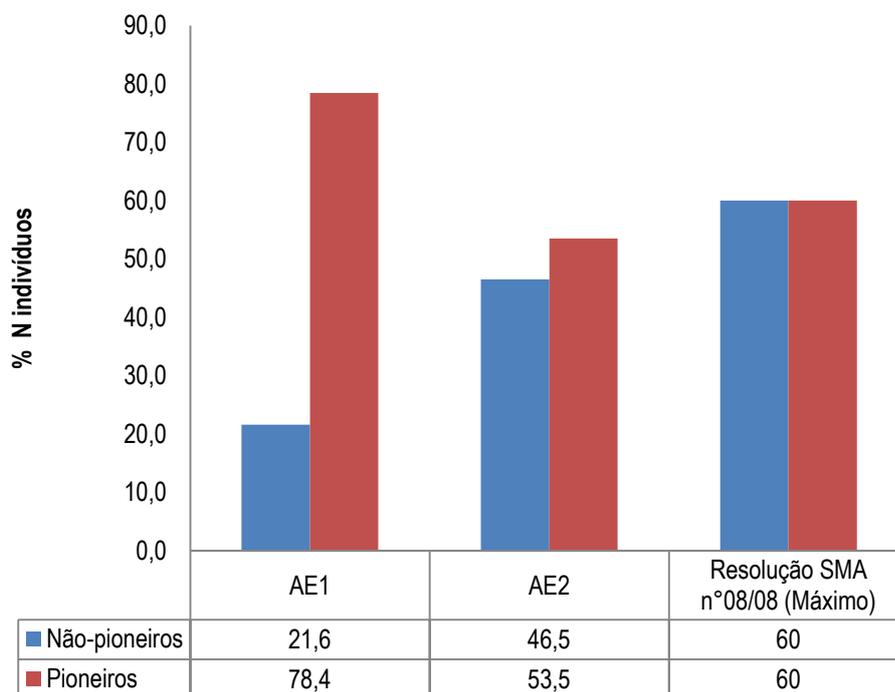


Figura 26: Percentual do número de indivíduos classificados por grupo sucessional entre as áreas de estudo de restauração de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2), em relação ao valor preconizado na Resolução SMA nº 08/08.

5.1.5.5 Sanidade

As taxas de mortalidade foram maiores para AE1 (78,71%), enquanto que na AE2 foi obtido um percentual de 26,91%. No fragmento (AR), a mortalidade calculada foi de 6,98%. Os valores atingidos nas áreas de restauração foi bastante superior aos reportados por Nascimento *et al.* (1999) em floresta estacional semidecidual em Piracicaba/SP em quatro anos de estudo. Entretanto, a espécie *Trema micrantha* (L.) Blume foi responsável por 52% dos indivíduos mortos em virtude de geadas na região durante o estudo, ou mesmo pelo ciclo de vida curto desta espécie. Já em monitoramento de áreas restauradas, Ignácio *et al.* (2007) obtiveram taxas de mortalidade em torno de 30%, valor este maior que os encontrados em floresta estacional (NASCIMENTO *et al.*, 1999) e também na AE2.

% Mortalidade nas áreas de estudo

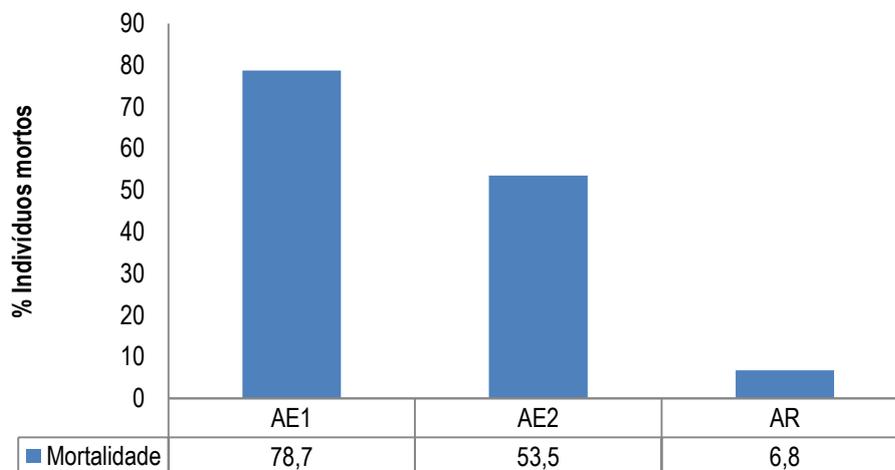


Figura 27: Percentual de mortalidade dos indivíduos arbóreos nas áreas de estudo de restauração de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2),

5.1.5.6 Herbivoria

Consideradas os maiores herbívoros generalistas dos neotrópicos, as formigas cortadeiras (gêneros *Atta* e *Acromyrmex*) removem, anualmente, cerca de 12% da produção vegetal em um ecossistema de floresta (Wirth *et al.*, 2003) e sua atividade de herbivoria pode induzir a mortalidade de árvores inteiras através do corte de um percentual elevado de suas folhas, além de influenciar a regeneração de muitas espécies de plantas através do corte de flores e da predação e dispersão de sementes (Leal & Oliveira, 1998). Entretanto, o modo como as formigas cortadeiras afetam algumas etapas relacionadas ao processo de regeneração, como, por exemplo, o sucesso reprodutivo de plantas, através da herbivoria de folhas, flores, frutos, sementes e plântulas, ainda é pouco conhecido (BARBOSA *et al.*, 2007). Nas AEs a presença de formigas cortadeiras foi considerada eventual, bem como na AR, onde não houve indícios de herbivoria descontrolada nem observação de formigas cortadeiras presentes na área (Figura). Alguns estudos já verificaram altas taxas de mortalidade de plântulas por formigas cortadeiras (VASCONCELOS & CHERRETT, 1997), efeito negativo para o sucesso da comunidade florestal. Segundo Krupnick & Weis (1999), a herbivoria em partes vegetativas pode reduzir os recursos disponíveis para a produção das partes reprodutivas. Além disso, plantas expostas à herbivoria têm maior número de botões florais abortados, e conseqüentemente, menor número de flores e frutos.

Herbivoria

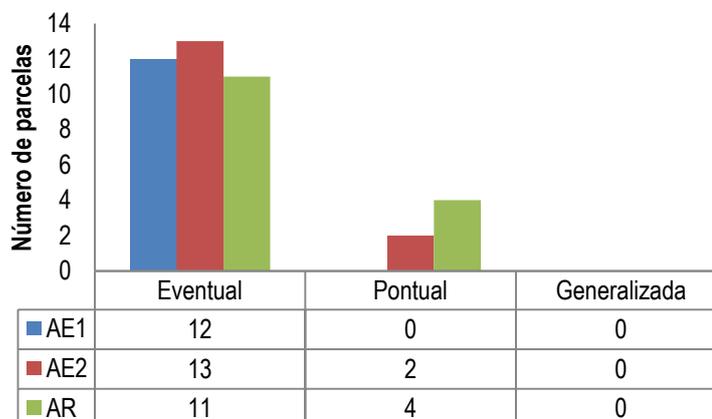


Figura 28: Frequência das classes de herbivoria entre as áreas de estudo de restauração de Sorocaba (AE1) e Itu (AE2) e de referência (AR), situada em fragmentos em Sorocaba- SP.

5.2 ANÁLISE DAS ÁREAS ESTUDADAS COM BASE NOS INDICADORES

O que se observou com o diagnóstico obtido por meio da aplicação dos indicadores ecológicos nas áreas estudadas foi que ambas apresentam gargalos ao desenvolvimento das mudas relativos aos componentes da integridade ecológicas (composição, estrutura, função, caracterização ambiental). Na AE1, um dos principais obstáculos ao desenvolvimento das plantas foram as gramíneas invasoras, que sabidamente competem em vantagem com as mudas arbóreas nos primeiros anos de implantação do projeto de restauração. Logo, o controle dessas gramíneas é urgente. Vale lembrar que em Sorocaba/SP a lei municipal nº 6.342, de 05 de dezembro de 2.000 proibiu o uso de herbicidas conhecido como mata-mato em zona urbana, sendo recomendadas, portanto, as roçadas manual ou mecanizada nesta área. Em Itu/SP não restrição quanto ao uso deste insumo.

Na AE2, o gargalo imposto pela invasão de gramíneas exóticas foi menor, sendo possível constatar diferença na qualidade ou periodicidade dos tratos culturais entre as áreas restauradas (Figura 17) por meio da interpretação deste indicador (constatação *in situ* do mato roçado). Em fase inicial de implantação o controle da competição é preponderante para aumentar as chances de sucesso do projeto. Com baixo desenvolvimento, as mudas apresentam baixa cobertura de copa e consequentemente elevada abertura no dossel, condição esta que favorece as gramíneas invasoras. Assim, as estruturas verticais e horizontais da população ficam prejudicadas.

As queimadas em épocas secas também são motivos de preocupação para restauradores e proprietários rurais devido ao risco oferecido por esse tipo de evento (LANDIM & FONSECA, 2007), sendo acometida a AE2 por uma queimada significativa. Os aceiros são faixas que variam de poucos a

dezenas de metros cujo intuito é de impedir a propagação do fogo durante a estação seca (MENDES de SÁ *et al.*, 2007), por isso é outra prática primordial.

Com relação à perturbação antrópica a Mata Atlântica é certamente um dos ecossistemas brasileiros com maior perturbação antrópica e com maiores taxas de ocupação humana de sua área original desde o descobrimento (LANDIM & FONSECA, 2007), devendo haver comunicação visual em áreas restauradas de modo a sinalizar a intervenção realizada nesta área, o objeto de licenciamento ou objetivo do projeto de restauração, com informações do tipo existência de APPs, nascentes, corpos d'água, reserva legal, empreendedor, etc. A AE1 é uma área verde urbana adjacente à rua observou-se depósito de lixo, entulho, aparelhos eletrodomésticos sugerindo um descaso/desconhecimento da população do entorno em relação aos objetivos daquele empreendimento ali instalado e da importância do meio ambiente como um todo. Na AE2, as perturbações antrópicas são inexistentes devido ao cercamento da fazenda, exceto os tratos culturais periódicos. Outro obstáculo que pode impedir ou atrapalhar a formação de um ecossistema florestal com sustentabilidade em longo prazo é a baixa diversidade (composição) empregada nos reflorestamentos, devido ao fato, dentre outros, de que os viveiros florestais não dispõem de tecnologia nem estrutura e orientação técnica para suprir a demanda que a legislação estabelece. Em ambas as AEs a riqueza de espécies foi inferior ao valor exigido, ao passo que na AR constatou-se o contrário.

Segundo Barbosa *et al.*, (2003), houve avanços mas foi constatada uma situação preocupante com relação ao estado de “declínio” dos reflorestamentos induzidos nos últimos quinze anos: de 98 áreas monitoradas quanto à recuperação florestal (aproximadamente 2.500 ha), cerca de 300 espécies foram elencadas nos levantamentos efetuados, das quais 50% ocorrem em apenas três projetos e doze espécies mais freqüentes em mais de 50% dos projetos. Na maioria das áreas foram utilizadas apenas 30 espécies e, geralmente, as mesmas. Informações obtidas em 30 viveiros florestais no Estado indicam que estes concentram suas produções em cerca de 40 espécies arbóreas nativas.

Em termos de estrutura da vegetação, as áreas estudadas ainda não atingiram o fechamento de copas, nem estratificação vertical, porém os resultados obtidos servirão de referência aos futuros trabalhos que tratem de indicadores ecológicos aplicados na avaliação, manejo e monitoramento de áreas restauradas em fase inicial de implantação.

5.3 AVALIAÇÃO DOS INDICADORES

5.3.1 Indicadores de Paisagem e Perturbações Antrópicas

A caracterização ambiental da paisagem contribui, sobretudo para identificar características físicas, topográficas, geográficas destes locais, tais como declividade, relevo, textura do solo, os quais

estão relacionados com os processos ecológicos e devem ser considerados no momento da definição dos objetivos de um projeto. São considerados indicadores, pois são rápidos, podem fornecer informações importantes sobre o local de estudo, subsidiando ações de restauração e manejo. A eficiência atingida foi EF = 18, devido ao peso (2) atribuído ao indicador de paisagem (Tabela 11).

Tabela 12: Cômputo dos atributos da paisagem e do indicador de perturbações antrópicas. EF= Eficiência final.

Atributo	Facilidade de mensuração		Capacidade de prever práticas que podem ser corrigidas com manejo		Grau de variabilidade da resposta		Soma das Notas	Pe-so*	EF
	Nota	Característica	Nota	Classificação	Nota	Característica			
Caracterização ambiental da paisagem	3	Fáceis, práticos, rápidos.	3	Alta	3	Mínimo	3+3+3=9	2	18
Perturbações antrópicas	3	Fáceis, práticos, rápidos.	3	Alta	3	Mínimo	3+3+3=9	3	27

* O peso de cada indicador é atribuído conforme tabela 8.

Segundo a lógica do protocolo sugerido neste estudo, o indicador de perturbações antrópicas obteve a maior eficiência (EF= 27). De fato, esse resultado reitera uma regra básica em restauração ecológica: para iniciar qualquer tipo de técnica de restauração ecossistemas, devem ser suspensas as fontes de perturbação (ENGEL & PARROTA, 2003).

5.3.2 Indicador de Composição:

Em relação ao indicador de composição, os três atributos de composição do ecossistema florestal, com maiores valores de eficiência foram a riqueza (EF= 21), presença de espécies exóticas (EF= 27) e a diversidade de Shannon H' (EF= 21). Os altos valores de eficiência destes indicadores refletem a importância destes atributos para a integridade ecológica de um ecossistema florestal e também a sua praticidade e confiabilidade, que contemplaram muito bem os critérios estabelecidos para esta seleção (Tabela 12). A riqueza de espécies é um atributo primordial para um projeto de restauração e, conforme anteriormente discutido, deve ser de, no mínimo, 80 espécies até o fim da duração do projeto, segundo a Resolução SMA n° 08/08. A riqueza foi um atributo fácil de ser mensurado em condições de campo e com baixa variabilidade na resposta, facilitando sua aplicação e interpretação. A diversidade é usualmente medida para determinar a riqueza e abundância de organismos e é útil como medida indireta de resiliência do ecossistema em função da presença de organismos de grupos funcionais diferentes (PETERSON *et al.*, 1998).

A presença de espécies exóticas também foi considerada como um atributo de fácil mensurabilidade e aplicação, além de prever adequadamente práticas específicas de manejo para cada tipo de invasão biológica.

Tabela 13: Cômputo total da eficiência dos atributos de composição da vegetação. EF= Eficiência final.

Atributos	Facilidade de mensuração	Capacidade de prever práticas corretivas de manejo	Grau de variabilidade da resposta	Soma das Notas	Peso	EF
	Nota Característica	Nota Classificação	Nota Característica			
Riqueza	1 Demanda coleta, identificação, transporte, herborização e suporte de especialistas.	3 Alta.	3 Mínimo	1+3+3=7	3	21
J'	1 Cálculos com dados de abundância e riqueza de espécies.	2 Média.	3 Mínimo	1+2+3=6	3	18
H'	1 Cálculos com dados de abundância e riqueza de espécies.	3 Alta.	3 Mínimo	1+3+3=7	3	21
Presença de exóticas	3 Rápido, extraído da lista de riqueza gerada.	3 Alta.	3 Mínimo	3+3+3=9	3	27
Presença de Epífitas	3 Observação visual	1 Baixa, mas reflete condição desejável	3 Mínimo	3+1+3	1	7
Presença de Lianas	3 Observação visual	3 Alta.	3 Mínimo	3+3+3	1	9

5.3.3 Indicador de Estrutura:

Os atributos estruturais que obtiveram melhores valores de eficiência foram a densidade de arbóreas (EF=27), o incremento médio anual (IMA; EF = 14) e a distribuição espacial dos indivíduos expressa pelo Índice de Green (IG; EF=9). Conforme foi discutido anteriormente, a Resolução SMA n° 08/08 fixa as orientações ao reflorestamento heterogêneo, e quanto à densidade, em espaçamento 3 m x 2 m, o valor estabelecido é um total de 1667 indivíduos.ha⁻¹ distribuídos equitativamente pela área. A estrutura da vegetação é empregada para se determinar a complexidade e estratificação do ecossistema, a densidade de arbóreas e o aporte de biomassa, sendo essas medidas úteis para prever a direção do sucesso da comunidade (WILKINS *et al.*, 2003; RUIZ-JAEN & AIDE, 2005). A densidade de plantas arbóreas é importante em razão de ser um valor exigido legalmente, devendo este ser contemplado nos projetos de restauração. A altura média das plantas também foi um indicador estrutural importante, facilmente mensurável e comparável (Tabela 13) através da relação IMA (Ht média / idade).

Tabela 14: Cômputo da eficiência dos atributos de estrutura da vegetação. EF= Eficiência final.

Atributos	Facilidade de mensuração		Capacidade de prever práticas corretivas de manejo		Grau de variabilidade da resposta		Soma das Notas	Peso	EF
	Nota	Característica	Nota	Classificação	Nota	Característica			
Densidade arbórea (n ind.ha ⁻¹)	3	Requer contagem e estimativa simples de indivíduos em área conhecida.	3	Alta	3	Boa precisão, baixa variabilidade	3+3+3=7	3	27
Altura da serapilheira(cm)	3	Rápido, prático, requer apenas uma régua;	1	Baixa	2	Médio, sugerido para monitoramento ao longo do tempo	3+1+2=6	1	6
IG	1	Requer cálculos extensos.	1	Baixa	1	Índices são, intrinsecamente, de interpretação variável.	1+1+1=3	3	9
Nº Bifurcações	3	Contagem simples.	1	Baixa	3	Baixo	3+1+3=7	1	7
IMA	3	Cálculo simples. (Necessário saber idade dos plantios)	2	Média	2	Média precisão	3+2+2=7	2	14

Quanto aos atributos de funcionalidade dos ecossistemas, estes podem ser entendidos como os processos ecológicos que ali ocorrem, os quais são úteis por fornecerem medidas de resiliência do ecossistema restaurado (RUIZ-JAEN & AIDE, 2005). A ciclagem de nutrientes pode prover informações sobre o quanto há de componentes orgânico e inorgânico disponíveis para outros organismos persistirem no ecossistema (DAVIDSON *et al.*, 2004), podendo ser estimada por meio da quantificação da deposição de serapilheira (POGGIANI *et al.*, 1998; RODRIGUES & GANDOLFI, 1998; MARTINS, 2001; SOUZA & DAVIDE, 2001; ARATO *et al.* 2003; ALVES *et al.*, 2006; ARAÚJO *et al.*, 2006).

Entretanto, os três melhores atributos da funcionalidade de um ecossistema florestal foram a cobertura do solo (EF = 27), a competição (EF =27) e a sanidade dos indivíduos (EF =27) (Tabela 14).

Tabela 15: Análise da eficiência dos atributos funcionais do ecossistema. EF= Eficiência final.

Atributos	Facilidade de mensuração		Capacidade de prever práticas corretivas de manejo ¹		Grau de variabilidade da resposta		Soma	Peso	EF
	Nota	Característica	Nota	Classificação	Nota	Característica			
Cobertura e proteção do solo	3	Rápido, prático	3	Alta	3	Baixo	3+3+3=9	3	27
Aporte de nutrientes	3	Rápido, prático	1	Baixa	2	Sazonal	3+1+2=6	1	6
Competição	3	Rápido, prático	3	Alta	3	Baixo	3+3+3=9	3	27
Sucessão	2	Classificação das espécies	3	Referência na legislação.	3	Baixo	2+3+3=8	3	24
Sanidade	3	Rápidos, práticos	3	Alta	3	Baixo	3+3+3=9	3	27

O solo exposto não retém a umidade e é mais susceptível aos processos erosivos e à desertificação. O atributo de cobertura do solo obteve eficiência alta em virtude de ser facilmente avaliado, não demanda análises *a posteriori* ou equipamentos pesados para coleta de informações e também por ter um peso máximo (3), o que pressupõe que as gramíneas podem comprometer o plantio em curto prazo e requer certa dificuldade no controle da matocompetição. Na AE1, foi observado que o plantio não recebeu os tratamentos culturais periodicamente, conforme preconiza a legislação pertinente, visto que as gramíneas atingiram altura excedente à de muitas mudas e colonizaram totalmente a área restaurada. Na AE2, as gramíneas estão em constante controle, por meio de roçadas e aplicação de herbicidas periódicos. Na AR, as gramíneas invasoras foram escassas (dentro dos fragmentos, entretanto a matriz no qual estão inseridos é de invadida por braquiária).

A taxa de mortalidade também atingiu uma eficiência elevada, pois foi um indicador sensível às diferenças entre as áreas, além da praticidade de mensuração e o peso máximo atribuído, sendo que na AE1 e na AE2 os valores de mortalidade estiveram acima do permitido pela Resolução SMA n° 08/08, enquanto na AR os valores estiveram acima do limite preconizado (Figura 15).

Com o pressuposto de melhoria nos processos decisórios a partir da redução da subjetividade nas avaliações de áreas restauradas, sugere-se que sejam aplicados, no mínimo, o conjunto de atributos relacionados na tabela 15, para cada indicador.

Tabela 16: Conjunto mínimo de atributos para cada indicador – paisagem, perturbações antrópicas, composição, estrutura e função – sugeridos para avaliação e monitoramento de áreas restauradas em fase inicial de implantação.

INDICADOR	ATRIBUTO	NOTA	PESO	EFICIÊNCIA	CLASSIFICAÇÃO
PAISAGEM	Caracterização ambiental	9	2	18	Eficiente
ANTRÓPICO	Perturbações	9	3	27	Indispensável
COMPOSIÇÃO	Riqueza	7	3	21	Eficiente
	H'	7	3	21	Eficiente
	Presença de exóticas	9	3	27	Indispensável
ESTRUTURA	Densidade de Arbóreas	9	3	27	Indispensável
	Incremento médio Anual	7	2	14	Complementar
	Distribuição Espacial (IG)	3	3	9	Complementar
FUNÇÃO	Cobertura do solo	9	3	27	Indispensável
	Competição	3	3	27	Indispensável
	Sanidade	3	3	27	Indispensável

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir do conjunto de indicadores desenvolvidos no presente estudo foi possível caracterizar os PRADs e como apontar os principais gargalos ao desenvolvimento e estabelecimento das espécies florestais entre as áreas estudadas, bem como as principais diferenças entre elas. O *Paradigma da integridade ecológica* foi eficiente em detectar os pontos de maior atenção referentes à “leitura” dos indicadores de caracterização ambiental, perturbações antrópicas, composição, estrutura e funcionalidade do ecossistema conforme recomendados por pesquisadores deste campo de estudo. Essa lógica permite que os indicadores sejam escolhidos e adaptados aos objetivos definidos e a cada situação analisada.

Nas AEs, a maior dificuldade foi a competição inicial com as gramíneas invasoras que invadem áreas abertas expostas ao sol e solos geralmente degradados, compactados e pobres em nutrientes, ou mesmo aquelas que foram plantadas para composição de pastagens. O baixo desenvolvimento é

resultante dessa relação competitiva na maioria das vezes desvantajosas às mudas que já sofrem com o *stress* da translocação. Conforme recomendação da Resolução SMA nº08/08, as gramíneas invasoras devem ser controladas em áreas de restauração até os 24 meses após implantação. O conjunto de indicadores elencados para a análise dos indicadores revelou aqueles mais sensíveis em determinar as diferenças entre as áreas, permitindo a compreensão dos processos que ali ocorrem e que impedem ou facilitam o desenvolvimento das plantas. Por outro lado, revelou também indicadores menos sensíveis em áreas iniciais de restauração, porém com relevante aplicação em áreas com estágio mais avançado como é o caso da presença de epífitas, as quais são consideradas indicadores de estágios mais tardios na sucessão florestal.

Também há interesse em destacar a importância de áreas de referências como norteadoras à avaliação de processos e da condução da sucessão desejada em áreas implantadas (HOBBS & HARRIS, 2001; SER, 2004; RUIZ-JAEN & AIDE, 2005). Embora com relativo incremento nos custos, Ruiz-Jaen & Aide (2005) recomendam o uso de mais de uma área de referência para avaliar o sucesso da restauração e Hobbs & Harris (2001) completam, sugerindo que as áreas de referência estejam mais próximas possível da área objeto do estudo e que essas estejam susceptíveis a regimes similares de distúrbios naturais e antrópicos (HOBBS & HARRIS, 2001). Com este intuito, sugere-se ainda que sejam direcionados esforços de instituições de pesquisa, universidades, Ongs envolvidas com o cenário ambiental, setores públicos e privados com o objetivo de criar um banco de dados com informações sobre essas áreas de referência, no qual as pesquisas relacionadas fossem compiladas certamente teriam um potencial agregado, como é o caso da obra recém lançada sobre o conhecimento da biodiversidade na APA de Itupararanga que reuniu pesquisas de várias instituições de ensino da região.

Em relação aos indicadores de composição, estrutura e função a área de Itu (AE2) foi a que se apresentou em melhores condições se comparada a AE1. Dentre os indicadores de composição, a riqueza, a diversidade (H') e a presença de espécies exóticas foram os atributos mais eficientes; em relação à estrutura, os atributos mais eficientes foram a densidade de arbóreas, o incremento médio anual das variáveis dendrométricas (CAP e Ht) e para o indicador de função, a cobertura do solo, a competição e a sanidade foram mais eficientes em detectar mudanças e alterações nas áreas de modo rápido, prático e compreensível. Portanto, baseado no *Paradigma da Integridade Ecológica* este protocolo desenvolvido para avaliar PRADs em fase inicial de restauração, porém deverá continuar em constante validação por meio de estudos futuros, adaptações à realidade regional, a fitofisionomia e às características ambientais, bem como adequá-los aos objetivos de cada projeto, de modo que este trabalho não se torne uma receita engessada e pouco útil à aplicação em outras áreas, bacias ou

mesmo ecossistemas. Embora as políticas públicas ambientais no Brasil pareçam estar retrocedendo (haja vista a aprovação do texto do “novo” Código Florestal Brasileiro aprovado recentemente na Câmara dos Deputados, estando agora tramitando no Senado Brasileiro), esse estudo traz contribuições pertinentes ao monitoramento e avaliação de áreas restauradas em fase inicial de restauração por meio da aplicação e interpretação de indicadores ecológicos. Mais ainda, que sirva de subsídios para futuras discussões relevantes como a alteração do texto do Código Florestal Brasileiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBUQUERQUE, G. B.; RODRIGUES, R. R. A vegetação do Morro de Araçoiaba, Floresta Nacional de Ipanema, Iperó (SP). *Scientia Forestalis* (IPEF), São Paulo, v. 58, p. 145-159, 2000.
- ALMEIDA, D. S. Restauração ecológica de paisagens fragmentadas. *Série Técnica IPEF*. v. 12, n. 32, p. 99-104, 1998.
- ALVES, A. R. *et al.* Aporte e decomposição de serrapilheira em área de caatinga, na Paraíba. *Rev. Biologia e Ciências da Terra*, Paraíba, v. 6, n. 2, p. 194-203, 2006.
- ANDERSEN, A. N. Ants as indicators of restoration success: relationship with soil microbial biomass in the Australian Seasonal Tropics. *Restoration Ecology*, v. 5, n. 2, p. 109-14, 1997.
- ANDREASEN, J. K., *et al.* Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. *Ecological Indicators*, v. 1, p. 21-35, 2001.
- ARANHA, L. B.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G.; AGUIRRE, G. Programa de Adequação Ambiental do Centro de Experimentos Florestais SOS Mata Atlântica - Grupo Schincariol. Piracicaba: USP/ESALQ/LCB/LERF - Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal. Relatório Técnico. 2008. 239p.
- ARATO, H. D.; MARTINS, S. V.; FERRARI, S. H. S. Produção e decomposição de serrapilheira em um sistema agroflorestal implantado para recuperação de área degradada em Viçosa, MG. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 27, n. 5, p. 715-721, 2003.
- ARAUJO, R. S. Chuva de sementes e deposição de serrapilheira em três sistemas de revegetação de áreas degradadas na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ. Seropédica: Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2002. 123 p. (Tese de Mestrado).
- ARAUJO, R. S. *et al.* Deposição de serrapilheira em três modelos de revegetação na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ. *Floresta e Ambiente*, Seropédica, v. 12, n. 2, p. 15-21, 2006.
- BAKER, T. R.; SWAINE, M. D.; BURSLEM, D. F. R. P. Variation in tropical forest growth rates: combined effects of functional group composition and resource availability. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, v. 6, n. 1, p. 21-36, 2003.
- BARBOSA, L. M. (Coord.). *Métodos de repovoamento vegetal para proteção de sistemas hídricos em áreas degradadas dos diversos biomas no estado de São Paulo* – relatório de atividades: fase I, São Paulo: CINP: FAPESP, 2001.
- BARBOSA, L. M., *et al.* Recuperação florestal com espécies nativas no Estado de São Paulo: pesquisas apontam mudanças necessárias. *Florestar Estatístico*, v. 6, p. 28-34, 2003.
- BARBOSA, V.S.; WIRTH, R.; DA COSTA, U. A. S.; LEAL, I. R. Influência da herbivoria de formigas cortadeiras no sucesso reprodutivo de espécies vegetais de Floresta atlântica. In: Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, 23 a 28 de Setembro de 2007, Caxambu – MG.
- BELLOTTO, A.; VIANI, R. A. G.; NAVE, A. G.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Monitoramento das áreas restauradas como ferramenta para avaliação da efetividade das ações de restauração e para redefinição metodológica. In: Rodrigues, R. R.; Brancalion, P. H. S.; Isernhagen, I. (Org.). *Pacto pela restauração da mata atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal*. 1a. ed. São Paulo: LERF/ESALQ : Instituto BioAtlântica, 2009, v.1, p. 128-146.
- BENNETT, A. F. Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest environment. *Landscape Ecology*, v. 4. n. 2, p.109-122, 1990.

- BENTHAM, H., *et al.* Habitat classification and the soil restoration assessment using analysis of soil microbiological and physicochemical characteristic. *Journal Applied Ecology*, v.29, p.711-718, 1992.
- BIERREGAARD, R. O. *et al.* The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *Bioscience*. v. 42, p. 859-866, 1992.
- BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Indicadores de avaliação e monitoramento de áreas restauradas com reflorestamentos heterogêneos. In: BARBOSA, L. M. (Coord.). Anais do III Simpósio sobre recuperação de áreas degradadas/Luiz Mauro Barbosa – São Paulo/ Instituto de Botânica. 2009.
- BRASIL, 1965. Lei Federal nº 4.771 de 15/09/1965, que institui o novo código florestal. (Disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L4771.htm. Acessado em 28/09/2010.)
- BRASIL. 2000. Lei Federal nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC).
Campinas: Ed. da UNICAMP/FAPESP, 1992. p.112-140
- CAMPOS, M. A. A. & UCHIDA, T. Influência do sombreamento no crescimento de mudas de três espécies amazônicas. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v.37, n.3, p.281-288, 2002.
- CANFIELD, R.H. Application of the line interception method in sampling range vegetation. *Journal of Forestry*, v.39, p.388-394, 1941.
- CARVALHO, F. M. V., *et al.* The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biological Conservation*, v. 142, p.1392-1403, 2009.
- CARVALHO, P. E. R. Competição entre espécies florestais nativas em Irati/PR, cinco anos após o plantio. *Boletim de Pesquisa Florestal, Colombo*, n. 2, p. 41-56, 1981.
- CESP. Recomposição de matas nativas pela CESP. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 2, Foz de Iguaçu, 1993. *Anais ... Curitiba:FUPEF*, p.322-331, 1993.
- COELHO, S.; CARDOSO-LEITE,E. Fitossociologia dos fragmentos florestais do campus da Ufscar-Sorocaba/SP. Dados não publicados. 2008.
- COHEN, J. E. Human population: the next half century. *Science* v. 302, p.1172–1175, 2003.
- CUNHA, U. S.; MACHADO, S. A.; FIGUEIREDO-FILHO, A. Uso de análise exploratória de dados e de regressão robusta na avaliação de crescimento de espécies comerciais de terra-firme da Amazônia. *Rev.Árvore*, v. 26, n. 4, p.391-402, 2002.
- CUNNINGHAM, M. & MORITZ, C. 1998. Genetic effects of forest fragmentation on a rainforest restricted lizard (SCINCIDAE: *Gnypetoscincus queenslandiae*). *Biological Conservation*, v. 83, n.1, p. 19-30, 1998.
- CUSHMAN, S. A. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation*, v. 128, p. 231-240, 2006.
- DALE, V. H. & BEYELER, S. Z. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, v.1, p. 3-10, 2001.
- DAVID, F. N. & MOORE, P. G. Notes on contagious distributions in plant populations. *Annals of Botany*, v.18, p.47-53, 1954.
- DAVIDSON, E. A. C., *et al.* Nitrogen and phosphorus limitation of biomass growth in a tropical secondary forest. *Ecological Applications*, v. 14, p.150-163, 2004.

- DAVIS, M. A., *et al.* Competition between tree seedlings and herbaceous vegetation: support for a theory of resource supply and demand. *Journal of Ecology*. v.86, p.652-661. 1998.
- DIAS, H. G. T & OLIVEIRA-FILHO, A. T. Variação temporal e espacial da produção de serrapilheira em uma área de floresta estacional semidecídua montana em Lavras-MG. *Rev. Árvore*, Viçosa, v. 21, n. 1, p. 11-26, 1997.
- DIRZO, R. & DOMINGUEZ, C. Plant-herbivore interactions in Mesoamerican tropical dry forests. In: BULLOCK, S. H.; MOONEY, A.; MEDINA, E. (Ed.). *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. p. 304-325.
- DIXO, M., *et al.* Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest. *Biological Conservation*. v. 142, p.1560-1569, 2009.
- DRUMMOND, M. A. *et al.*, 2008. Produção e distribuição de biomassa de espécies arbóreas no semi-árido brasileiro. *Revista Árvore*, Viçosa-MG, v. 32, n. 4, p. 665-669, 2008.
- ENGEL, V. L. & PARROTA, J. A. Definindo a Restauração Ecológica: Tendências e Perspectivas Mundiais. In: Kageyama, P. Y.; Oliveira, R. E.; Moraes, L. D. F.; Engel, V. L. & Gandara, F. B. (Orgs.). *Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais*. FEPAF. Botucatu, SP. 2003. p.01-26.
- ENGEL, V. L.; FONSECA, R. C. B. & OLIVEIRA, R. E. Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. *Série Técnica do IPEF*, v. 12, n. 32, p. 43-64, dez. 1998.
- ESPÍNDOLA, M. B. de; BECHARA, F. C.; BAZZO, M. S.; REIS, A. Recuperação ambiental e contaminação biológica: aspectos ecológicos e legais. *Biotemas*, n.18, v.1, p.27-38. 2005.
- FELFILI, J.M. & SILVA JUNIOR, M.C. Distribuição dos diâmetros em uma faixa de cerrado na fazenda Água Limpa (FAL). *Acta Botânica Brasilica*, v.2, n.1-2, p.85-105, 1988.
- FRANKIE, G. M.; BAKER, H. G.; OPLER, P.A. Comparative phenological studies of trees in tropical lowland wet and dry forest sites of Costa Rica. *Journal of Ecology*, v.62, p.881-913, 1974.
- GANDOLFI, S.; ASPERTI, L.; MANDETA, E. C. N. *Indicadores de Avaliação e Monitoramento de Áreas em Recuperação*. In: Workshop sobre a recuperação de áreas degradadas em matas ciliares, 2006, São Paulo. Anais..., 2006, v. 1, p. 77-83.
- GIEHL, E. L. H. *et al.* Espectro e distribuição vertical das estratégias de dispersão de diásporos do componente arbóreo em uma floresta estacional no sul do Brasil. *Acta Bot. Bras.* v. 21, n. 1, p.137-145. 2007.
- GODÍNEZ-ALVAREZ, H, *et al.* Comparison of three vegetation monitoring methods: their relative utility for ecological assessment and monitoring. *Ecological Indicators*, v.9, n.5. p.1001-1008, 2009.
- GÖTSCH, E. O Renascer da Agricultura. Rio de Janeiro: AS-PTA, 1995.
- GREEN, R. H. Measurement of non-randomness in spatial distributions. *Researches Population Ecology*, v.8, p.1-7, 1966.
- HILTY, S. L. Flowering and fruiting periodicity in a premontane rain forest in Pacific Colombia. *Biotropica*, v.12, n.4, p.292-306, 1980.
- HOBBS, R. J. & J. A. HARRIS. Restoration ecology: repairing the earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology* v. 9, p.239-246. 2001.
- HOBBS, R. J., & D. A. NORTON. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology*, v.4, p. 93-110, 1996.

- HOLL, K. D. Do bird perching structures elevate seed rain and seedling establishment in abandoned tropical pasture? *Restoration Ecology*, v. 6, n. 3, p. 253-261. 1998
- IBGE, 1992. *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. Série Manuais Técnicos em Geociências N1, Rio de Janeiro, 89p.
- INSTITUTO DE ESTUDOS SÓCIO-AMBIENTAIS DO SUL DA BAHIA (IESB), INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO (IGEO/UFRJ), DEPARTAMENTO DE GEOGRAFIA DA UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENCE (UFF), 2007. *Levantamento da Cobertura Vegetal Nativa do Bioma Mata Atlântica*. Relatório final. PROBIO 03/2004, Brasília, 84p.
- IVANAUSKAS, N. M. ; RODRIGUES, R.R. ; NAVE, A.G. . Fitossociologia de um trecho de Floresta Estacional Semidecídua em Itatinga/SP, Brasil. *Scientia Forestalis* (IPEF), v.56, p. 83-99, 1999.
- JANSEN, A. Territorial on vertebrate community structure as an indicator of success of a tropical rain forest restoration project. *Restoration Ecology*, v.5, n. 2, p. 115-124, 1977.
- JORDAN, C. F. *Nutrient cycling in Tropical Forest Ecosystems*. New York: John Wiley, 1985. 179 p.
- KARR, J. R. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* v.6, p. 21–27, 1981.
- KORTZ, A. R. *Composição florística dos fragmentos do campus da UFSCar Sorocaba*. 2009. 52p. Monografia (Graduação) aducação. Monografia (os fragmentos do campus da UFSCar Sorocaba. cator
- KRONKA, F.J.N. et al. *Inventário Florestal da Vegetação Natural do Estado de São Paulo*. São Paulo, SP: Secretaria do Meio Ambiente, Instituto Florestal, Imprensa Oficial, 2005. 200 p.
- KRONKA, J. N. F. et al. Levantamento da vegetação natural e caracterização do uso do solo no Estado de São Paulo. In: *Anais do XI SBSR*, Belo Horizonte, Brasil, INPE, p. 2779-2785. 2003.
- KRUPINICK, G. A. & WEIS, A. E. The effect of floral herbivory on male and female reproductive success in *Isomeris arborea*. *Ecology*, vol. 80, p.135-149. 1999.
- LANDIM, M. F. & FONSECA, E. L. A Mata Atlântica de Sergipe – Diversidade florística, fragmentação e perspectivas de conservação. In...: *Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil*, 23 a 28 de Setembro de 2007, Caxambu – MG.
- LEAL, I. R. & OLIVEIRA, P. S. Interactions between fungus-growing ants (Attini), fruits and seeds in cerrado vegetation in Southeast Brazil. *Biotropica*, 30: 170-178. 1998.
- LEOPOLD, A. C. et al. Attempting restoration of wet tropical forest in Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, v.142, p. 243-49, 2001.
- LINDNER, A. A rapid assessment approach on soil seed banks of three tropical forest types with different disturbance history in Rio de Janeiro, Brazil. *Ecological Engineering*, v. 35, p. 829-835, 2009
- LOVETT, G. M. et al. Who needs environmental monitoring? *Front Ecol Environ*, v. 5, p. 253–260, 2007.
- LUDWIG, J. A. & REYNOLDS, J. F. Distribution methods. In: Ludwig, J. A. & Reynolds, J. F. (Eds.) *Statistical Ecology: a primer on methods and computing*, John Wiley and Son, New York (1988a), pp. 19-40.
- LUDWIG, J. A. & REYNOLDS, J. F. Diversity indices. In: Ludwig, J. A. & Reynolds, J. F. (Eds.) *Statistical Ecology: a primer on methods and computing*, John Wiley and Son, New York (1988b), pp. 85–99.

- MACHADO, L. A. & SANTOS dos, M. T. N. *ESTUDO DE IMPACTO AMBIENTAL EIA/RIMA: Loteamento fechado Parque Terras de Santa Cecília*, v.1, Município de Itu – Estado de São Paulo, 2003 (Processo SMA/DAIA 13.699/2002).
- MANOKARAN, N. & KOCHUMMEN, K.M. Recruitment, growth and mortality of tree species in a lowland dipterocarp forest in Peninsular Malaysia. *Journal of Tropical Ecology*, v.3, p.315-330, 1987.
- MANOKARAN, N. & SWAINE, M.D. *Population dynamics of trees in dipterocarp forest of Peninsular Malaysia*. Kepong, Malaysia: Forest Research Institute, 1994.
- MARQUES, G.; PIÑA-RODRIGUES, F.C.M. Indicadores ecológicos aplicados a sistemas agroflorestais no entorno da FLONA Ipanema, Iperó-SP. Sorocaba: UFSCAR-BAIP. Relatório Técnico. Disponível em: <http://www.sementesflorestaltropical.blogspot.com>, 45p, 2010.
- MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Relative Effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 141, p. 2184-2192, 2008.
- MARTINS, S. V. *Recuperação de matas ciliares*. Viçosa: Aprenda Fácil; CPT, 2001. 146 p.
- MAY, P.; ANDRADE, A.G. & PASTUK, M. Custos e benefícios da recuperação ambiental em morros favelados: o Projeto mutirão-Reflorestamento em São José Operário. In: MAY, P. *Economia ecológica: aplicações no Brasil*. Rio de Janeiro: Editora Campus, p.149-179, 1995.
- McCOY, E. D., & H. R. MUSHINSKY. Measuring the success of wildlife community restoration. *Ecological Applications*, v.12, p.1861-1871, 2002.
- McCUNE, B. & GRACE, J. B. *Analysis of ecological communities*. Oregon: MjM Software Design; Gleneden Beach, 2002. 300 p.
- McCUNE, B. & MEFFORD, M.J. 1997. PC-ORD. *Multivariate Analysis of Ecological Data*, v.3.12. MjM Software Design, Oregon.
- MELO, A. C. G.; *Guia para monitoramento de reflorestamentos para restauração*. Circular Técnica – Projeto Mata Ciliar. Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. 2010. (disponível em http://www.sigam.ambiente.sp.gov.br/SIGAM2/Repositorio/222/Documentos/CTecnica_01.pdf - Último acesso em 21/05/2011).
- 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, n. 2, p. 228-294, 2007.
- MENDES de SÁ. et al. Influência do fogo sobre a riqueza e a abundância de plantas lenhosas em áreas de campo sujo, Cerrado *sensu stricto* e seus respectivos aceiros corta-fogo no Parque Nacional das Emas – GO. In...: Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, 23 a 28 de Setembro de 2007, Caxambu – MG.
- MORELLATO, L. P. C.; LEITÃO FILHO, H. F. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. In: MORELLATO, L. P. C. (Org.). **História Natural da Serra do Japi**: ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil.
- MYERS, N. Biodiversity hotspots revisited. *Bioscience*, v. 53, n.10, p.916-917. 2003.
- NASCIMENTO H. E. M.; DIAS A. DA S.; TABANEZ A. A. J.; VIANA V. M. Estrutura e dinâmica de populações arbóreas de um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. *Rev. Brasil. Biol.*, 59(2): 329-342. 1999.
- NECKLES, H. A. et al. A monitoring protocol to assess tidal restoration of salt marshes on local and regional scales. *Restoration Ecology*, v.10, p.:556–563. 2002.

- NIEMI, G. J. & McDONALD, M. E. Application of Ecological Indicators. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, v. 111, p. 35-89, 2004.
- NOON, B. R. Conceptual issues in monitoring ecological resources. In: Busch, D. E. & Trexler, J. C. (Eds). *Monitoring ecosystems: interdisciplinary approaches for evaluating ecoregional initiatives*. Washington, DC: Island Press, 2003. p.27-71.
- NOSS, R. F. Assessing and monitoring forest biodiversity: a suggested framework and indicators. *Forest Ecology and Management*. v.115, p.135-146. 1999.
- PENHALBER, E. F. & MANTOVANI, W. Floração e chuva de sementes em Mata secundária em São Paulo, SP. *Rev. Bras. de Bot.*, v. 20, p.205-220, 1997.
- PERIN, A.; GUERRA, J.G.M. & TEIXEIRA, M. G. Cobertura do solo e acumulação de nutrientes pelo amendoim forrageiro. *Pesq. agropec. bras.*, Brasília, v. 38, n. 7, p. 791-796, jul. 2003
- PETERSON, G.; ALLEN, C. R.; HOLLING, C. S. Ecological resilience, biodiversity, and scale. *Ecosystems*, v. 1, p. 6-18, 1998.
- PIELOU, E. C. *Mathematical ecology*. New York: Wiley, 1977. 385 p. 1977.
- PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; COSTA, L. G. S.; REIS, A. Estratégias de estabelecimento de espécies arbóreas e o manejo de floretas tropicais. *Silvicultura*, v.3, p.672-690, 1989.
- PIÑA-RODRIGUES, F.C.M.; FREITAS, N.P. Aplicação de indicadores de restauração florestal para a proposição de estratégias de conservação de fragmentos florestais em Sorocaba, SP. Sorocaba: Prefeitura Municipal de Sorocaba/Secretaria de Obras e Infraestrutura, 94p. 2011. Disponível em: <http://www.sementeflorestaltropical.blogspot.com>
- POGGIANI, F.; STAPE, J. L.; GONÇALVES, J. L. M. Indicadores de sustentabilidade das plantações florestais. *Série Técnica IPEF*, Piracicaba, v. 12, n. 31, p. 33-44, 1998.
- PRINCHETT, W. L. *Properties and management of Forest soils*. New York: John Wiley, 1987. 500 p.
- PURATA, S. E. Floristic and structural changes during old-field succession in the Mexican tropics in relation to site history and species availability. *Journal of Tropical Ecology*, n.2, p. 257-276. 1986.
- RHOADES, C. C.; ECKERT, G. E. and COLEMAN, D. C. Effect of pastures trees on soil nitrogen and organic matter: implications for tropical montane forest restoration. *Restoration Ecology* 6:262-270, 1998.
- RIBEIRO, M. C., *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*. v. 142, p. 1141-1153, 2009.
- RICKLEFS, R. E. (ed.) *A economia da natureza*. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2003. 501p.
- RODRIGUES, R. R. & GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R. & LEITÃO FILHO, H. de F. (eds) *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: EDUSP, 2001, cap. 15, v.1, 235-247.
- RODRIGUES, R. R. Restauração de florestas tropicais: indicadores de avaliação e monitoramento vegetal. In: Simpósio de Ecossistemas Brasileiros, 4., Águas de Lindóia, SP, 1998. *Anais...* Águas de Lindóia: ACIESP, 1998. v.3. p. 179-183.
- RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Orgs.). *Pacto pela restauração da mata atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal*. 1a. ed. São Paulo: LERF/ESALQ : Instituto BioAtlântica, 2009. 447p.

- RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento. In: DIAS, L. E.; MELLO, J. W. V. (Ed.). *Recuperação de áreas degradadas*. Viçosa: UFV; SOBRADE, 1998. p. 203-215.
- RUIZ-JAEN, M. C. & AIDE, M. Restoration Success: How is it being measured? *Restoration Ecology*, v. 13, n. 3, p. 569–577. 2005.
- SANTOS, C.J.F. Avaliação do Projeto-piloto de reflorestamento no Morro São José Operário. In: WORKSHOP SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 1, *Anais...* Seropédica: UFRRJ, p.108-117, 1991.
- SÃO PAULO (Estado). SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE, Fundação para a Conservação e a Produção Florestal do Estado de São Paulo. *Recuperação florestal: da muda à floresta/Secretaria de Estado do Meio Ambiente*; Fundação para a Conservação e Produção Florestal do Estado de São Paulo; coordenação Claudete Marta Hahn; Adriana Neves da Silva... (et al.); -- São Paulo, 2004. 112p.
- SÃO PAULO. *Resolução conjunta IBAMA/SMA n° 1, de 17 de fevereiro de 1994*. Define vegetação primária e secundária em estágios pioneiro, inicial, médio e avançado de regeneração.
- SÃO PAULO. *Resolução SMA n. 47, de 26 de novembro de 2003*. Altera e amplia a Resolução SMA 21, de 21/11/2001; Fixa orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas.
- SÃO PAULO. *Resolução SMA n.21, de 21 de novembro de 2001*. Fixa orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas.
- SÃO PAULO. *Resolução SMA n.8, de 31 de janeiro de 2008*. Altera e amplia a Resolução SMA 47 de 26/11/2003. Fixa orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas.
- SÃO PAULO. Resolução SMA n° 08 de 31/01/08. Fixa orientações para o reflorestamento heterogêneo e dá outras providências correlatas. (Disponível em http://www.ibot.sp.gov.br/legislacao/resolucao_SMA08-31.1.2008.pdf Acesso em 28/09/10).
- SCHUPP, E.W.; MILLERON, T. & RUSSO, S. 2002. Dissemination limitation and the origin and maintenance of species-rich tropical forests. Pp. 19-33. In: D.J. Levey; W.R. Silva & M. Galleti (eds.). *Seed Dispersal and Frugivory: Ecology, Evolution and Conservation*. New York: CABI Publishing.
- SECRETARIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS, SEMARH. Instituto Ambiental do Paraná. Portaria IAP n° 192, de 02 de dezembro de 2005.
- SER (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group). 2004. *The SER International Primer on Ecological Restoration* (available from <http://www.ser.org>) acesso em Agosto 2010. Society for Ecological Restoration International, Tucson, Arizona.
- SHANNON, C. E. & WEANER, W. *The mathematical theory of communication*. Urbana: University of Illinois Press, 1949. 117p.
- SILVA, J. M. C. & CASTELETTI, C. H. M. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: GALINDO-LEAL, C., CÂMARA, I.G. (Eds.). *The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook*. Washington: CABS and Island Press, p.43–59, 2003.
- SILVA, L. A. & SCARIOT, A. Composição e estrutura da comunidade arbórea de uma Floresta Estacional Decidual em afloramento calcário (Fazenda São José, São Domingos/GO, Bacia do Rio Paraná). *Acta Botanica Brasilica*, v.17, n.2, p.305-313, 2003.

- SILVA, L. M. et al. Arborização dos bairros de Pinheiros e Bancários e Brasília em Pato Branco/PR. *Scientia Agraria*, Curitiba, v. 9, n. 3, p. 275-292, 2008.
- SILVA, L. M. et al. Arborização dos bairros pinheiros, Brasília e Bancários em Pato Branco/PR. *Scientia Agraria*, v.9, n. 3, p. 275-282, 2008.
- SOS MATA ATLÂNTICA, INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS, 2008. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período de 2000 a 2005. <<http://www.sosmatatlantica.org.br>>.
- SOS MATA ATLÂNTICA, INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. Atlas da evolução dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 1985–1990. São Paulo, 1993.
- SOS MATA ATLÂNTICA, INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. Atlas dos Remanescentes Florestais e Ecossistemas Associados no Domínio da Mata Atlântica. São Paulo, 2000.
- SOUZA, J. A.; DAVIDE, A. C. Deposição de serrapilheira e nutrientes em uma mata não minerada e em plantação de bracatinga (*Mimosa scabrella*) e de eucalipto (*Eucalyptus saligna*) em áreas de mineração de bauxita. *Cerne*, Lavras, v. 7, n. 1, p. 101-113, 2001.
- SWAINE, M. D. Long term studies of tropical forest dynamics. In: JOHNSTON, A.E. *Long-term experiments in agricultural and ecological sciences*. Washington: CAB International, 1994. p. 305-302.
- TEMPLETON, A. R. et al. The genetic consequences of habitat fragmentation. *Ann. Missouri Bot. Card*, v. 77, p. 13-27, 1990.
- TIERNEY, G. L. et al. Monitoring and evaluating the ecological integrity of forest ecosystems. *Front Ecol Environ*, v.7. 2009. (Review).
- UFSM/SEMA. Inventário florestal contínuo do Estado do Rio Grande do Sul. Santa Maria: UFSM/Secretaria de Meio Ambiente do Rio Grande do Sul. Disponível em: <http://coralx.ufsm.br/ifcrs/frame.htm>. Acesso em 30/09/2010.
- UHL, C., et al. Abandoned pastures in eastern Amazonia. Patterns of plant succession. *Journal of Ecology*, n.76, p.663-681.
- VAN DER PIJL, L. *Principles of dispersal in higher plants*. Third edition. Verlag, Berlin: Springer, 1982, 215p.
- VASCONCELOS, H. L. & CHERRETT, J. M. Leafcutting ants and early forest regeneration in central Amazonia: effects of herbivory on tree seedling establishment. *J. Trop. Ecol.*, vol. 13, p.357-370. 1997.
- VIANA, V. M. Conservação da biodiversidade de fragmentos de florestas tropicais em paisagens intensamente cultivadas. In: *Abordagens interdisciplinares para a Conservação da Biodiversidade e Dinâmica do Uso da Terra no Novo Mundo*. Gainesville: Conservation International do Brasil/Universidade Federal de Minas Gerais/University of Florida, 1995. p. 135-154.
- WALLIS DE VRIES, M. F., E. A. LACA, M. W. DEMMENT. 1999. The importance of scale of patchiness for selectivity in grazing herbivores. *Oecologia* 121: 355-363.
- WALTERS, B. B. Local mangrove planting in the Philippines: are fisherfolk and fishpond owners effective restorationists? *Restoration Ecology*, v.8, p.237–246, 2000.

- WILKINS, S.; KEITH, D. A.; ADAM, P. Measuring success: evaluating the restoration of a grassy eucalypt woodland on the Cumberland Plain, Sydney, Australia. *Restoration Ecology*, v. 11, p.489–503, 2003.
- WILSON, E. O. O Futuro da Vida: um estudo da biosfera para a proteção de todas as espécies, inclusive a humana. 1ª ed. Rio de Janeiro: Campos, 2002. 242p.
- YAMADA, T.; YAKAMURA, T.; LEE, H. S. Architectural and allometric differences among *Scaphium* species are related to microhabitat preference. *Functional Ecology*, v. 14, n. 1, p. 731-737, 2000.
- YOUNG, A.; BOYLE, T.; BROWN, T. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 11, p. 413–418, 1996.
- YOUNG, T. P. Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation*, v. 92, p. 73-83, 2000.
- ZAR, J. H. *Biostatistical analysis*. Upper Saddle River: Prentice Hall, 1999. 663p.
- ZOU, X. & GONZALES, G. Changes in Earthworm density and community structure during secondary succession in abandoned tropical pastures. *Soil Biology & Biochemistry*, v.29, n.3, p. 627-629, 1997.

ANEXO 1

Lista de espécies amostradas nas áreas de restauração situadas em Sorocaba (AE1) e Itu (AE2) e nos fragmentos de referência (AR) em Sorocaba-SP.

GM- AE1	51	CEF- AE2	184	UFSCAR- AR	333
Gochnatia polymorpha (Less.) Cabrera	9	Solanum mauritianum Scop.	25	Gochnatia polymorpha (Less.) Cabrera	15
Croton urucurana Baill.	5	Luehea divaricata Mart.	21	Morta	25
Enterolobium contortisiliquum (Vell.) Morong	4	Ceiba speciosa (A.St.-Hill.) Ravenna	19	Casearia sylvestris Sw.	32
Inga striata Benth.	4	Luehea grandiflora Mart. & Zucc.	14	Copaifera langsdorffii Desf.	21
Cytharexylum myrianthum Cham.	2	Acacia bonariensis Gillies ex Hook. & Arn.	8	Cryptocarya moschata Ness & C. Mart	21
Psidium guajava L.	2	Bauhinia forficata Link.	8	Lithraea molleoides (Vell.) Engl.	19
Schinus molle L.	2	Cedrela fissilis Vell.	7	Pera glabrata (Schott) Poepp. ex Baill.	14
Solanum mauritianum Scop.	2	Senna multijuga (Rich.) H.S. Irwin & Barneby	7	Protium heptaphyllum (Aubl.) March.	13
Vernonia polyanthes Less.	2	Schinus terebinthifolius Raddi	6	Persea pyrifolia Ness	11
Anadenanthera macrocarpa (Benth.) Brenan	1	Cytharexylum myrianthum Cham.	6	Bauhinia forficata Link	10
Bauhinia forficata Link.	1	Apeiba tiborbou Aubl.	5	Tapirira guianensis Aubl.	8
Casearia sylvestris Sw.	1	Enterolobium contortisiliquum (Vell.) Morong	4	Chrysophyllum marginatum (Hook. & Arn.) Radlk.	6
Ceiba speciosa (A.St.-Hill.) Ravenna	1	Erythrina mulungu Mart.	4	Handroanthus chrysotrichus (Mart. ex A. DC.) Mattos	6
composta grande e pontuda	1	Machaerium nyctitans (Vell.) Benth.	4	Trichilia elegans A. Juss.	6
Cupanea vernalis	1	Phytolacca dioica L.	4	Chrysophyllum marginatum	5
Dalbergia frutescens (Vell.) Britton	1	Rhamnidium elaeocarpum Reissek.	4	Lonchocarpus muehlbergianus	5
Dipteryx alata Vog.	1	Ricinus cominis L.	4	Vitex polygama Cham.	4
Erythrina mulungu Mart.	1	Cordia sp	3	Celtis iguanaea (Jacq.) Sarg.	3
Eugenia florida DC.	1	Cordia superba Cham.	3	Bauhinia longifolia	3
Guazuma ulmifolia Lam.	1	Inga striata Benth.	3	Maytenus alaternoides Reissek	3
Lafoensia pacari A. St.-Hil.	1	Lafoensia pacari A. St.-Hil.	3	Nectandra lanceolata Ness	3
Leucaena leucocephala	1	Tabebuia impetiginosa (Mart. ex DC.) Standl.	3	Nectandra megapotamica (Spreng.) Mez	3
Luehea divaricata Mart.	1	Croton urucurana Baill.	2	Ocotea velutina	3
Nectandra oppositifolia Nees & Mart.	1	Psidium guajava L.	2	Piptadenia gonoacantha (Mart.) J. F. Macbr.	3

GM- AE1	51	CEF- AE2	184	UFSCAR- AR	333
Pisonia ambigua Heimerl	1	Casearia sylvestris Sw.	1	Sebastiania commersoniana	3
Schinus terebinthifolius Raddi	1	Cecropia hololeuca Miq.	1	Syagrus romanzoffiana (Cham.) Glassman	3
Senna alata (L.) Roxb.	1	Dalbergia frutescens (Vell.) Britton	1	Casearia decandra Jacq.	2
Acacia bonariensis Gillies ex Hook. & Arn.	1	Eugenia uniflora L.	1	Andira fraxinifolia Benth.	2
		Guazuma ulmifolia Lam.	1	Enterolobium contortisiliquum	2
		Hymenaea courbaril L.	1	Fabaceae sp	2
		Myroxylon peruiferum L. F.	1	Cabralea canjerana (Vell.) Mart.	2
		Piptadenia gonoacantha (Mart.) J.F. Mac-Br.	1	Guarea macrophylla Vahl	2
		Pseudobombax grandiflorum (Cav.) A. Robyns	1	Guatteria nigrescens	2
		Psidium myrtoides O. Berg	1	Guazuma ulmifolia	2
		Rapanea ferruginea (Ruiz et Pav.) Mez	1	Leptolobium elegans Vogel	2
		Schinus molle L.	1	Leucochloron incuriale (Vell.) Barneby & J.W. Grimes	2
		Senna alata (L.) Roxb.	1	Lonchocarpus sp.	2
		Trema micrantha (L.) Blume	1	Machaerium vestitum Vog.	2
		Eugenia florida DC.	1	Matayba elaeagnoides Radlk.	2
				Maytenus sp.	2
				Myrcia hebeptala DC	2
				Rollinia fagifolia St. Hil.	2
				Roupala brasiliensis Klotzsch	2
				sem coleta, muito alta	2
				Trichilia pallida Sw.	2
				Calyptranthes grandifolia O. Berg	
				Campomanesia sp	1
				Caryocar brasiliense Cambess.	1
				Albizia niopoides (Spruce ex Benth.) Burkart	1
				Aspidosperma sp	1
				Cecropia sp.	1
				Actinostemon communis (Müll. Arg.) Pax	1

Arecaceae sp	1
Cupania vernalis Cambess	1
Endlicheria paniculata (Spreng.) J.F. Macbr.	1
Eriobotrya japonica	1
Erythroxylum daphinities	1
Brosimum glaziovii Taub.	1
Guarea kunthiana	1
Guatteria nigrescens Mart.	1
indet 1	1
indet 2	1
Indet sp1	1
Indet sp2	1
Indet sp3	1
Indet sp4	1
indet.4	1
Inga marginata Kunth	1
Inga vera Willd.	1
intet.3	1
Lonchocarpus sp	1
Machaerium paraguariense Hassl	1
Machaerium vilosum	1
Myrcia multiflora (Lam.) DC.	1
Myrcia rostrata DC	1
Myrcia sp	1
Myrcia tomentosa (Aubl.) DC.	1
Myrsine umbellata G. Don	1
NÃO IDENTIFICADA	1
Nectandra rigida (Kunth) Ness	1

GM- AE1	51	CEF- AE2	184 UFSCAR- AR	333
			Platypodium elegans Vog.	1
			Protium kleinii Cuatrec.	1
			Psidium guajava L.	1
			Psidium rufum DC	1
			Rubiaceae	1
			Siparuna guianensis Aubl.	1
			Tabaernamontana catharinensis A. DC.	1
			Tocoyena formosa (Cham. & Schltld.) K. Schum.	1
			Trichillia sp.	1
			Zanthoxylum riedelianum Engl.	1