

Antônio Carlos Galvão de Melo

REFLORESTAMENTOS DE RESTAURAÇÃO DE MATAS
CILIARES: ANÁLISE ESTRUTURAL E MÉTODO DE
MONITORAMENTO NO MÉDIO VALE DO
PARANAPANEMA (SP).

Dissertação apresentada à Escola de
Engenharia de São Carlos da
Universidade de São Paulo, como parte
dos requisitos para obtenção do Título de
Mestre em Ciências da Engenharia
Ambiental.

Orientadora: Dra. Giselda Durigan

SÃO CARLOS
2004

A Iracema e Carlos, que nunca pouparam esforços para que
seus filhos estudassem;
A Marília e Henrique, como estímulo à longa vida de estudos
que ainda terão, e
A Josiane, minha companheira

AGRADECIMENTOS

À Doutora Giselda Durigan, pela orientação oferecida não somente neste trabalho, mas, acima de tudo, no exemplo profissional que muito estimula qualquer iniciante na pesquisa científica;

À FAPESP, que ao financiar o projeto “Modelos de repovoamento vegetal para proteção de recursos hídricos em áreas degradadas dos diversos biomas no Estado de São Paulo”, na linha do Programa de Políticas Públicas, possibilitou parte das atividades deste estudo e ao Dr. Luiz Mauro Barbosa, coordenador do projeto pela confiança em mim depositada;

Ao Instituto Florestal da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, por possibilitar a realização dos estudos, e especialmente a Marli, Marisa, Joselaine, Honda, Viviane, Wilson, Max, Osmar e Malícia, colegas de trabalho na Floresta Estadual de Assis, por compreenderem a importância de meus estudos e suportarem a carga extra de trabalho em minha ausência;

Ao Dr. João Luis Ferreira Batista, da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” - USP, pela atenção dispensada às análises estatísticas;

A Wilson Contieri, Edivaldo Furlan, Adriano Berto e Éliton Silveira pela ajuda nos trabalhos de campo e a Osmar Vilas Boas pela minuciosa revisão desta dissertação;

A Geraldo Franco, Suzana Martins; Ricardo Ribeiro Rodrigues e Ricardo Viani pela identificação de material botânico;

À Seção de Manejo e Inventário Florestal do Instituto Florestal, pela confecção do mapa da região dos trabalhos;

Aos amigos Leda e Marco Garrido pela paciente orientação nas análises estatísticas e pela torcida;

A Hugo de Souza Dias e Daniel Baratela, pela colaboração na seleção de áreas para este estudo e a Moisés e André, da Prefeitura Municipal de Tarumã, pelo empréstimo das fotografias aéreas;

Aos amigos Alba, Maria Cristina, Sabrina, Geli, Magali, Chicó e Jair pelo “abrigo” quando das viagens para frequentar as disciplinas do mestrado;

E, finalmente, a Pérsio, Orlando Ramos, Jaime Aguilon, Waldir Max, Joaquim Bernardes, Leonardo Müller, Usina Nova América e Fazenda Novo Destino por facilitarem o acesso às áreas de reflorestamento e, pacientemente, fornecerem as informações necessárias.

SUMÁRIO DO CAPÍTULO 1: “REFLORESTAMENTOS DE RESTAURAÇÃO DE MATAS CILIARES FUNDAMENTADOS PELA SUCESSÃO SECUNDÁRIA: ANÁLISE ESTRUTURAL EM UMA CRONOSEQÜÊNCIA DE TREZE ANOS”.

RESUMO	1
ABSTRACT	3
1. INTRODUÇÃO	4
1.1. Revisão bibliográfica	4
1.2. Objetivos	21
2. MATERIAL E MÉTODO	22
2.1 Região dos trabalhos	22
2.2. Descrição das áreas selecionadas para os levantamentos	24
2.3. Levantamentos de estrutura das florestas	38
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
3.1. Caracterização do estrato arbóreo	34
3.2. O estrato regenerante dos reflorestamentos e da capoeira	76
4. CONCLUSÕES	86
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	88

SUMÁRIO DO CAPÍTULO 2: “DESENVOLVIMENTO DE MÉTODO DE AVALIAÇÃO E MONITORAMENTO DE REFLORESTAMENTOS DE RESTAURAÇÃO DE MATAS CILIARES NA REGIÃO DO MÉDIO PARANAPANEMA”.

RESUMO	98
ABSTRACT	99
1. INTRODUÇÃO	100
2. OBJETIVOS	100
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	101
3.1. Como avaliar a eficácia de projetos de restauração de matas ciliares?	105
3.2. A cobertura como indicador de sucesso de reflorestamentos de restauração	110
4. MATERIAL E MÉTODO	113
4.1. Região de trabalho e critérios para seleção das áreas de estudo	114
4.2. Levantamento de estrutura das florestas	114
4.3. Cálculos estatísticos	116
4.4. Construção da matriz de avaliação	117
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	118
5.1. Seleção de indicador estrutural para os reflorestamentos de restauração	118
5.2. Função de regressão para cobertura dos reflorestamentos de restauração	123
5.3. Matriz de monitoramento dos reflorestamentos de restauração	124
6. CONCLUSÕES	127
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	128
8. APÊNDICE	136

LISTA DE FIGURAS: CAPÍTULO 1

FIGURA 1 - Modelo de reflorestamento proposto por Macedo (1993).	17
FIGURA 2 - Modelo de plantio de restauração proposto por Kageyama et al. (1990).	17
FIGURA 3 - Modelo de enriquecimento de capoeiras proposto por Macedo (1993).	18
FIGURA 4 - Modelo de plantio circular proposto por Barbosa (1993).	18
FIGURA 5 - Mapa da região dos trabalhos (KRONKA et al., 2003).	23
FIGURA 6 - Fotografia aérea de 1972 da área onde hoje se encontra a capoeira, com destaque para a área da amostragem deste estudo, em 1972.	27
FIGURA 7 - Fotografia aérea da capoeira em 1993, com destaque para a área da amostragem deste estudo.	28
FIGURA 8 - “Box plot” da altura das árvores de acordo com a classificação sucessional em área de reflorestamento de restauração de mata ciliar com 13 anos após implantação e em capoeira com 23 anos de regeneração no Médio Vale do Paranapanema, SP.	66
FIGURA 9: - Valores médios de diâmetro de copas e altura para diferentes grupos ecológicos em três reflorestamentos de restauração de mata ciliar de um ano de idade na região do Médio Paranapanema, SP.	67
FIGURA 10 - Valores médios de diâmetro de copas e altura para diferentes grupos ecológicos em três reflorestamentos de restauração de mata ciliar de três anos de idade na região do Médio Paranapanema, SP.	67
FIGURA 11 - Valores médios de diâmetro de copas e altura para diferentes grupos ecológicos em três reflorestamentos de restauração de mata ciliar acima de sete anos de idade na região do Médio Paranapanema, SP.	68
FIGURA 12 - Valores médios de diâmetro de copas e altura para mata ciliar secundária (capoeira) com 23 anos de idade na região do Médio Paranapanema, SP.	68

FIGURA 13 - Distribuição de frequência de diâmetro à altura do peito, para três reflorestamentos de restauração de mata ciliar de um ano de idade na região do Médio Paranapanema, SP.	69
FIGURA 14 - Distribuição de frequência de diâmetro à altura do peito, para três reflorestamentos de restauração de mata ciliar de três anos de idade na região do Médio Paranapanema, SP.	69
FIGURA 15 - Distribuição de frequência de diâmetro à altura do peito, para três reflorestamentos de restauração de mata ciliar com sete, nove e treze anos de idade na região do Médio Paranapanema, SP.	70
FIGURA 16 - Distribuição de frequência de diâmetro à altura do peito, em mata ciliar secundária (capoeira) com 23 anos de idade na região do Médio Paranapanema, SP.	70
FIGURA 17 - Perfil esquemático da área A (um ano).	71
FIGURA 18 - Perfil esquemático da área B (um ano).	71
FIGURA 19: Perfil esquemático da área C (um ano).	71
FIGURA 20 - Perfil esquemático da área D (três anos).	72
FIGURA 21 - Perfil esquemático da área E (três anos).	72
FIGURA 22 - Perfil esquemático da área F (três anos).	73
FIGURA 23 - Perfil esquemático da área G (sete anos).	73
FIGURA 24 - Perfil esquemático da área H (nove anos).	74
FIGURA 25 - Perfil esquemático da área I (13 anos).	74
FIGURA 26 - Perfil esquemático da área de capoeira (23 anos).	75

LISTA DE TABELAS: CAPÍTULO 1

TABELA 1 – Características do ciclo de vida dos componentes arbóreos dos diferentes grupos sucessionais na floresta tropical úmida americana (FERRETI et al., 1995).	15
TABELA 2 - Cobertura florestal nativa nos municípios do Médio Vale do Paranapanema.	22
TABELA 3 – Espécies arbóreas amostradas em nove reflorestamentos e em uma área em processo natural de sucessão secundária, todos em mata ciliar no Médio Vale do Paranapanema, SP.	36
TABELA 4 – Parâmetros de estrutura do estrato arbóreo para diferentes áreas de restauração de mata ciliar, uma capoeira e uma mata madura no Vale do Paranapanema, SP.	42
TABELA 5 – Porcentagem de indivíduos dos diferentes grupos sucessionais em nove reflorestamentos de mata ciliar e em uma área em sucessão secundária natural no Médio Vale do Paranapanema –SP.	43
TABELA 6 – Comparação de densidade, área basal, altura e cobertura de copas para dez reflorestamentos de restauração de matas ciliares e uma capoeira, no Médio Vale do Paranapanema, SP.	44
TABELA 7 – Correlações (r) entre variáveis de estrutura do estrato arbóreo de nove reflorestamentos de restauração, com idades variando entre um a 13 anos, no Médio Vale do Paranapanema, SP.	48
TABELA 8 – Parâmetros dendrométricos e fitossociológicos para reflorestamento de restauração de mata ciliar com um ano (Área A), no município de Tarumã, SP.	54
TABELA 9 – Parâmetros dendrométricos e fitossociológicos para reflorestamento de restauração de mata ciliar com um ano (Área B), no município de Tarumã, SP.	55
TABELA 10 – Parâmetros dendrométricos e fitossociológicos para reflorestamento de restauração de mata ciliar com um ano (Área C), no município de Maracaí, SP.	56
TABELA 11 – Parâmetros dendrométricos e fitossociológicos para reflorestamento de restauração de mata ciliar com três anos (Área D), no município de Pedrinhas Paulista, SP.	57
TABELA 12 – Parâmetros dendrométricos e fitossociológicos para reflorestamento de restauração de mata ciliar com três anos (Área E), no município de Tarumã, SP.	58

TABELA 13 - Parâmetros dendrométricos e fitossociológicos para reflorestamento de restauração de mata ciliar com três anos (Área F), no município de Tarumã, SP.	59
TABELA 14 - Parâmetros dendrométricos e fitossociológicos para reflorestamento de restauração de mata ciliar com sete anos (Área G), no município de Tarumã, SP.	60
TABELA 15 - Parâmetros dendrométricos e fitossociológicos para reflorestamento de restauração de mata ciliar com nove anos (Área H), no município de Tarumã, SP.	61
TABELA 16 - Parâmetros dendrométricos e fitossociológicos para reflorestamento de restauração de mata ciliar com 13 anos (Área I), no município de Tarumã, SP.	62
TABELA 17 - Parâmetros dendrométricos e fitossociológicos para capoeira com 23 anos, no município de Tarumã, SP.	63
TABELA 18 - Características do estrato regenerante para 11 áreas de restauração de matas ciliares e uma capoeira no Vale do Paranapanema, SP.	81
TABELA 19 - Correlações (r) entre o estrato regenerante, estrato arbóreo e a distância do fragmento mais próximo, para três reflorestamentos de restauração de matas ciliares com idades de 7, 9 e 13 anos no Médio Vale do Paranapanema, SP.	82
TABELA 20 – Similaridade obtida pelo Índice de Jaccard entre nove áreas de mata ciliar sob restauração, uma mata ciliar em sucessão secundária natural e uma mata ciliar madura, no Médio Vale do Paranapanema, SP.	82
TABELA 21 – Caracterização do estrato regenerante sob reflorestamento de restauração de mata ciliar com sete anos (Área G), no município de Tarumã, SP.	83
TABELA 22 - Caracterização do estrato regenerante sob reflorestamento de restauração de mata ciliar com nove anos (Área H), no município de Tarumã, SP.	83
TABELA 23 - Caracterização do estrato regenerante sob reflorestamento de restauração de mata ciliar com 13 anos (Área I), no município de Tarumã, SP.	84
TABELA 24 - Caracterização do estrato regenerante em floresta secundária (capoeira) com 23 anos, no município de Tarumã, SP.	85
TABELA 25 - Características da forma de dispersão das plantas do estrato regenerante sob reflorestamentos de restauração de mata ciliar e em floresta secundária no município de Tarumã, SP.	85

LISTA DE FIGURAS: CAPÍTULO 2

FIGURA 1. Mapa da região dos trabalhos.	115
FIGURA 2. Gráfico da cobertura de copas estimada pelo método da interseção na linha, em função da idade para reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema, SP.	123
FIGURA 3. Matriz de avaliação para projetos de restauração de matas ciliares na Região do Médio Vale do Paranapanema.	126

LISTA DE TABELAS: CAPÍTULO 2

TABELA 1. Exemplo de critérios, indicadores e aferidores que podem ser utilizados para a avaliação de projetos de restauração de áreas degradadas (BARBOSA, 2000a).	106
TABELA 2. Valores de riqueza, densidade, área basal e altura média do estrato arbóreo para seis áreas de restauração de mata ciliar no Médio Vale do Paranapanema, SP.	118
TABELA 3. Valores de cobertura de copas estimada por dois diferentes métodos em seis áreas de restauração no Médio Vale do Paranapanema, SP.	119
TABELA 4. Tabela 4: Correlações (r) entre variáveis de estrutura do estrato arbóreo de seis reflorestamentos de restauração, com idades de um e três anos, no Médio Vale do Paranapanema, SP.	120
TABELA 5. Características dos seis reflorestamentos de restauração de matas ciliares selecionados para estudos e estabelecimento de parâmetros de avaliação na Região do Médio Paranapanema, SP.	122

CAPÍTULO 1:

REFLORESTAMENTOS DE RESTAURAÇÃO DE MATAS CILIARES FUNDAMENTADOS PELA SUCESSÃO SECUNDÁRIA: ANÁLISE ESTRUTURAL EM UMA CRONOSEQÜÊNCIA DE TREZE ANOS.

RESUMO:

Devido à importância das matas ciliares muitos esforços e recursos têm sido despendidos para sua restauração. Como forma de aumentar a eficácia dos reflorestamentos, a partir de 1986 as instituições de pesquisa desenvolveram técnicas de reflorestamento fundamentadas na sucessão secundária das florestas tropicais. Neste estudo foi realizada análise estrutural de dez reflorestamentos implantados com base na sucessão secundária e com idades variando de um a 13 anos, comparados com uma área em regeneração natural há 23 anos, todos em região de Floresta Estacional Semidecidual, no Médio Vale do Rio Paranapanema, SP. Em cada área foram levantados parâmetros referentes à biomassa (densidade, área basal, altura, DAP e cobertura de copas), fitossociologia (riqueza, diversidade e similaridade) e regeneração natural (densidade, riqueza, diversidade, similaridade com o estrato arbóreo e com áreas naturais). Os reflorestamentos apresentaram evolução mais rápida de todos os parâmetros referentes à biomassa do que a área em regeneração natural, os mais velhos aproximando-se estruturalmente de uma mata ciliar madura e levando a concluir que, para a região dos estudos, o abandono de áreas à regeneração natural não é estratégia de restauração tecnicamente recomendável, embora às vezes possa ser a única saída economicamente viável. Nenhuma das variáveis dendrométricas apresentou correlação expressiva com a riqueza de espécies plantadas, e concluiu-se que a opção por plantios com baixa densidade (até 1240 plantas.ha⁻¹) e baixa riqueza (até 11 espécies) não interfere no desempenho do

reflorestamento, em termos de formação de biomassa. O desempenho estrutural dos reflorestamentos pode ser manipulado através da escolha das espécies e da densidade diferenciada entre os grupos sucessionais. A estrutura vertical dos reflorestamentos mostrou-se influenciada pela composição do plantio, refletindo a importância dos grupos sucessionais. As espécies pioneiras e secundárias iniciais dominam o dossel e constituem-se nas espécies emergentes. Plantas em regeneração natural são observadas somente nos reflorestamentos com idade de sete anos ou mais e sua densidade e riqueza mostraram-se correlacionadas apenas com a idade do reflorestamento e a distância até o fragmento natural mais próximo, predominando as espécies de síndrome de dispersão zoocórica.

Palavras chaves: restauração, matas ciliares, estrutura, regeneração natural.

ABSTRACT

Riparian forests are key to protect water resources and biodiversity, so that efforts and funds have been directed towards its restoration. In recent years, forest restoration research and technology have been based upon secondary succession, since this paradigm have been considered the best solution in terms of restoration efficacy. Nine areas, reforested on the basis of secondary succession with different ages (one to 13 years), as well as a naturally regenerated forest 23 years old, are compared in this study, in terms of stand structure. The parameters adopted in this analysis were related to biomass (density, basal area, height, DBH and crown cover), fitossociology (richness, diversity and similarity) and natural regeneration (density, richness, diversity and similarity with the arboreal stratum and neighbouring native forests). Planted forests presented a recovery process faster than the naturally regenerated forest, in terms of biomass. The eldest planted forest are structurally similar to mature riparian forests in the same environmental condition. On the basis of these results natural regeneration can not be recommended as a good technical solution to recover riparian forests. In some situations, however, this can be the only solution, since it has no costs. No correlation was found between the number of species planted and dendrometric parameters, so that richness and density of the planted forest had no influence on the forest biomass. Structural performance of the planted forest can be managed through species selection considering the proportion between early and late successional species, wich has a direct influence on the biomass. Pioneer and early secondary species dominate the canopy. Natural regeneration of arboreal species starts about seven years after planting. Both density and richness of naturally regenerated plants are correlated with the age of the forest and the distance to the nearest forest patch. Plants in natural regeneration are predominantly from zoocorichous species.

Key-words: restoration, riparian forest, structure, natural regeneration.

1. INTRODUÇÃO

1.1. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1.1.1. Importância das matas ciliares

As matas ciliares podem ser entendidas, de maneira genérica, como as formações vegetais florestais que acompanham os veios ou cursos d'água (CATHARINO, 1989 e CRESTANA et al, 1993).

Estas formações ribeirinhas (ocorrentes no entorno de nascentes e ao longo de cursos d'água) apresentam grande heterogeneidade fisionômica em função da diversidade do mosaico de condições ecológicas distintas (REZENDE, 1998; RODRIGUES e NAVE, 2000; DURIGAN et al., 2000 e BROWN JR., 2000). Em função disto, estas formações florestais têm sido objeto de vários trabalhos que tentam estabelecer classificações e nomenclatura que possam atender a esta diversidade fisionômica, seja para as diferentes regiões ecológicas (VELOSO et al., 1991 e RODRIGUES, 2000), seja para uma região específica, como por exemplo, o cerrado, onde Ribeiro e Walter (1998) identificam três formações florestais distintas associadas a corpos d'água.

Muito comum, ainda, é utilizar-se o termo mata ciliar para fazer referência às áreas em que a legislação federal prevê a obrigatoriedade da existência de vegetação de preservação permanente, quando localizadas às margens de cursos d'água.

A importância da conservação e recuperação das matas ciliares deve ser entendida à luz de alguns de seus atributos:

- caso recuperadas, ou conservadas, acompanhando toda a rede de drenagem, as matas ciliares podem formar uma importante “malha” de corredores, possibilitando a conexão de fragmentos maiores, até mesmo entre regiões de interflúvio, diminuindo os efeitos negativos da fragmentação (MARINHO FILHO e GASTAL, 2000 e CRESTANA et al., 1993);

- por estarem mais próximas do lençol freático, as matas ciliares sofrem menos a influência de estações secas e isto garante, mesmo em regiões onde a matriz é florestal, a disponibilidade de recursos para sustentação da fauna quando a região de interflúvio não

apresenta muitos recursos disponíveis. Onde a matriz não é florestal, servem de refúgio à fauna (também em caso de incêndios) e podem até mesmo colaborar na redução de pragas e doenças nas áreas agrícolas circunvizinhas, por abrigarem espécies que predam insetos, colaborando no controle de populações destes animais (MARINHO FILHO e GASTAL, 2000);

– para o ambiente aquático elas exercem importante papel ao ajudar a diminuir a incidência de energia solar, colaborando para a manutenção da temperatura. A rede de raízes, troncos e galhos caídos na água diminui o impacto da correnteza e cria micro habitats importantes para o processo de ciclagem biogeoquímica no ambiente aquático e para abrigo e reprodução de várias espécies. Além disso, as matas ciliares fornecem matéria orgânica e frutos necessários para a alimentação de diversas espécies animais aquáticas (BARRELA et al., 2000);

– podem conter o aporte de sedimentos aos corpos d'água, especialmente onde a matriz é agrícola, diminuindo o assoreamento e a entrada de substâncias tóxicas e/ou nutrientes que causariam desequilíbrio entre as populações (BARBOSA, 2000 e CRESTANA et al., 1993);

– as matas ciliares podem proteger áreas importantes para a produção de água, tais como as nascentes e áreas variáveis de afluência. Além disso, contribuem para o aumento da capacidade de armazenamento de água ao longo da zona ripária, contribuindo para a manutenção de vazão na época seca (LIMA e ZAKIA, 2000);

– os projetos de restauração de matas ciliares podem se constituir em laboratórios para estudos ecológicos, produzindo informações relevantes para compreensão de ecossistemas degradados e mesmo preservados (RODRIGUES e GANDOLFI, 2000);

1.1.2. A Demanda pela restauração: quanto e a que custo?

Em função de sua importância, são crescentes os esforços para a restauração das matas ciliares. Kageyama e Gandara (2000) creditam à conscientização da sociedade e às exigências legais o aumento das iniciativas de restauração.

O Código Florestal Brasileiro, instituído pela Lei Federal nº 4.771, de 15/09/65, alterado pelas Leis Federais nº 7.511/86 e 7.803/89 (VENTURA, 1996), dá o seguinte tratamento à vegetação localizada à margem dos cursos d'água:

Art. 2º - Consideram-se de preservação permanente, pelo só efeito desta lei, as florestas e demais formas de vegetação natural situadas:

a) ao longo dos rios ou de qualquer curso d'água desde o seu nível mais alto em faixa marginal cuja largura mínima será:

- 1) de 30 (trinta) metros para cursos d'água de menos de 10 (dez) metros de largura;*
- 2) de 50 (cinquenta) metros para os cursos d'água que tenham de 10 (dez) a 50 (cinquenta) metros de largura;*
- 3) de 100 (cem) metros para os cursos d'água que tenham de 50 (cinquenta) a 200 (duzentos) metros de largura;*
- 4) de 200 (duzentos) metros para os cursos d'água que tenham de 200 (duzentos) a 600 (seiscentos) metros de largura;*
- 5) de 500 (quinhentos) metros para os cursos d'água que tenham largura superior a 600 (seiscentos) metros;*

b) ao redor das lagoas, lagos ou reservatórios d'água naturais ou artificiais;

c) nas nascentes, ainda que intermitentes e nos chamados "olhos d'água", qualquer que seja sua situação topográfica, num raio mínimo de 50 (cinquenta) metros de largura;

Especificamente com relação à recuperação das matas ciliares em território paulista, a Lei Estadual nº 9.989, de 22 de maio de 1998 (SÃO PAULO, 2000) prevê a obrigatoriedade da “recomposição florestal, pelos proprietários, nas áreas situadas ao longo dos rios e demais cursos d'água, ao redor de lagoas, lagos ou reservatórios d'água naturais ou artificiais, bem como nas nascentes e nos chamados olhos d'água”.

Vista a importância e a obrigatoriedade da restauração, qual seria a demanda para atender a legislação em todo o território paulista?

Kageyama et al. (1994) calcularam que, somente às margens dos reservatórios da Companhia Energética de São Paulo, haveria cerca de 75 mil hectares a recuperar.

A falta de levantamentos em escala adequada, para todo o território do Estado, torna o cálculo preciso da demanda para recuperação uma tarefa muito difícil. Apesar disso, Barbosa (2000) estimou em 600 mil hectares a área total de matas ciliares a serem recuperadas em todo o Estado de São Paulo.

Após consulta aos bancos de dados das agências estatais de fiscalização ambiental, Barbosa (2001) apresentou os seguintes dados:

- no período de 1990 a 2000 apresentou-se uma demanda de recuperação de 9.700 hectares de matas ciliares, divididos em cerca de 7.400 projetos, somente para os casos de infratores que se dispuseram a corrigir os danos causados por suas atividades clandestinas, a fim de obter redução de multas;
- existem 2.360 empreendimentos minerários no Estado de São Paulo que têm, prevista no parágrafo 2º do artigo 225 da Constituição Federal, a obrigação de recuperar as áreas degradadas por suas atividades.

Além disso, acredita-se que a busca pela certificação através das normas da série ISO 14000 e de outros procedimentos, como “eco-labeling”, acabe por ampliar a demanda que ora se apresenta.

Se por um lado as estimativas de área a ser recuperada são muito variáveis, por outro lado as estimativas de custo, entretanto, são precisas e, em alguns casos, apresentam valores regionalizados. Infelizmente os valores não são baixos, e essa tem sido uma das maiores limitações à execução dos plantios.

Joly et al. (1995) estimaram em R\$2.500,00 (equivalentes a U\$ 1,976.00) o custo médio de recuperação de um hectare de mata ciliar.

Fundação Florestal e Fundo Florestar (1993) estimaram o custo de implantação de um hectare de mata ciliar na região de domínio da Mata Atlântica, em U\$2,569.90 para áreas ocupadas com pastagem e U\$2,036.40 para áreas aterradas. Na região de Campinas - SP, o custo seria de U\$1,757.00, descontado o valor das mudas.

É importante reiterar que os custos citados, mesmo que relativizados em função da cotação do dólar à época de realização dos estudos e da variação das despesas em função das características cada projeto, são um sério impedimento para a adoção de medidas de recuperação pelos proprietários rurais. Deve-se considerar que não existem programas de grande abrangência para financiamento da recuperação e nem mesmo para esclarecimento e conscientização sobre a importância da recuperação; portanto, os agricultores arcam com a responsabilidade exclusiva pela iniciativa e pelo custeio da recuperação.

As demandas para recuperação, entretanto, não se apresentam somente através da legislação mais restritiva e das proposições dos ambientalistas. Algumas iniciativas, ainda que insuficientes, de financiamento da recuperação de matas ciliares ocorrem no Estado de São Paulo.

Em consulta a Amankay Instituto de Estudos e Pesquisas (1999), pôde-se levantar doze instituições (nacionais e estrangeiras) que financiam projetos relacionados à recuperação de áreas degradadas.

O Fundo Estadual de Recursos Hídricos tem financiado, desde 1997, através dos Comitês de Bacias Hidrográficas, projetos voltados à recuperação de matas ciliares, incluindo atividades de produção de sementes e mudas, plantios, educação ambiental e capacitação. O montante de projetos aprovados para estes financiamentos chegou, até o ano de 2001, a cerca de quatro milhões e trezentos mil reais (BASSOI, 2002)*.

1.1.3. A natureza aponta o caminho: a sucessão secundária

Com o aumento da demanda, já no início da década de 1980, a pesquisa científica passou a encarar o desafio de gerar conhecimento que possibilitasse a restauração de matas ciliares de maneira eficiente, ou seja, com bons resultados ambientais a um custo razoável.

A resposta surgiu dos estudos sobre a forma com que as florestas naturais “cicatrizavam” seus próprios “ferimentos”.

* BASSOI, L.J. (2002). (CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). *Comunicação pessoal*.

Observando a dinâmica das florestas tropicais pode-se perceber que a queda de árvores ou deslizamentos de solo provocam a abertura de clareiras nas florestas. Estas clareiras possuem condições ambientais diferentes daquelas existentes no interior da floresta. Bazzaz e Pickett (1980), em revisão bibliográfica, apontaram que nas clareiras há aumento de luz, temperatura do ar, temperatura do solo, precipitação, disponibilidade de nutrientes e alteração do grau de umidade relativa do ar. Pode-se acrescentar a esta lista a oxidação da matéria orgânica.

O fenômeno de abertura de clareiras é freqüente e permite dizer que, mesmo sem a ocorrência de perturbações antrópicas, a floresta madura constitui-se em um mosaico formado por áreas em diferentes estádios sucessionais (LUGO, 1980).

Denslow (1980), estudando sucessão secundária em florestas tropicais, afirmou que o tamanho das clareiras florestais condiciona os modelos de sucessão, pois as diferentes espécies de árvores ocupam preferencialmente clareiras de diferentes tamanhos em função das diferentes condições criadas para estabelecimento de plântulas. A autora sugere que a competição interespecífica para ocupação destes espaços resulta em diferentes estratégias de regeneração para cada espécie, associadas às dimensões de clareira e, desta forma, a distribuição de freqüência de classes de tamanho das clareiras de uma dada floresta influencia a diversidade biológica.

Macedo (1993) citou que o fator principal que influencia a colonização das clareiras é a luz. Algumas espécies são bastante tolerantes à sombra e têm seu crescimento inibido quando expostas a níveis elevados de luz. Outras espécies adaptam-se à plena luz, enquanto um terceiro grupo exige luz somente em um determinado estágio de seu ciclo de vida.

Diferentes espécies arbóreas, adaptadas às condições ambientais das clareiras, começam a colonizar estes espaços. Inicialmente, as espécies que toleram luz e calor com maior intensidade. À medida que estas espécies crescem, passam a produzir sombra e a alterar as condições ambientais da antiga clareira, proporcionando, a outros grupos de espécies, condições ambientais diferenciadas. Assim, num segundo estágio da sucessão, começam a aparecer as plantas com diferentes níveis de tolerância à sombra.

Com o tempo, portanto, passa a ocorrer uma progressiva mudança na composição florística daquela área aberta, de maneira que a floresta que está se instalando vai

transformando-se e tomando a forma mais adequada às condições ambientais em mudança (mais luz → menos luz), até o retorno, depois de longo período, às condições primitivas.

À mudança de estrutura e composição de uma floresta ao ocupar uma área alterada, sem que tenha ocorrido a completa remoção ou destruição do substrato é dado o nome de sucessão secundária (ART, 2001).

Gomez-Pompa (1974) conceitua a sucessão secundária como as mudanças que ocorrem nos ecossistemas após a destruição parcial de uma comunidade, e cita o exemplo das comunidades florestais onde a sucessão secundária pode ocorrer após a abertura de uma clareira pela queda de uma árvore ou após o abandono de áreas de agricultura em vários hectares.

A compreensão do processo sucessional passa, também, pelo conhecimento das alterações florísticas ocorrentes nos diferentes tipos de clareira e da mudança de composição que a comunidade vegetal sofre com o passar do tempo.

A sucessão secundária pode ser vista como um processo contínuo a partir de um estágio inicial - onde os fatores que governam a colonização são mais importantes - ao estágios tardios, ou finais, onde a capacidade competitiva ou de tolerância às condições ambientais entre as espécies ditam os modelos de reposição das espécies ao longo do tempo (GUARIGUATA e OSTERTAG, 2001). Para os mesmos autores, entre os fatores condicionantes da colonização estariam as condições do substrato, as condições de entrada dos propágulos, a presença de banco de sementes e a disponibilidade de estruturas de propagação vegetativa. Entre os fatores referentes à capacidade competitiva ou de tolerância das espécies estariam as taxas de crescimento, a longevidade, o porte máximo na maturidade e o grau de tolerância à sombra.

Segundo Richards (1996), as espécies características de florestas secundárias apresentariam como principais características: a intolerância à sombra, sementes pequenas e leves, que mantêm sua viabilidade por muito tempo no banco de sementes no solo, demandando luz para germinação; crescimento rápido com “estratégia r”; madeira mole pouco densa e clara e folhas com cor mais clara e mais flexíveis.

Denslow (1980) propôs a classificação das espécies em função de suas estratégias para ocupação de espaço e assim seria possível identificar: 1. especialistas de clareiras grandes, com sementes que germinam somente em altas temperaturas e condições de luz

oferecidas por clareiras grandes e cujas plântulas são altamente intolerantes à sombra; 2. especialistas de clareiras pequenas, cujas sementes podem germinar à sombra, mas requerem a abertura de clareira para crescer até o dossel, e especialistas do subosque, que, aparentemente, não demandam abertura de clareiras para germinar, crescer e alcançar sua fase reprodutiva.

Também baseado na demanda por clareiras, Whitmore (1984) propôs quatro grupos de espécies: 1) espécies que se estabelecem e crescem sob dossel fechado; 2) espécies que se estabelecem e crescem sob dossel fechado, mas que se beneficiam das clareiras; 3) espécies que se estabelecem sob dossel fechado, mas que requerem clareiras para amadurecer e se reproduzir; e 4) espécies que se estabelecem, crescem e se reproduzem somente em clareiras.

Budowski (1965) apresentou a descrição dos estágios serais de sucessão através da análise de características reprodutivas, estruturais, florísticas e fisionômicas das espécies predominantes em cada um dos estágios e convencionou chamá-los: pioneiro, secundário inicial, secundário tardio e clímax. Esta denominação foi então transferida aos grupos de espécies típicos de cada um dos estágios serais (BUDOWSKI, 1970).

Independentemente do sistema de classificação, é importante entender que, considerando a floresta como um todo, diferentes estágios de sucessão podem estar ocorrendo em diferentes locais, em função da abertura de clareiras em diferentes épocas. A esta configuração se dá o nome de mosaico florestal (WHITMORE, 1978). Também é importante ressaltar que uma mesma clareira, a depender de sua idade, estará comportando um ou outro grupo de espécies típicas de determinado ambiente sucessional.

Como se processam as mudanças estruturais nas áreas em sucessão secundária?

De acordo com Peet (1981), a biomassa aumenta durante a sucessão secundária, desde praticamente zero até os valores encontrados em florestas maduras, estando o ritmo e o limite do seu crescimento condicionados pelas condições do sítio.

Para Guariguata e Ostertag (2001), as taxas de ciclagem de nutrientes e a área basal aumentam depois do fechamento do dossel, até se estabilizarem em valores abaixo daqueles observados nas florestas maduras e a biomassa só volta a aumentar quando as espécies tardias passam a dominar o dossel. Os autores supõem que esta seqüência de eventos

devolva uma série de características e funções da floresta madura, antes que a composição original de espécies retorne.

Richards (1996) afirmou que, geralmente, as florestas tropicais secundárias são mais baixas que as primárias, sendo o dossel muito mais regular. Nas primeiras etapas da sucessão forma-se um “stand” de árvores com predominância de poucas espécies (não sendo raro uma única), que geralmente não duram mais que uma geração e não se regeneram em sua própria sombra. Quando estas árvores morrem, são substituídas por uma mistura de árvores de crescimento mais lento, mais tolerantes à sombra e mais longevas. No último estágio, desenvolve-se uma estrutura similar a uma floresta primária.

Aweto (1981) afirmou que uma área em sucessão comportará grandes mudanças estruturais e florísticas em seus dez primeiros anos e a partir daí sua fisionomia será semelhante à de uma floresta madura. Por outro lado, Jardim et al. (1993) afirmaram que a capoeira é muito mais simples na sua estrutura vertical do que a floresta madura, devido à ausência de grandes fanerófitas.

Walschburger e Von Hildebrand (1990) analisaram clareiras naturais e áreas cultivadas e abandonadas na Amazônia Colombiana e traçaram a rota de 26 anos de sucessão secundária, analisando parâmetros estruturais. Constataram que a densidade de árvores é muito alta nos estágios iniciais, com dominância de poucas espécies, e que diminui com o tempo. Em áreas de agricultura abandonadas, o período de dominância das pioneiras vai até o 12º ano e no 24º ano as espécies de floresta madura começam a aparecer devido à morte das pioneiras típicas.

Riswan e Kartawinata (1990) compararam, por dois anos, a sucessão secundária em áreas de corte raso, sendo uma queimada e outra sem queima, em floresta primária de Dipterocarpaceas na Indonésia. Na parcela queimada, o número de plantas e brotações da floresta original, bem como o número de espécies de floresta primária, eram menores que na parcela sem queima.

Saldarriaga e Uhl (1990) estudaram 24 áreas de florestas secundárias de terra firme no Alto Rio Negro, com idades de abandono variando a partir de 9 anos. Os autores demonstram que a densidade de árvores cresce rapidamente nos dois primeiros anos e declina a partir do quinto ano, abrindo espaço para estabelecimento de outras espécies. A

partir do nono ano as maiores densidades de árvores são encontradas nas classes de altura e DAP mais baixos. A área basal total variou de 11,12 m²/ha nas áreas com nove anos de abandono, até a 36,95 m²/ha na floresta madura.

Dados estruturais de três florestas secundárias de 16 a 18 anos em pastagens abandonadas, comparados com florestas maduras na Costa Rica, são apresentados por Guariguata et al. (1997). As florestas secundárias possuíam maior densidade de árvores e menor densidade de palmeiras. A área basal das árvores com DAP maior que cinco centímetros variou entre 26,9 a 33,3 m²/ha e a densidade de árvores de 926 a 1234 árvores/ha. A distribuição de frequência de diâmetros mostra a concentração de indivíduos em classes de diâmetros inferiores, caracterizando a distribuição de “J invertido”. A similaridade para plântulas entre áreas secundárias e maduras foi mais alta (32%) do que para árvores (20%) e, finalmente, a riqueza de espécies encontrada foi significativamente mais alta nas áreas maduras do que nas secundárias.

1.1.4. Modelos para revegetação

No Brasil, a partir do final da década de 80, a metodologia de revegetação de matas ciliares procura imitar a natureza, tendo a sucessão secundária como diretriz importante para a revegetação de qualquer espaço alterado por uso antrópico, sem que este seja, necessariamente, uma clareira dentro da floresta.

Nesta época iniciou-se o desenvolvimento de técnicas que previam o arranjo espacial das espécies de diferentes grupos ecológicos, de forma que espécies tolerantes à luz, de rápido crescimento e de arquitetura de copa adequada, fossem plantadas provendo sombra àquelas menos tolerantes, além de prover a riqueza de espécies desejável num primeiro momento da restauração (DURIGAN e NOGUEIRA, 1990; BARBOSA, 1993; MACEDO, 1993; BOTELHO et al, 1995).

Kageyama et al. (1989) ponderaram que a recomposição da diversidade deve considerar a recomposição florística, fittossociológica e genética, e destacaram a necessidade de se observar a dinâmica da sucessão secundária.

A divisão das espécies em grupos relacionados ao estágio sucessional e à sua resposta à intensidade de luz, bem como a sua compatibilização e adequada distribuição em áreas destinadas à restauração, foi proposta por Kageyama et al. (1990) e por Durigan e Nogueira (1990).

Kageyama et al. (1992) destacaram a importância do conceito da sucessão secundária, tanto para atividades de manejo, quanto para as de recuperação florestal, afirmando que “a sucessão secundária parece ser o conceito mais apropriado a ser utilizado na regeneração artificial de florestas mistas, já que é o processo pelo qual as espécies se regeneram na floresta natural”.

Gomez-Pompa e Burley (1991), acreditavam que a melhor maneira de garantir o sucesso em processos induzidos de regeneração é usar tanta diversidade (de espécies e genética) quanto possível e afirmaram que a seleção das espécies que devem ser plantadas, protegidas e encorajadas é a principal atividade em todos os métodos de regeneração.

Crestana et al. (1993) sugeriram que o reflorestamento, observando a sucessão, possibilita a formação de florestas com características fisionômicas próximas da vegetação original.

Rodrigues e Gandolfi (2000) afirmaram que os projetos de restauração de formações ciliares devem pressupor conhecimento dos fenômenos ecológicos naturais e dos processos relacionados à estruturação e manutenção destes ecossistemas. Afirmaram, ainda, que são importantes para o sucesso da implantação de projetos de restauração: a sua inserção no contexto da paisagem, a coerência entre a metodologia proposta e os objetivos da restauração e a correta escolha de espécies.

A fim de padronizar a classificação das espécies da floresta tropical e viabilizar sua utilização em projetos de restauração, Ferreti et al. (1995), com base em Budowski (1965) e Whitmore (1984), apresentam tabela que mostra os critérios de classificação das espécies arbóreas nos diferentes grupos ecológicos.

TABELA 1: Características do ciclo de vida dos componentes arbóreos dos diferentes grupos sucessionais na floresta tropical úmida americana (FERRETI et al., 1995).

CARACTERÍSTICAS	GRUPO ECOLÓGICO			
	Pioneiras	Secundárias iniciais	Secundárias tardias	Clímax
Crescimento	Muito lento	Rápido	Médio	Lento ou muito lento
Madeira	Muito leve	Leve	Mediamente dura	Dura e pesada
Tolerância à sombra	Muito Intolerante	Intolerante	Tolerante no estágio juvenil	Tolerante
Regeneração	Banco de sementes	Banco de plântulas	Banco de plântulas	Banco de plântulas
Dispersão de sementes	Ampla (zoocoria c/ alta diversidade de dispersores); anemocoria; a grandes distâncias.	Restrita (barocoria); ampla (zoocoria c/ poucas espécies; anemocoria; a grandes distâncias).	Principalmente vento	Ampla (zoocoria c/ grandes animais) e restrita (barocoria)
Tamanho das sementes e frutos	Pequeno	Médio	Pequeno a médio; sempre leve.	Grande e pesado
Dormência de sementes	Induzida (foto ou termo regulada)	Sem	Sem	Inata (imaturidade do embrião)
Idade da 1ª reprodução	Prematura (1 a 5 anos)	Intermediária (5 a 10 anos)	Relativamente tardia (10 a 20 anos)	Tardia (>20 anos)
Dependência de polinizadores específicos	Baixa	Alta	Alta	Alta
Tempo de vida	Muito curto (até 10 anos)	Curto (10 a 25 anos)	Longo (25 a 100 anos)	Muito longo (>100 anos)

Já nesta época o termo “grupo ecológico” passou a ser utilizado para identificar espécies com as mesmas respostas a perturbações. Num sistema natural as espécies, a depender de suas características, agrupar-se-iam em diferentes estágios serais, podendo ainda ser identificadas, em cada um deles, uma guilda. Entretanto, a restauração se realiza em situações muito diferenciadas das clareiras naturais, pois os reflorestamentos são implantados com um conjunto de espécies de todas as guildas compartilhando todos os recursos ali existentes que, numa situação natural, estariam se sucedendo. Por isto, neste caso, é interessante a utilização de terminologia específica – no caso “grupos ecológicos” – que identifica a diferença de resposta e o papel de cada grupo de espécies na formação de um sistema restaurado.

Macedo (1993) apresentou uma simplificação da classificação proposta por Budowski (1965) aplicável a projetos de recuperação de matas ciliares:

Grupo das pioneiras: espécies com rápido crescimento, que germinam e se desenvolvem em pleno sol, produzem precocemente muitas sementes pequenas, normalmente com dormência, as quais são predominantemente dispersas por animais. São também denominadas de especialistas de grandes clareiras (maiores que 200m²). Na floresta tropical agrupam pequeno número de espécies, com um grande número de indivíduos.

Grupo das secundárias: também denominadas de especialistas de pequenas clareiras, oportunistas, nômades ou intermediárias. Essas espécies apresentam como principal característica a capacidade de suas sementes germinarem à sombra, mas requerendo a presença de luz para seu desenvolvimento. São espécies características do dossel ou emergentes. Na floresta tropical conta com grande número de espécies, mas com baixo número de indivíduos por área. São as secundárias as responsáveis pela alta diversidade das florestas.

Grupo das climáticas: espécies com crescimento lento, que germinam e se desenvolvem à sombra e produzem sementes grandes, normalmente sem dormência. São denominadas também de tolerantes, ocorrendo no sub-bosque ou no dossel da floresta. O número de espécies deste grupo é alto, porém ocorrem com baixa densidade nas florestas.

Ao arranjo espacial que pretende otimizar o desempenho das espécies de diferentes grupos ecológicos em plantios mistos denominou-se “modelos de revegetação”. Cada situação específica encontrada nas áreas degradadas demanda um arranjo ou modelo específico. É importante salientar que a elaboração dos modelos deve considerar também as características silviculturais de cada espécie, tais como adaptabilidade ao solo, velocidade de crescimento e arquitetura de copa.

Como se trata de área de conhecimento muito nova, vários modelos ainda estão sendo testados, e alguns deles com resultados que já indicam sucesso nos plantios, podem ser citados como exemplo:

a) Modelos em linha.

PI	NP	PI	NP	PI	NP	PI	NP	PI
NP	PI	NP	PI	NP	PI	NP	PI	NP
PI	NP	PI	NP	PI	NP	PI	NP	PI
NP	PI	NP	PI	NP	PI	NP	PI	NP
PI	NP	PI	NP	PI	NP	PI	NP	PI
NP	PI	NP	PI	NP	PI	NP	PI	NP

Figura 1. Modelo de plantio proposto por Macedo, 1993. PI= pioneiras e NP= não pioneiras.

PI								
SI	ST	SI	ST	SI	ST	SI	ST	
PI								
SI	CL	SI	CL	SI	CL	SI	CL	
PI								
SI	ST	SI	ST	SI	ST	SI	ST	
PI								
SI	CL	SI	CL	SI	CL	SI	CL	
PI	P							

Figura 2. Modelo de plantio proposto por Kageyama et al (1990), onde PI= pioneiras; SI= secundárias iniciais; ST= secundárias tardias e CL= clímicas.

b) Modelo de enriquecimento

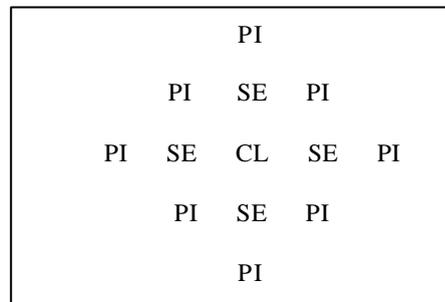


Figura 3. Modelo de enriquecimento de capoeiras proposto por Macedo (1993) onde PI= pioneiras; SE= secundárias e CL= climaxes. Este módulo deveria ser implantado em áreas abertas de capoeiras.

c) Modelo circular

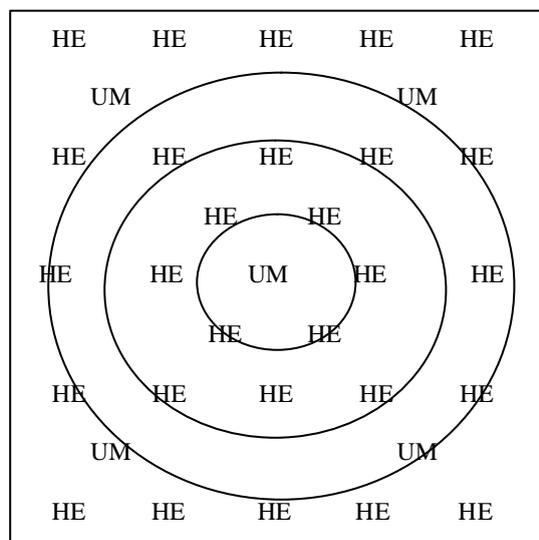


Figura 4. Modelo de plantio circular proposto por Barbosa (1993). HE= heliófilas de rápido crescimento e UM= umbrófilas.

d) Modelo sem alinhamento e em nível (DURIGAN e NOGUEIRA, 1990).

Este modelo, basicamente, corresponde à distribuição de plantas e grupos ecológicos proposta por Macedo (1993), sendo as mudas distribuídas em campo sem alinhamento, ou acompanhando as linhas de nível do terreno.

Independentemente do modelo, cada vez mais, mineradoras, usinas, empresas energéticas, agricultores e vários outros empreendedores têm se utilizado da estratégia baseada na sucessão secundária para realizar plantios, seja para restauração ou, simplesmente, para revegetação, acreditando que de tal forma pode-se garantir custos mais baixos e maior eficiência de cobertura das áreas degradadas. Mais do que o resultado ecológico, estes empreendedores têm buscado a redução de custos. Kageyama e Gandara (2000) destacaram tal tipo de resultado informando que, após os esforços de pesquisa, o tempo para formação de plantios (quando se tornam desnecessárias mais intervenções na área) diminuiu de 5-7 anos para 2 anos e os custos passaram de U\$ 4,000.00/ha para U\$ 1,500.00/ha.

1.1.5. Estudos de avaliação dos reflorestamentos de restauração

A despeito de todos os esforços descritos para desenvolver a técnica e para restaurar áreas ciliares, considerando o longo prazo para estabilização de processos ecológicos envolvendo sistemas florestais, pode-se dizer que mesmo os projetos de recuperação mais antigos ainda devem ser considerados como “áreas teste”, uma vez que os resultados esperados só serão atingidos no momento em que se puder dizer que o processo sucessional promovido artificialmente foi bem sucedido.

Os trabalhos de avaliação da eficácia dos projetos de restauração que se utilizam da sucessão secundária como um marco conceitual ainda são escassos e bastante recentes.

A avaliação de três projetos com diferentes idades e em diferentes modelos de plantio realizados no Vale do Rio Paranapanema, São Paulo, é apresentada por Souza (2000). Para a autora, nas três áreas a implantação artificial está criando condições para restabelecimento de florestas com estrutura e dinâmica semelhantes às naturais, mas

qualquer afirmação sobre a sustentabilidade dessas florestas só poderá ser feita mediante monitoramento de longo prazo.

Estrutura, ambiente, luz, decomposição de serapilheira e parâmetros físicos e químicos do solo de uma área implantada com três anos para recuperação da mata ciliar foram utilizados por Gisler (2000) para comparação com área de mata natural adjacente. A autora conclui que a mata implantada apresentou características de sere secundária inicial, com potencial para alcançar a maturidade e que o fator tempo seria o elemento mais importante para que a vegetação apresentasse estrutura e funções comparáveis às matas naturais.

Asperti (2001) analisou parâmetros estruturais de reflorestamento de recuperação de mata ciliar em Santa Cruz das Palmeiras – SP. A autora concluiu apresentou espécies de melhor desempenho e critérios para sua escolha a fim de estruturar projetos de recuperação. O estudo, entretanto, realizou a avaliação por espécie, sem considerar toda a comunidade implantada, num período de apenas 46 meses.

Quatro modelos distintos de recuperação de matas ciliares, implantados no município de Tarumã – SP foram estudados por Silveira (2001). A comparação baseou-se em variáveis estruturais e o autor sugeriu a adoção de diferentes parâmetros estruturais indicadores de sucesso dos reflorestamentos. Neste caso, apesar de seu incontestável valor científico e da contribuição para o estabelecimento de procedimentos de avaliação da restauração, o estudo não apresenta o acompanhamento da evolução estrutural da floresta.

A avaliação e monitoramento de três áreas com quarenta e seis, nove e seis anos de implantação foi realizada por Sorreano (2002). A autora utilizou-se da análise da chuva de sementes, banco de sementes e dinâmica do estrato regenerante, concluindo que o sucesso da restauração depende do histórico de uso da área, do seu grau de isolamento de áreas naturais e das eventuais intervenções de manejo que forem realizadas para perpetuação da área restaurada.

Em estudo do banco de sementes, chuva de sementes e o estrato de regeneração em áreas com 10 e 14 anos de restauração nos municípios de Piracicaba e Iracemópolis (SP) Siqueira (2002) concluiu que os resultados encontrados a regeneração natural foram influenciados pela presença de espécies invasoras, pelo número de espécies implantadas, pela qualidade do terreno, pela intensidade do manejo anteriores à restauração, pelo

tamanho das áreas e pela idade dos projetos. Apesar regeneração natural ser apontada pela autora como o indicador mais confiável para avaliação de áreas em restauração, tal parâmetro não pode ser utilizado em plantios de pouca idade.

A análise de dois reflorestamentos de restauração, com 18 e 28 anos, foi apresentada por Pulitano (2003). Embora tratem-se de projetos implantados sem considerar as premissas da sucessão secundária, apresentaram resultados muito positivos para parâmetros estruturais e de melhoria do solo, indicando que a floresta implantada, mesmo que não seja exclusivamente com espécies nativas, e ainda desconsiderando modelos de plantio onde a seleção e distribuição das espécies não é regida pela sucessão secundária, tende a tornar-se cada vez mais semelhante à floresta natural, com o decorrer do tempo.

Os estudos citados mostram tendências do comportamento das áreas em restauração, mas o fato de terem sido realizados em condições diferenciadas, torna difícil o estabelecimento de sua linha de evolução e a comparação com áreas em sucessão natural.

1.2. HIPÓTESE

O presente estudo tem como hipótese que as comunidades vegetais instaladas em plantios de restauração de matas ciliares orientados pelo conceito da sucessão secundária tendem a evoluir estruturalmente de forma similar às formações secundárias naturais e propiciam o retorno de processos ecológicos às áreas em restauração.

Propõe-se, como objetivo do trabalho, avaliar o sucesso dos plantios de restauração de matas ciliares baseados na sucessão secundária, através da análise de parâmetros estruturais da comunidade formada, respondendo às seguintes questões:

- Como se processa a evolução estrutural dos plantios de restauração ao longo do tempo?
- Esta evolução, caso constatada, permite afirmar que as áreas em restauração estão se aproximando da estrutura de uma área em clímax?
- Quais as diferenças estruturais entre as florestas plantadas e uma floresta em processo natural de regeneração?
- O processo de restauração através do plantio apresenta alguma “vantagem” em relação à regeneração natural em termos de restabelecimento da estrutura original ou com relação à proteção e recuperação do solo e proteção de corpos d’água?

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Região de trabalho e critérios para seleção das áreas de estudo

A região do Médio Paranapanema, localizada no Sudoeste do Estado de São Paulo, especialmente nos municípios selecionados, caracteriza-se por apresentar solos profundos, argilosos ou de textura média, relevo suave ondulado, com uso predominante para culturas anuais e de cana de açúcar.

A boa qualidade das terras acabou por gerar intensa ocupação para implantação de atividades agropecuárias, sem o necessário planejamento e sem cuidados com os recursos naturais. Um dos reflexos desta ocupação é o baixíssimo índice de cobertura florestal nativa existente (Tabela 2).

Tabela 2: Cobertura florestal nativa nos municípios do Médio Vale do Paranapanema.

Município	Área total (ha)	Cobertura Florestal Natural	
		Área (ha)	Porcentagem área total (%)
Tarumã	30.600	539,98	1,76
Pedrinhas Paulista	14.870	156,59	1,05
Maracaí	54.300	1.250,98	2,30

Fonte: Kronka et al. (2003)

Em toda a área de estudo o clima caracteriza-se, segundo Köppen, como do tipo Cfa, ou seja, mesotérmico, com temperaturas inferiores a 18° C nos meses mais frios e superiores a 22° C nos meses mais quentes, sujeito a geadas esporádicas. A precipitação média anual é de 1350 mm (SILVEIRA, 2001).

A vegetação original da região, classificada por Veloso et al. (1991) como Floresta Estacional Semidecidual caracteriza pela perda parcial das folhas durante a estação seca.

A localização da região dos trabalhos e das áreas analisadas encontra-se na Figura 5.

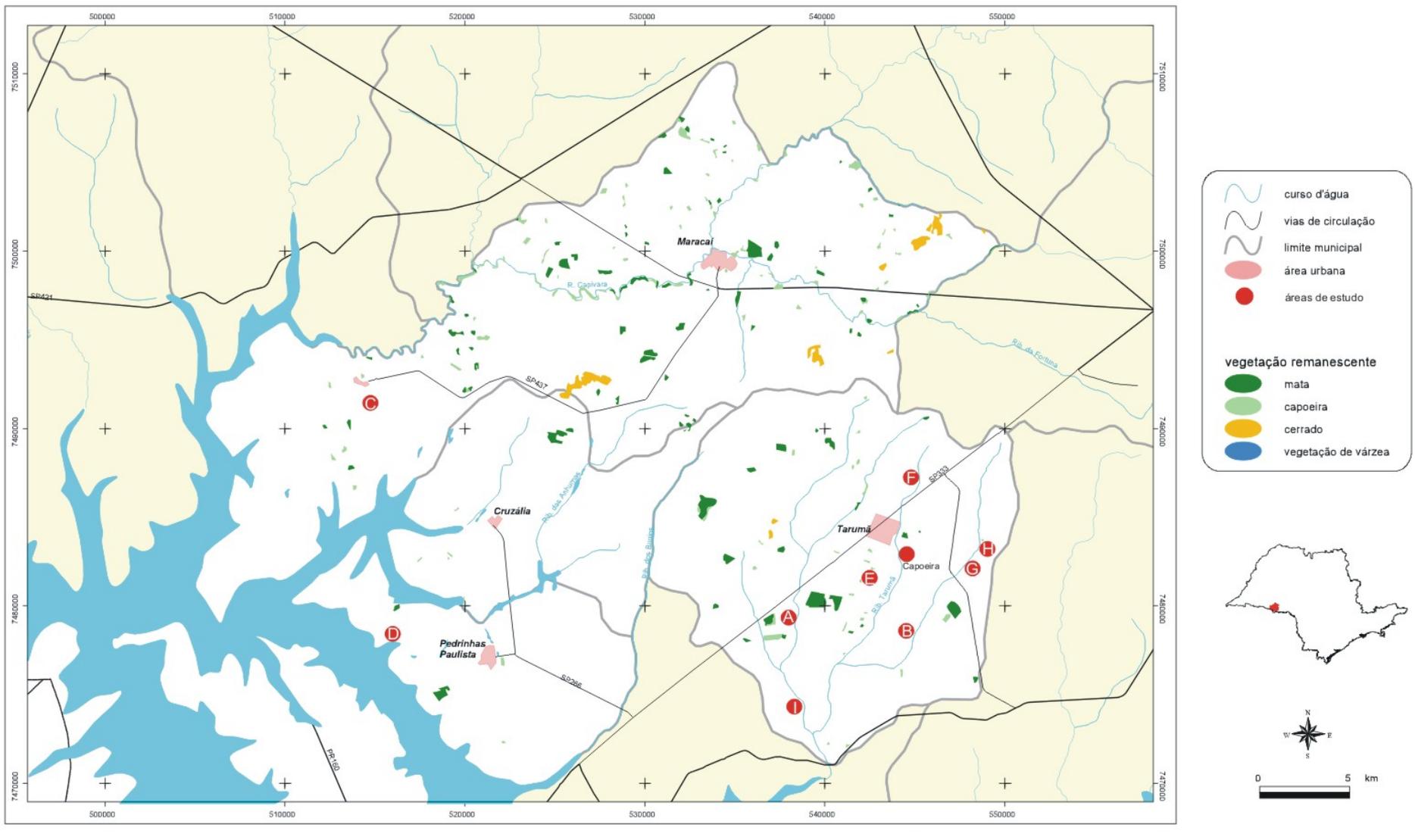


Figura 5: Mapa da região dos trabalhos (KRONKA *et al.*, 2003).

2.2. Descrição das áreas selecionadas para os levantamentos

Os reflorestamentos de restauração e a área em sucessão secundária natural incluídas neste estudo localizam-se nos municípios de Tarumã, Pedrinhas Paulista e Maracaí, todos no estado de São Paulo.

Para a seleção da área em sucessão natural foi adotado como critério que tivesse sido abandonada e não tivesse sofrido intervenções que facilitassem o processo de regeneração (controle de cipós, plantio de mudas, fertilizações, capinas) ou que o prejudicassem (fogo, desmatamento, corte seletivo).

Para a seleção dos reflorestamentos foram adotados como critérios: a) localização em uma mesma região, de modo que as variações ambientais fossem pouco significativas; b) conhecimento do histórico de ocupação da área, anterior ao processo de restauração; c) possibilidade de agrupamento das áreas em recuperação por idade de sua implantação, de forma a possibilitar a comparação entre elas e outras áreas que já tivessem sido objeto de estudos e d) terem recebido cuidados de manutenção e não terem sofrido efeitos da geada no ano de 2000.

A seguir é apresentada breve descrição de cada uma das áreas selecionadas:

Área A: Plantio de meio hectare, com um ano de idade, localizado no Sítio Obara, município de Tarumã, sob as coordenadas 22°47'58''S e 50°37'35''W. Situa-se a montante de várzea no Ribeirão do Dourado, ocupada por agricultura, em solo classificado como Associação Latossolo Roxo + Terra Roxa Estruturada Latossólica, ambos Eutróficos. Antes do reflorestamento a área foi ocupada por agricultura, com duas safras anuais.

Área B: Com um ano de idade, este plantio totaliza 4,0 ha em propriedade da Usina Nova América, e localiza-se nas coordenadas 22°48'42''S e 50°33'08''W, à margem de represamento da Água do Monjolinho, município de Tarumã. O solo é classificado como Associação Latossolo Roxo + Terra Roxa Estruturada Latossólica, ambos Eutróficos. A ocupação anterior era de cultura de cana-de-açúcar, por, pelo menos, 20 anos.

Área C: Plantio de um ano de idade, totalizando 3,8 ha, situado às margens da várzea sistematizada onde nasce o Ribeirão da Lagoa no Distrito de São José das Laranjeiras, município de Maracaí; sob as coordenadas 22°41'55''S e 50°50'52''W. Em Latossolo Roxo Eutrófico, foi anteriormente ocupada com agricultura, com duas safras anuais (soja, milho, alfafa, arroz, trigo) por, pelo menos 40 anos antes do reflorestamento.

Área D: Reflorestamento com três anos e 0,76 ha, localizado à margem direita do reservatório da Usina de Capivara, no município de Pedrinhas Paulista, sob as coordenadas 22°48'28''S e 50°50'45''W. A área foi ocupada, com pastagem por, pelo menos 33 anos antes das ações para restauração e o solo é classificado como Latossolo Vermelho Escuro Eutrófico.

Área E: Com três anos de implantação, este reflorestamento ocupa área de 0,63 ha e localiza-se nas coordenadas 22°46'42''S e 50°35'22''W, à margem esquerda da Água da Onça, em trecho onde este corpo d'água teria sofrido retificação e aprofundamento de seu curso há cerca de 30 anos, no município de Tarumã. O solo é classificado como Associação Latossolo Roxo + Terra Roxa Estruturada Latossólica, ambos Eutróficos e anteriormente a área foi ocupada por cultura de cana de açúcar por cerca de 20 anos

Área F: Também com três anos de implantação, é localizada na Fazenda Canatuba, à margem direita do ribeirão Tarumã, município de Tarumã, sob as coordenadas 22°43'32''S e 50°33'37''W. Totaliza 2,3 ha e a ocupação anterior ao reflorestamento era cultura de cana-de-açúcar. O solo no local é classificado como Associação Latossolo Roxo + Terra Roxa Estruturada Latossólica, ambos Eutróficos.

Área G: Plantio com sete anos e 1,5 ha, localizado na Fazenda Novo Destino, à margem esquerda da Água da Aldeia, município de Tarumã, sob as coordenadas 22°45'42''S e 50°31'50''W. A ocupação anterior era de cultura de cana-de-açúcar, e o solo é classificado como Podzólico Vermelho-escuro Tb, Distrófico.

Área H: Reflorestamento implantado há nove anos, com cerca de 1,0 ha, localiza-se também na Fazenda Novo Destino, à margem esquerda da Água da Aldeia, município de Tarumã, sob as coordenadas 22°45'10''S e 50°31'32''W. A ocupação anterior era cultura de cana-de-açúcar, e o solo local é classificado como Associação Latossolo Roxo + Terra Roxa Estruturada Latossólica, ambos Eutróficos.

Área I: Com 13 anos de implantação, este reflorestamento que totaliza 0,82 ha está localizado às margens de várzea sistematizada da Água do Dourado, sob as coordenadas 22°50'34''S e 50°37'33''W, no município de Tarumã. Anteriormente ao reflorestamento a área foi ocupada, sucessivamente, por café, pastagem, agricultura anual e cultura de cana-de-açúcar nas décadas de 1950, 60, 70 e 80. O solo é classificado como Associação Latossolo Roxo + Terra Roxa Estruturada Latossólica, ambos Eutróficos.

Capoeira: com cerca de 4,0 ha, a área em sucessão secundária selecionada era, até o ano de 1980, ocupada por pastagem. A partir desta época, foi isolada e teve início o processo de regeneração natural. Está localizada sob as coordenadas 22°46'03''S e 50°34'08''W, às margens do Ribeirão Tarumã, município de Tarumã. As figuras 6 e 7 trazem cópias de fotos aéreas datadas de 1972 e 1993, onde pode ser vista a área em que se processa a regeneração natural e sua evolução.

Com relação ao entorno das áreas em restauração, as áreas A, C e I encontram-se entre várzeas sistematizadas para agricultura e área agrícola; as áreas G e D entre represas e área agrícola, áreas E e F entre pequenos córregos e área agrícola e as áreas B e H entre área agrícola e pequenos açudes abandonados, onde se observa a presença de fauna mais diversificada, principalmente aves.

Para a caracterização do histórico de ocupação de cada área foi realizada entrevista com seus proprietários ou administradores. No caso da capoeira, visto tratar-se de área sob domínio de empresa agroindustrial, não foi possível o testemunho de nenhum funcionário, tendo sido realizada análise de fotografias aéreas datadas de 1972 e 1993 (figuras 6 e 7), além de entrevistas com vizinhos e consultas à documentação fundiária para certificar que a área havia sido abandonada à regeneração natural por 23 anos.

Para a discussão dos resultados foram considerados dados apresentados para três outras áreas em trabalhos correlatos e que merecem uma ligeira caracterização:

Mata madura: estudada por DURIGAN e LEITÃO FILHO (1995) localiza-se pelas coordenadas 22°42'S e 50°31'W. Tem área aproximada de 2,0 ha,, situa-se às margens da Água da Aldeia, no município de Tarumã, e teve o solo classificado pelos autores como Podzólico Bruno-acizentado Eutrófico, Tb, abrupto, A moderado, textura areia/média, pouco profundo.

Plantio de restauração Canaçu: aos 11 anos após a implantação foi estudado por SILVEIRA (2001). Localiza-se no município de Tarumã, sob as coordenadas 22°45'00''S e 50°25'00''W, em solo classificado como Latossolo Roxo Eutrófico. Tem área de 0,30 ha e a composição de espécies para plantio considerou o conceito da sucessão secundária, utilizando-se de espécies de diferentes grupos ecológicos, porém sem que fossem plantados com arranjo espacial pré-determinado.

Plantio de restauração Rosana: realizado seguindo os preceitos da restauração baseados na sucessão secundária, foi estudado por Souza (2000) aos nove anos após implantação e encontra-se no município de Rosana, sob as coordenadas 22°35'19"S e 52°51'17"W às margens da represa da Usina Hidrelétrica Escola Politécnica. Totaliza 80 ha e tem o solo classificado como Podzólico Vermelho-Escuro Eutrófico (SÃO PAULO, 1999).

As classificações de solos, exceto do plantio de restauração de Rosana, foram obtidas em mapeamentos produzidos por Bognola et al. (1990).



Figura 6: Fotografia aérea de 1972 da área onde hoje se encontra a capoeira, com destaque para a área da amostragem deste estudo, em 1972.



Figura 7: Fotografia aérea da capoeira em 1993, com destaque para a área da amostragem deste estudo.

2.3. Levantamento de estrutura das florestas:

Para levantamento de estrutura do estrato arbóreo, seguindo metodologia apresentada por Greig-Smith (1964), foram instaladas parcelas de 100 m² (10m x 10m), com cinco repetições em cada uma das áreas, onde foi levantado o número de plantas vivas e, para as plantas com mais de 1,70 metro de altura, foram medidos: o diâmetro à altura do peito (DAP), o diâmetro da copa (obtido através da média entre o maior e o menor diâmetro para cada indivíduo) e altura total da planta.

2.3.1. Cobertura de copas:

Os valores individuais para a área das copas foram obtidos utilizando-se a seguinte fórmula:

$$Ac = p \cdot D^2 / 4$$

Ac = área individual da copa (m²)

D = média do maior e menor diâmetro da copa (m)

2.3.2. Área Basal:

A área basal das parcelas foi calculada através da fórmula:

$$AB = \sum_{i=1}^n (DAP_i^2 \cdot p / 4)$$

DAP_i = diâmetro à altura do peito de cada árvore (m)

n = número de árvores da parcela

2.3.3. Altura média:

A altura média das árvores, para cada parcela, foi calculada pela fórmula:

$$Hm = (\sum_{i=1}^n H_i) / N$$

Hm = altura média das árvores da parcela

H_i = altura individual das árvores

N = número de indivíduos da parcela

2.3.4. Cobertura de copas:

A cobertura foi estimada pela projeção das copas e calculada através do método de parcelas, utilizando-se a fórmula:

$$C_p = 100 \cdot \left(\sum_{i=1}^n A_{c_i} \right) / S$$

C_p = cobertura do terreno pelas copas (%)

A_{c_i} = área da copa do indivíduo i (m^2)

n = número de indivíduos medidos na parcela

S = área da parcela (m^2)

2.3.5. Regeneração Natural

Foram consideradas como indivíduos em regeneração natural as plantas que ocorressem fora do alinhamento de plantio. Seguindo este critério, os indivíduos com altura igual ou superior a 50 centímetros foram identificados e tiveram sua altura medida em 10 parcelas de 10 metros quadrados (1 m x 10 m).

Este parâmetro foi levantado somente nas áreas G, H, I e Capoeira, tendo em vista que nas áreas A a F, por serem de implantação mais recente, não foram observadas plântulas em regeneração.

Para cada área foi calculada a similaridade florística entre o estrato regenerante e o arbóreo, utilizando-se o índice de Jaccard (MAGURRAN, 1988), através da fórmula:

$$C_j = c / (a + b - c)$$

Onde:

C_j = Índice de similaridade de Jaccard

a = número de espécies ocorrentes no estrato arbóreo;

b = número de espécies ocorrentes no estrato regenerante;

c = número de espécies comuns aos dois estratos.

O índice de Jaccard foi também utilizado para cálculo da similaridade entre os reflorestamentos, a capoeira e a mata madura.

2.3.6. Riqueza e diversidade de espécies

A riqueza em espécies do estrato arbóreo nos projetos selecionados foi determinada através de caminhamento em ziguezague nas áreas estudadas, já que o método mostrou-se

mais eficaz do que se fosse realizado com a amostragem nas parcelas. Nas áreas de número A e C, a riqueza obtida por caminharmento em ziguezague foi a mesma da listagem de remessa de mudas, à época do plantio, mostrando eficiência de 100%.

A diversidade de espécies foi estimada para o estrato arbóreo e o regenerante, em todas as áreas, através do índice de Shannon (MAGURRAN, 1988), pela fórmula:

$$H' = - \sum_{i=1}^s (p_i)(\log_n p_i)$$

Onde:

H' = Índice de diversidade de Shannon

$p_i = N_i/N$

N_i = número total de indivíduos da espécie i

N = número total de indivíduos amostrados

s = número total de espécies

2.3.7. Índice de valor de importância (IVI)

Em cada uma das áreas foi calculado o IVI através da fórmula

$$IVI = DR_i + FR_i + DOR_i$$

Onde:

IVI = índice de valor de importância

DR_i = densidade relativa da espécie $i = 100 n_i / N$

n_i = número de indivíduos da espécie i

N = número total de indivíduos amostrados

FR_i = frequência relativa da espécie $i = 100 F_{ai} / \sum_{i=1}^s F_{ai}$

F_{ai} = frequência absoluta da espécie i (%)

DOR_i = dominância relativa da espécie $i = 100 A_{Bi} / \sum_{i=1}^s A_{Bi}$

A_{Bi} = área basal da espécie i (m²/ha)

2.3.8. Reconhecimento das espécies:

O material botânico das plantas que não pôde ser prontamente identificado em campo foi coletado, herborizado e encaminhado ao Herbário “D. Bento Pickel”, do Instituto Florestal, à Seção de Herbário do Instituto de Botânica, ambos da Secretaria Estadual do Meio Ambiente e ao Herbário ESA do Departamento de Biologia da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, onde foi efetuada a identificação das exsicatas.

2.3.9. Classificação ecológica das espécies

A classificação ecológica das espécies foi realizada conforme os critérios definidos por Ferreti et al (1995) e as características das espécies foram pesquisadas em Lorenzi (1992), Lorenzi (1998), Correa (1984) e junto a especialistas da área.

2.3.10. Diagramas de perfil:

Foram também elaborados diagramas de perfil, conforme proposto por Richards (1996) para todas as áreas, de forma a facilitar a análise e compreensão da estrutura vertical da floresta em todas as áreas. Adotaram-se para as faixas de perfil as dimensões de 20 x 5 m.

2.3.11. Distância de fragmentos:

Para possibilitar a análise dos resultados do levantamento das plantas em regeneração foram levantadas as distâncias das áreas em restauração até o fragmento natural mais próximo. Tais distâncias foram calculadas pelo mapeamento da vegetação natural remanescente (SÃO PAULO, 1988), sendo considerados apenas fragmentos em que a tipificação da vegetação houvesse sido possível pelo mapeamento consultado.

2.3.12. Correlações:

Foram calculadas as correlações entre os parâmetros de estrutura da floresta plantada e destes com os resultados de regeneração, através da fórmula:

$$r_{x,y} = \text{Cov}(X,Y) / (s_x^2 s_y^2)$$

onde: Cov = covariância

s^2_i = variância do conjunto de dados i

Foram utilizados os dados por parcela como forma de ampliar o conjunto de dados e de preservar a variabilidade de cada parâmetro.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Caracterização do estrato arbóreo

3.1.1. Composição florística do estrato arbóreo dos reflorestamentos

Nas nove áreas de restauração pesquisadas foi encontrado um total de 102 espécies, pertencentes a 34 famílias, sendo que a riqueza dos reflorestamentos variou de 11 a 41 espécies, como pode ser visto na Tabela 3.

Com relação à classificação sucessional, do total de espécies levantadas 14 (13,7%) pertencem ao grupo das pioneiras; 37 (36,3%) ao das secundárias iniciais; 33 (32,3%) às secundárias tardias e sete (6,9%) são classificadas como climácicas. Nove espécies (8,8%) encontradas são exóticas e duas (2,0%) não puderam ser classificadas.

Nenhuma das espécies encontradas consta na lista oficial de espécies da vegetação do Estado de São Paulo ameaçadas de extinção (SÃO PAULO, 1998).

As espécies encontradas com maior frequência nos reflorestamentos foram *Myracrodruon urundeuva*; *Enterolobium contortisiliquium* e *Guazuma ulmifolia*, plantadas em 77,8% dos reflorestamentos. Em seguida aparecem as espécies *Schinus terebinthifolius*, *Tabebuia avellanedae*, *Croton urucurana*, *Cariniana estrellensis*, *Parapiptadenia rigida*, *Psidium guajava* e *Cytharexylum myrianthum*; que foram amostradas em 66,7% dos reflorestamentos.

Dentre as 102 espécies, 39 foram plantadas em uma única área dentre as nove analisadas.

3.1.2. Composição florística do estrato arbóreo da capoeira

Na área em sucessão secundária foram encontradas 16 espécies pertencentes a 10 famílias, conforme pode ser observado na Tabela 3.

Destas, duas (12,5%) pertencem ao grupo sucessional das pioneiras, 12 (75,1%) ao das secundárias iniciais, uma (6,2%) às secundárias tardias e uma (6,2%) às climácicas.

Sete destas espécies (*Tabernaemontana hystrix*; *Machaerium paraguariense*; *Campomanesia guazumaefolia*; *Bauhinia longifolia*; *Casearia silvestris*; *Cupania vernalis* e *Aloysia virgata*) não foram encontradas em nenhum dos reflorestamentos.

Tabela 3: Espécies arbóreas amostradas em nove reflorestamentos e em uma área em processo natural de sucessão secundária, todos em área de mata ciliar no Médio Vale do Paranapanema, SP. PI = Pioneira; SI = Secundária Inicial; ST = Secundária Tardia e C = Clímax.

Espécie	Grupo Sucessional	Área A	Área B	Área C	Área D	Área E	Área F	Área G	Área H	Área I	Capoeira
Anacardiaceae											
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	ST	X		X							
<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	SI			X			X				
<i>Myracrodruon urundeuwa</i> Allemao	C	X		X	X		X	X	X	X	
<i>Schinus molle</i> L.	SI						X				
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	P	X	X	X			X	X		X	X
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	SI	X							X		
Apocynaceae											
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Muell. Arg.	ST	X					X				
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Muell. Arg.	ST									X	
<i>Aspidosperma ramiflorum</i> Muell. Arg.	ST				X					X	
<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud.	SI										X
Arecaceae											
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	C									X	
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassm.	SI	X									X
Bignoniaceae											
<i>Jacaranda mimosaeifolia</i> D. Don.	SI						X				
<i>Jacaratia spinosa</i> ^a DC.	C									X	
<i>Stenolobium stans</i> Seem.	EX	X				X	X				
<i>Tabebuia chrysotricha</i> (Mart. Ex DC.) Standl.	ST	X					X				
<i>Tabebuia heptaphylla</i> (Vell.) Toledo	ST				X						
<i>Tabebuia ochracea</i> (Cham.) Standl.	ST			X			X				
<i>Tabebuia pentaphylla</i> Hemsl.	ST			X			X				
<i>Tabebuia roseo-alba</i> (Ridl.) Sandw.	ST							X	X		
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau	ST				X				X		
Bixaceae											
<i>Bixa orellana</i> L.	P						X				
Bombacaceae											
<i>Ochroma pyramidale</i> (Cav. Ex Lam.) Urb.	P			X							
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) ^a Robyns	SI			X	X						
<i>Chorisia speciosa</i> ^a St.-Hil.	ST		X	X						X	

Tabela 3: Espécies arbóreas amostradas em nove reflorestamentos e em uma área em processo natural de sucessão secundária, todos em área de mata ciliar no Médio Vale do Paranapanema, SP. PI = Pioneira; SI = Secundária Inicial; ST = Secundária Tardia e C = Clímáica (Cont.).

Family	Species	Stage	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Myrtaceae											
	<i>Campomanesia guazumaefolia</i> (Cambess.)	C									X
	<i>Eucalyptus</i> sp.	EX					X				
	<i>Syzygium cummini</i> Skeels	EX		X							
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	ST	X		X				X		X
	<i>Hexachlamys edulis</i> (Berg) Kausel e D.Legrand	ST			X						
	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	C	X		X						
	<i>Psidium guajava</i> L.	SI		X	X	X	X	X	X	X	
Phytolaccaceae											
	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	ST	X						X		X
Polygonaceae											
	<i>Triplaris americana</i> L.	SI			X	X					
Rhamnaceae											
	<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	ST							X		
	<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	SI		X							
	<i>Rhamnidium elaeocarpus</i> Reissek	SI							X		
Rosaceae											
	<i>Eriobotrya japonica</i> Lindl.	EX				X					
Rubiaceae											
	<i>Genipa americana</i> L.	SI	X				X	X			X
Rutaceae											
	<i>Balfouriodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	ST	X						X		X
	<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	C				X					X
	<i>Murraya exotica</i> L.	EX		X							
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	SI				X					
Sapindaceae											
	<i>Cupania vernalis</i> Camb.										X
	<i>Sapindus saponaria</i> L.	ST		X							
	<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk	ST				X					
Sterculiaceae											
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	P	X		X	X	X	X	X	X	X
Tiliaceae											
	<i>Heliocarpus americanus</i> L.	P		X			X				
	<i>Luehea candicans</i> Mart.	SI						X		X	
	<i>Luehea divaricata</i> Mart.	SI			X						

Tabela 3: Espécies arbóreas amostradas em nove reflorestamentos e em uma área em processo natural de sucessão secundária, todos em área de mata ciliar no Médio Vale do Paranapanema, SP. PI = Pioneira; SI = Secundária Inicial; ST = Secundária Tardia e C = Clímáica (Cont.).

Ulmaceae									
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	P			X			X		X
Verbenaceae									
<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz e Pavon) Adr. Juss.	P								X
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	P	X		X	X	X		X	
<i>Vitex montevidensis</i> Cham.	ST	X		X					
Indeterminadas									
Morfo 3	indet.						X		

3.1.3. Estrutura do estrato arbóreo dos reflorestamentos e da capoeira

Os principais parâmetros estruturais do estrato arbóreo dos reflorestamentos e da capoeira encontram-se ilustrados nas tabelas 4 e 6. Para efeito da discussão dos resultados são apresentados na mesma tabela resultados de dois outros reflorestamentos (SILVEIRA, 2001 e SOUZA, 2000) e de uma mata madura (DURIGAN e LEITÃO FILHO, 1995), localizados na mesma região deste estudo. Na tabela 5 são apresentadas as densidades de plantio para cada grupo sucessional em todas as áreas.

Considerando todos os reflorestamentos estudados pode-se observar a tendência ao incremento das variáveis dendrométricas (altura, DAP, área basal, cobertura e densidade de copas) em função da idade dos plantios, tendendo a aproximar-se dos valores observados na mata madura. Como pode ser observado na Tabela 7, a correlação entre a idade e todas estas variáveis é positiva e significativa ao nível de 1% de probabilidade, variando o coeficiente de correlação (r) de 0,5472 (cobertura de copas) a 0,7019 (altura média).

A comparação dos valores obtidos com outros reflorestamentos fundamentados pela sucessão secundária fica dificultada pela escassez de dados na literatura. Vários estudos dedicam-se à avaliação do desempenho de plantios de restauração, fazendo-o, entretanto, através da análise por espécie, sem realizar uma avaliação da comunidade como um todo (ASPERTI, 2001; GISLER, 2000; GONÇALVES et al., 1992).

Os dados de SILVEIRA (2001) e de SOUZA (2000), apresentados também na Tabela 4, seriam, talvez, os únicos que permitem comparação de resultados.

É notável a diferença de valores de altura média e área basal observada entre a área H e os dados obtidos por SOUZA (2000), sendo estes mais elevados. Uma vez que ambas as áreas possuíam valores muito próximos de densidade de árvores, as diferenças poderiam ser explicadas pela densidade relativa dos grupos sucessionais de crescimento mais rápido, pela diferença de qualidade do sítio ou por práticas de manutenção mais adequadas que teriam sido adotadas no segundo reflorestamento.

Tabela 4 : Parâmetros de estrutura do estrato arbóreo para diferentes áreas de restauração de mata ciliar, uma capoeira e uma mata madura no Vale do Paranapanema, SP.

	Área A	Área B	Área C	Área D	Área E	Área F	Área G	Área H	Rosana (1)	Canaçu (2)	Área I	Capoeira	Mata Madura (3)
Idade (anos)	1	1	1	3	3	3	7	9	9	11	13	23	-
Riqueza	32	11	26	41	12	29	26	22	39	27	29	16	68
Densidade (ind/ha)	1320	1240	1320	2200	1280	1580	1300	1700	1628	1220	1688	1640	1087
Área basal (m ² /ha)	4,39	0,51	1,75	16,23	15,36	15,12	17,26	17,32	24,92	26,20	23,32	15,04	27,00
Altura média (m)	2,98	1,55	2,26	5,26	6,07	5,95	7,68	6,31	10,20	7,60	7,18	7,11	9,60
Cobertura (%)	77,4	16,8	53,1	291,2	180,4	159,2	159,8	146,8	-	348,00	257,1	184,3	215,00
Diversidade (H')	2,73	1,64	2,34	2,91	1,75	2,37	2,28	2,29	2,45	-	2,55	2,43	3,77

(1) SOUZA (2000)

(2) SILVEIRA (2001)

(3) DURIGAN e LEITÃO FILHO (1995)

Tabela 5: Porcentagem de indivíduos dos diferentes grupos sucessionais em nove reflorestamentos de mata ciliar e em uma área em sucessão secundária natural no Médio Vale do Paranapanema –SP.

	Área A	Área B	Área C	Área D	Área E	Área F	Área G	Área H	Área I	Capoeira
Pioneiras	39,4 %	36,9%	26,2%	38,2%	59,4%	56,4%	67,2%	49,4%	29,8%	10,6%
Secundárias iniciais	48,5%	44,6%	57,4%	42,7%	28,1%	32,0%	23,5%	28,2%	28,6%	86,8%
Secundárias tardias	7,6%	13,9%	16,4%	16,4%	4,7%	7,7%	6,3%	21,2%	39,3%	1,3%
Climácicas	4,5%	3,1%	0,0%	0,9%	0,0%	0,0%	3,1%	1,2%	2,4%	1,3%
Exóticas	0,0%	1,5%	0,0%	1,8%	7,8%	2,6%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%

Os dados de Silveira, 2001 (11 anos) apresentam-se pouco acima dos levantados na área I (treze anos), mas a falta de maiores informações sobre a densidade relativa dos diferentes grupos sucessionais para aquele estudo não permite maiores inferências acerca das diferenças detectadas.

A comparação com os resultados apurados na área em sucessão natural permite dizer, também de forma genérica, que as variáveis dendrométricas dos reflorestamentos são superiores, considerando-se, especialmente, que a capoeira estudada contava com 23 anos de idade. A comparação através do teste Tukey mostra que a capoeira apresentava altura e área basal superiores apenas aos plantios de um ano e cobertura superior apenas aos reflorestamentos das áreas B e C, ambos com um ano. A densidade dos indivíduos de porte arbóreo da capoeira não apresentou diferenciação estatística para nenhum dos reflorestamentos. (vide Tabela 6).

Tabela 6: Comparação de densidade, área basal, altura e cobertura de copas para nove reflorestamentos de restauração de matas ciliares e uma capoeira, no Médio Vale do Paranapanema, SP.

Área	Densidade (pl/ha)	Área basal (m ² /ha)	Altura média (m)	Cobertura de copas (%)
Área A	1320 a	4.39 ab	2.98 a	77.4 abc
Área B	1240 a	0.51 a	1.55 a	16.8 a
Área C	1320 a	1.75 a	2.26 a	53.10 ab
Área D	2200 b	16.23 c	5.26 b	291.2 e
Área E	1280 a	15.36 bc	6.07 bc	180.4 cde
Área F	1580 a	15.12 bc	5.95 bc	159.2 bcd
Área G	1300 a	17.26 c	7.68 c	159.8 bcd
Área H	1700 ab	17.32 c	6.31 bc	146.8 bcd
Área I	1688 ab	23.32 c	7.18 bc	257.1 de
Capoeira	1640 ab	15.05 bc	7.11 bc	184.3 cde

Obs: valores seguidos por letras diferentes na mesma coluna indicam diferenças significativas a 5%, pelo Teste de Tukey.

Guariguata e Ostertag (2001) ressaltam que o tempo que as formações secundárias levam para atingir a biomassa das florestas maduras ainda é desconhecido, mas afirmam que após o fechamento do dossel as taxas de ciclagem de nutrientes e a produtividade tendem a ser altas, até que a biomassa e a área basal comecem a se estabilizar, sem, entretanto, atingir as condições da floresta madura.

Rodrigues (1998) apresenta resultados de altura média para capoeiras de Floresta Estacional Semidecídua, com diferentes idades, em áreas ao longo da cuesta de São Pedro, SP. Para uma capoeira com cinco anos de idade a altura média do estrato arbóreo

foi de 3,60 m para outra área após 10 anos de regeneração a altura era de 3,80m e para uma terceira, com 20 anos, a altura era de 5,7m.

Estudando sucessão secundária na região Amazônica, Uhl et al. (1988) relatam duas capoeiras com dois anos e meio de idade, regenerando-se em pastagem com uso intensivo, que apresentaram área basal de 0,3 e 7,2 m². ha⁻¹ ; outra capoeira, após 8 anos de abandono, também em área de pastagem com uso intensivo, apresentou área basal de 0,1 m². ha⁻¹.

Kennard (2002) estudou a sucessão secundária em floresta seca na Bolívia e relatou que aos cinco anos após o abandono das atividades de agricultura as capoeiras já tinham atingido 75% da riqueza de espécies da floresta madura, porém a área basal só atingiu tal percentual com 23 anos de abandono. Com relação à densidade de plantas maiores que 2m de altura, as áreas em sucessão, após abandono, mesmo aos 50 anos, ainda apresentavam o dobro do número de caules que na floresta madura. No mesmo estudo o autor relatou que a cobertura de copas, obtida através de densitômetro esférico, atingiu 56% nos “stands” a partir de 5 anos e na floresta madura chegava a 76%.

Os resultados acima citados indicam que os plantios de restauração em análise apresentam resultados dendrométricos acima do que seria esperado do processo natural de sucessão e que a capoeira apresenta resultados abaixo da expectativa.

Face aos resultados observados na capoeira é necessário que se descreva o seu provável histórico de sucessão. Como pode ser observado na Figura 6, em 1972 a área ainda se encontrava ocupada por pastagem, mas podiam ser avistadas várias árvores ocorrendo isoladas em toda a sua extensão. Na região em que se encontram as florestas analisadas é comum a ocorrência de árvores que conseguem desenvolver-se nas áreas de pastagem e os proprietários acabam por deixá-las de forma a proporcionar alguma sombra ao gado. Normalmente, tratam-se de espécies secundárias iniciais, que conseguem competir com gramíneas da pastagem e desenvolver-se até porte arbóreo e, dentre estas espécies, podem ser citadas o amendoim (*Pterogine nitens*) as sapuvas (*Machaerium nictitans*, *M. paraguariense*, *M. stipitatum*), o leiteiro (*Tabernaemontana hystrix*), a canafístula (*Peltophorum dubium*), o jerivá (*Syagrus romanzoffiana*) e o angico (*Parapiptadenia rigida*), entre outras. No caso da capoeira analisada, as árvores isoladas existentes quando a área foi abandonada exerceram o papel de nucleadoras e acabaram por determinar a estrutura da floresta hoje existente. Esta hipótese é corroborada pelos dados apresentados na Tabela 5, mostrando que as secundárias iniciais representam 86,8% das árvores amostradas. A Figura 17 mostra que, diferente

do ocorrente nos reflorestamentos, as secundárias iniciais apresentam as maiores médias para altura e diâmetro de copas.

Também deve-se citar que o fato de não terem sido executadas atividades que facilitassem a colonização e desenvolvimento das árvores, pelo menos através da eliminação das gramíneas da pastagem, fez com que o desempenho expresso pelas variáveis dendrométricas se situasse abaixo daquele levantado na literatura e também inferior aos plantios amostrados. Sua localização em uma paisagem com predominância absoluta da matriz agrícola explica a baixa riqueza quando comparada à mata madura.

Estes resultados mostram que, para a região dos estudos, o abandono de áreas à regeneração seria estratégia menos adequada do que os plantios, considerando-se a capacidade de ocupação do terreno e o desenvolvimento de biomassa. Sua vantagem comparativa seria o custo reduzido.

Alguns outros aspectos do desempenho dos reflorestamentos merecem, ainda, ser discutidos, tais como resultados discrepantes da tendência geral observada na Tabela 4. Por exemplo, para os reflorestamentos com um ano podem ser observadas grandes diferenças de desenvolvimento – apontado pelas variáveis altura média, DAP médio, área basal e cobertura de copa – entre as áreas estudadas (áreas A, B e C). A disparidade entre os parâmetros estruturais poderia ser explicada pela diferença de qualidade entre os três sítios. Para Scolforo (1998), a comparação do desempenho de espécies comuns a diferentes sítios pode evidenciar a diferença de qualidade entre eles. Neste caso pode-se analisar comparativamente o desempenho de duas espécies que foram plantadas nas três áreas: *Schinus terebinthifolius* e *Enterolobium contortisiliquium*.

Como pode ser observado nas Tabelas 7, 8 e 9, as médias de altura para *S. terebinthifolius* foram de 2,33m; 1,43m e 2,10m para as áreas A, B e C, respectivamente. Para *E. contortisiliquium* as médias também de altura foram de 3,10m; 1,92m e 3,33m. A comparação destes valores permite dizer que a área B apresentou maiores restrições ao desenvolvimento do reflorestamento, explicando o desempenho mais baixo do reflorestamento, como um todo, como pode ser constatado pela análise dos parâmetros de estrutura observados na Tabela 4.

Muito embora o solo dos plantios nas áreas A e B seja classificado como Associação Latossolo Roxo + Terra Roxa Estruturada Latossólica (BOGNOLA et al, 1990), podem ocorrer variações pedológicas em escala real não detectados pelo mapeamento consultado e que teriam dado origem às diferenças apontadas. A ocorrência de erosão no passado poderia, por exemplo, explicar tais diferenças.

O resultado de cobertura de copas para o reflorestamento da área D, superior àquele encontrado para outras áreas de mesma idade (áreas E e F) encontra explicação na densidade amostrada na primeira área (2200 plantas.ha⁻¹), superior às outras áreas de mesma idade (respectivamente 1240 e 1580 plantas.ha⁻¹).

A variável cobertura deve ser observada com especial atenção. Nos processos de restauração o controle da energia incidente no solo é fator importante, pois a energia solar exerce papel de grande importância na dinâmica da sucessão secundária (BUDOWSKI, 1965; BAZZAZ e PICKET, 1980; e DENSLOW, 1980). A cobertura também está correlacionada com a incidência das ervas invasoras que irão competir com as mudas (KAGEYAMA et al., 1989) e a interceptação da água das chuvas nas copas possibilita a estabilização do solo (JOLY et al., 2000).

Pela análise da Tabela 4 pode-se constatar que já no terceiro ano todos os reflorestamentos estudados apresentaram taxas de cobertura superiores a 100%, ou seja, ocorreu o recobrimento total do terreno, proporcionando o ambiente adequado ao início da regeneração natural e à proteção contra o impacto direto da chuva.

Para os plantios analisados, é importante ressaltar que a cobertura de copas apresentou maior correlação com a idade dos plantios do que com sua densidade, o que minimiza a importância deste último fator na formatação do plantio.

As correlações entre variáveis referentes as características do reflorestamento e os resultados em termos de desempenho de crescimento (Tabela 7) também podem trazer interessantes conclusões acerca do planejamento das ações de restauração.

Tabela 7: Correlações (r) entre variáveis de estrutura do estrato arbóreo de nove reflorestamentos de restauração, com idades variando entre um e 13 anos, no Médio Vale do Paranapanema, SP.

	Idade	Riqueza plantio	Densidade plantio	Altura média árvores	DAP médio árvores	Área Basal	Cobertura de copas
Idade	1,0000						
Riqueza plantio	-0,0382	1,0000					
Densidade plantio	-0,0118	0,4372*	1,0000				
Altura média árvores	0,7019*	-0,1820	0,0270	1,0000			
DAP médio árvores	0,6407*	-0,1190	-0,1544	0,7848*	1,0000		
Área Basal	0,6586*	-0,0983	0,0291	0,7906*	0,8426*	1,0000	
Cobertura copas	0,5472*	0,1225	0,3634*	0,5167*	0,5786*	0,6685*	1,0000

* = correlação significativa a 1% de probabilidade

É interessante observar que, de forma geral, a densidade das árvores apresentou correlações pouco expressivas com as variáveis altura ($r = 0,0270$), DAP ($r = -0,1544$) e cobertura de copas ($r = 0,3634$).

A variável riqueza do plantio apresenta valores de correlação pouco expressivos ($r \leq 0,5000$) para todas as outras variáveis.

As constatações sobre a baixa influência da riqueza de espécies e da densidade de plantio para a estrutura dos reflorestamentos são importantes para planejamento de futuros projetos de restauração. A considerar tais resultados pode-se optar pela execução de projetos que adotem densidades de plantio não muito altas, reduzindo o custo final da restauração. A opção por baixa riqueza na implantação contemplará plenamente aspectos estruturais, porém não agregará benefícios tais como a conservação de espécies ameaçadas de extinção, através de seu plantio.

Com relação a este aspecto, a diversidade observada nos reflorestamentos (Tabela 4) pode ser considerada baixa quando comparada à mata madura. Na área D foram observadas riqueza e diversidade mais altas (respectivamente 41 espécies e $H' = 2,91$) e na área B as mais baixas (11 espécies e $H' = 1,64$). Para a capoeira a riqueza observada foi de 16 espécies e a diversidade calculada de $H' = 2,43$.

Com relação à riqueza de espécies, Budowski (1965) observa que no estágio pioneiro, entre 1 e 3 anos de sucessão, não se encontram mais do que cinco espécies;

para o estágio secundário inicial, entre cinco a 15 anos, seria possível encontrar de uma a 20 espécies, sendo esperado para o estágio secundário tardio, com 20 a 30 anos, uma riqueza entre 30 a 60 espécies. As taxas de crescimento desproporcionalmente maiores das espécies de crescimento rápido resulta em dominância mais alta destas espécies na comunidade durante os estádios iniciais de sucessão (HUSTON, 1994).

Finnegan (1996) considerou que a riqueza de espécies nas formações florestais secundárias depende do histórico de perturbação da área em regeneração e do ambiente da sucessão inicial e cita estudos de diferentes situações em que a riqueza sofreu grandes variações.

Em formações secundárias de Floresta Estacional Semidecidual na cuesta de São Pedro - SP, Rodrigues (1998) encontrou riquezas de 60, 43 e 50 espécies e diversidades (H') de 3,57; 2,86 e 3,47 em capoeiras de 5, 10 e 20 anos, respectivamente. A autora discute os resultados concluindo que as maiores diversidades da área mais nova e da mais velha devem-se respectivamente à geração de maior diversidade devido à perturbação pela criação de novos nichos ecológicos e, no segundo caso, pelo grau de evolução sucessional.

Rozza (1997) estudou área perturbada pela extração seletiva de madeira e atingida por fogo, estando em processo de regeneração por 16 anos, em região de Floresta Estacional Semidecidual, no município de Matão, SP, e encontrou 74 espécies e $H' = 3,00$.

Lugo (1992) acreditou que a sucessão natural é o melhor procedimento de restauração onde danos ao solo e à biota não sejam irreversíveis e sugere que qualquer espécie arbórea (nativa ou exótica) adaptada a sítios degradados pode e deve ser plantada para acelerar a reabilitação florestal, desde que sua silvicultura seja conhecida.

Áreas degradadas, onde a vegetação se faça ausente, podem constituir-se em ambiente hostil à colonização natural e estabelecer-se um círculo vicioso de degradação que pode ser quebrado pela implantação de mudas de espécies tolerantes a situações extremas do sítio que melhorem o microclima, reduzam ou impeçam a erosão e iniciem a reconstrução do solo (BROWN, 1995). O mesmo autor exemplifica com o caso da região amazônica, que possui uma grande riqueza de espécies, entretanto pouco se sabe sobre sua propagação, armazenamento de sementes ou exigências de sítio.

São vários os estudos que mostram que a vegetação natural pode se regenerar em alta densidade e diversidade, mesmo sob plantios homogêneos de *Eucalyptus* sp.

(MOURA, 1998; PICCOLO et al., 1972; SCHLITTER, 1984; IZQUIERDO e RONDON NETO, 1996; CAMARGO e LOMBARDI, 1996; CALEGÁRIO, 1993; SILVA et al. (1995).

Frente aos dados apresentados é difícil prever um número de espécies ideal para utilização em projetos de restauração de mata ciliares. A discussão da riqueza de espécies em reflorestamentos de restauração parece estéril sem que estejam, em cada caso, definidos: o conjunto de espécies a ser eleitas para plantio em função da flora local e das restrições da área a restaurar; a expectativa da evolução da comunidade - principalmente pela regeneração natural e a agregação de benefícios ambientais à restauração, tais como a conservação de solos e água e conservação biológica, através do plantio de espécies raras ou ameaçadas de extinção.

3.1.4. Espécies com desempenho diferenciado

A identificação de espécies nativas capazes de se desenvolver em áreas degradadas é um importante passo para o manejo da recuperação sob critérios ecológicos e econômicos e a correta escolha das espécies deve considerar a necessidade de adaptação às condições de fertilidade do solo, a eventuais situações de déficit hídrico e à capacidade de competição com ervas invasoras (CORRÊA e MELO FILHO, 1998; CORRÊA e CARDOSO, 1998). Os projetos de restauração de matas ciliares podem se constituir em laboratórios (RODRIGUES e GANDOLFI, 2000) e fornecer informações que possam subsidiar futuros projetos.

Nas áreas estudadas foi possível identificar as espécies nativas que apresentam os melhores desempenhos em crescimento, especialmente nos três primeiros anos após o plantio, que se constitui em fase crítica da restauração (Tabelas 8 a 13).

Nos reflorestamentos com um ano (Tabelas 8 a 10), os destaques em crescimento em altura na região dos trabalhos foram: *Guazuma ulmifolia* (4,61m), *Croton urucurana* (4,16m), *Cordia superba* (4,12m), *Enterolobium contortisiliquium* (3,33m), *Cytharexylum myrianthum* (3,21m), *Heliocarpus americanus* (2,98m) e *Myracrodon urundeuva* (2,90m). No crescimento em diâmetro de copa os melhores desempenhos foram: *Croton urucurana* (4,08m), *Guazuma ulmifolia* (4,08m), *Cordia superba* (3,95m), *Anadenanthera macrocarpa* (2,99m), *Heliocarpus americanus* (2,93m), *Cytharexylum myrianthum* (2,87m) e *Schinus terebinthifolius* (2,44m).

Para os plantios com três anos (Tabelas 11 a 13) destacaram-se em altura: *Acacia polyphylla* (9,85m), *Guazuma ulmifolia* (8,45m), *Cytharexylum myrianthum* (7,78m), *Croton floribundus* (7,15m), *Cordia superba* (7,59m) *Enterolobium contortisiliquium* (7,20m), *Anadenanthera falcata* (7,08m) e *Anadenanthera macrocarpa* (6,99m). No crescimento em diâmetro de copa sobressaíram-se: *Enterolobium contortisiliquium* (7,30m), *Acacia polyphylla* (7,30m), *Anadenanthera macrocarpa* (6,48m), *Cordia superba* (5,70m), *Croton floribundus* (5,55m) e *Cytharexylum myrianthum* (4,88m).

Muito embora o presente trabalho não tenha sido delineado para avaliar o desempenho das espécies, os resultados acima expressos podem configurar-se como subsídio a futuros projetos de pesquisa e de restauração na região do Médio Paranapanema.

3.1.5. Fitossociologia do estrato arbóreo dos reflorestamentos e da capoeira

As Tabelas 8 a 17 apresentam os parâmetros fitossociológicos para todos os reflorestamentos e para a área de capoeira.

De forma geral, os plantios apresentam as espécies pioneiras e secundárias iniciais com alta importância, creditada a valores elevados de densidade e dominância relativa. Tais valores devem ser creditados à opção dos plantios fundamentados na sucessão secundária, que apregoam densidades mínimas de 50% para estes grupos (KAGEYAMA et al., 1990; MACEDO, 1993; BARBOSA 1993; KAGEYAMA e GANDARA, 2000) e ao seu bom desempenho em crescimento diamétrico.

Uma exceção merece destaque: no caso da área B, *Schinus terebinthifolius* e *Tabebuia heptaphylla* aparecem como segunda e terceira espécies mais importantes, que, apesar de apresentarem alta densidade relativa (26,3% e 14,75%) e frequência (80,0% para ambas), mostraram baixo crescimento. Neste caso, a opção pelo plantio destas espécies em alta densidade pode, além da qualidade do sítio já discutida no item 3.1.3., ser uma das causas do baixo desempenho em crescimento da floresta como um todo observado naquela área (Tabela 4). Estes resultados mostram a possibilidade de manipulação dos reflorestamentos, através da correta escolha das espécies, para a obtenção de benefícios desejados para a restauração.

O plantio em altas densidades, que implica em altos valores de importância - de espécies pioneiras e secundárias iniciais, mostra a tendência para a reprodução do processo natural de sucessão nas clareiras florestais.

Os valores médios para altura, DAP e diâmetro de copa confirmam a tendência esperada das espécies pioneiras para um rápido crescimento. Nos plantios mais novos para as espécies pioneiras, a área de copa relativa (ACR) apresenta-se na maioria das vezes superior à densidade relativa (DR), comprovando a tendência esperada para uma rápida ocupação do terreno por estas espécies. Na área I, com treze anos, espécies de outros grupos já começam a apresentar a tendência para uma maior ocupação do terreno (*Cariniana estrellensis*, *Chorisia speciosa* e *Myracrodruon urundeuva*).

Em artigo de revisão, Finegan (1996) apresentou uma visão a longo prazo da sucessão secundária em florestas neotropicais. Segundo este autor, o período compreendido pelos dez primeiros anos da sucessão teria a predominância de espécies pioneiras de rápido crescimento e vida curta.

Estudando três áreas em sucessão secundária em São Pedro, SP, com idades de 5, 10 e 20 anos de regeneração, Rodrigues (1998) encontrou que as espécies pioneiras e secundárias iniciais são as mais importantes (maiores Valores de Importância - V.I.) até os dez anos de sucessão, sendo que apenas aos vinte anos espécies secundárias tardias passam a ocupar o rol das espécies mais importantes da comunidade.

Mesmo em áreas de floresta madura as espécies pioneiras podem ocorrer entre aquelas de estádios mais avançados. Durigan et al. (2000) analisando a estrutura de floresta estacional semidecídua em Gália, SP, mostraram que entre as 10 espécies mais importantes do estrato superior surgem predominantemente aquelas de final de sucessão (*Metrodorea nigra*, *Savia dictyocarpa*, *Ocotea indecora*, *Aspidosperma polyneuron*, *Trichilia catigua*, *Gallesia integrifolia*, e *Chrysophyllum gonocarpum*), aparecendo, em sétimo, oitavo e décimo lugar em importância, respectivamente, *Syagrus romanzoffiana*, *Croton floribundus* e *Cedrela fissilis*, espécies de estádios iniciais de sucessão. A ocorrência das espécies de estádios iniciais é explicada, pelos autores, como consequência da complexidade da floresta como um todo abrigando diferentes unidades do mosaico florestal.

Já a mata ciliar madura estudada por Durigan e Leitão Filho (1995) apresentou, entre as 15 espécies de maior V.I., oito climáticas, cinco secundárias tardias, uma secundária inicial e uma pioneira, indicando uma situação de ausência de perturbação por longo período de tempo.

Portanto as altas densidades de espécies pioneiras, bem como sua importância relativa observadas nos plantios não destoam da situação esperada para a sucessão encontrada em diferentes situações. Em comparação à capoeira estudada, percebe-se uma clara diferença nas proporções entre os grupos sucessionais e, por consequência, um diferente desempenho em termos de ganho de biomassa.

Tabela 8: Parâmetros dendrométricos e fitossociológicos para reflorestamento de restauração de mata ciliar com um ano (Área A), no município de Tarumã, São Paulo. G.S = grupo sucessional; DAP = diâmetro médio à altura do peito (cm); H = altura média (m); DC = diâmetro de copa médio (m); ACR = área de copas relativa (%); DR = dominância relativa (%); FR = frequência relativa (%); DoR = dominância relativa (%); IVI = índice de valor de importância, P = pioneira; SI = secundária inicial; ST = secundária tardia; C = climácica; EX = exótica.

ESPÉCIE	G.S.	DAP	H	DC	ACR	DR	FR	DoR	IVI
<i>Guazuma ulmifolia</i>	P	7.78	4.61	4.03	29.76	10.77	100.00	28.17	138.94
<i>Croton urucurana</i>	P	4.56	4.16	4.08	26.99	12.31	80.00	33.34	125.65
<i>Schinus terebinthifolius</i>	P	1.69	2.33	2.16	7.77	12.31	80.00	8.23	100.54
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	ST	0.87	1.73	1.00	1.46	9.23	80.00	0.35	89.58
<i>Cordia superba</i>	SI	3.58	4.12	3.95	17.65	6.15	60.00	21.17	87.33
<i>Alchornea triplinervia</i>	SI	1.83	2.57	1.60	3.66	9.23	60.00	2.31	71.54
<i>Tapirira guianensis</i>	SI	1.90	2.20	0.97	1.19	7.69	60.00	1.13	68.82
<i>Inga uruguensis</i>	SI	0.50	2.11	0.70	0.44	4.62	60.00	0.45	65.06
<i>Parapiptadenia rigida</i>	SI	0.83	1.85	2.07	2.66	4.62	60.00	0.12	64.73
<i>Rapanea guianensis</i>	SI	1.50	1.88	1.40	0.89	3.08	40.00	0.32	43.40
<i>Astronium graveolens</i>	C	0.25	1.67	0.92	0.36	3.08	40.00	0.01	43.09
<i>Enterolobium contortisiliquium</i>	SI	3.75	3.10	2.05	1.70	3.08	20.00	2.41	25.49
<i>Peltophorum dubium</i>	SI	0.75	1.55	0.72	0.24	3.08	20.00	0.16	23.24
<i>Stenolobium stans</i>	EX	2.00	4.10	3.40	2.32	1.54	20.00	0.58	22.12
<i>Cedrela fissilis</i>	SI	2.00	2.40	2.55	1.31	1.54	20.00	0.37	21.90
<i>Guarea guidonia</i>	SI	2.00	2.35	2.10	0.89	1.54	20.00	0.29	21.82
<i>Tabebuia chrysotricha</i>	ST	2.00	2.45	1.35	0.37	1.54	20.00	0.26	21.80
<i>Ficus guaranitica</i>	ST	2.00	2.60	1.20	0.29	1.54	20.00	0.18	21.72
<i>Senna multijuga</i>	P	1.50	2.75	0.00	0.00	1.54	20.00	0.16	21.70
<i>Vitex montevidensis</i>	ST	0.00	1.25	0.60	0.07	1.54	20.00	0.00	21.54

Tabela 9: Parâmetros dendrométricos e fitossociológicos para reflorestamento de restauração de mata ciliar com um ano (Área B), no município de Tarumã, São Paulo. G.S. = grupo sucessional; DAP = diâmetro médio à altura do peito (cm); H = altura média (m); DC = diâmetro de copa médio (m); ACR = área de copas relativa (%); DR = dominância relativa (%); FR = frequência relativa (%); DoR = dominância relativa (%); IVI = índice de valor de importância, P = pioneira; SI = secundária inicial; ST = secundária tardia; C = climática; EX = exótica.

ESPÉCIE	G.S.	DAP	H	DC	ACR	DR	FR	DoR	IVI
<i>Enterolobium contortisiliquium</i>	SI	1,50	1,92	1,28	36,77	36,07	100,00	58,87	188,15
<i>Schinus terebinthifolius</i>	P	0,94	1,43	1,34	29,27	26,23	80,00	20,41	127,96
<i>Tabebuia avellaneda</i>	ST	0,50	1,13	0,61	3,98	14,75	80,00	5,26	100,86
<i>Anadenanthera macrocarpa</i>	SI	1,90	2,07	1,42	10,96	8,20	60,00	12,72	85,31
<i>Parapiptadenia rigida</i>	SI	0,50	1,17	1,70	18,19	9,84	60,00	2,74	72,81
<i>Anadenanthera falcata</i>	SI	0,00	0,70	0,25	0,06	1,64	20,00	0,00	21,64
<i>Caesalpineia ferrea var. leiostachya</i>	ST	0,00	0,35	0,30	0,08	1,64	20,00	0,00	21,64
<i>Chorisia speciosa</i>	SI	0,00	1,25	0,85	0,68	1,64	20,00	0,00	21,64

Tabela 10: Parâmetros dendrométricos e fitossociológicos para reflorestamento de restauração de mata ciliar com um ano (Área C), no município de Maracaí, São Paulo. G.S. = grupo sucessional; DAP = diâmetro médio à altura do peito (cm); H = altura média (m); DC = diâmetro de copa médio (m); ACR = área de copas relativa (%); DR = dominância relativa (%); FR = frequência relativa (%); DoR = dominância relativa (%); IVI = índice de valor de importância, P = pioneira; SI = secundária inicial; ST = secundária tardia; C = climácica; EX = exótica.

ESPÉCIE	G.S.	DAP	H	DC	ACR	DR	FR	DoR	IVI
<i>Enterolobium contortisiliquium</i>	SI	3,90	3,33	2,20	14,47	15,15	80,00	23,46	118,61
<i>Citharexylum myrianthum</i>	P	4,11	3,21	2,87	23,30	13,64	80,00	22,53	116,17
<i>Schinus terebinthifolius</i>	P	1,14	2,10	2,44	24,87	21,21	80,00	7,28	108,49
<i>Chorisia speciosa</i>	SI	1,86	1,87	1,84	9,70	10,61	60,00	22,80	93,40
<i>Heliocarpus americanus</i>	P	4,00	2,98	2,93	8,18	4,55	40,00	16,16	60,70
<i>Inga laurina</i>	SI	0,25	0,86	0,83	1,14	6,06	40,00	0,09	46,15
<i>Cedrela fissilis</i>	SI	0,00	0,98	1,26	1,94	6,06	40,00	0,00	46,06
<i>Tabebuia avellanedae</i>	ST	0,00	0,70	0,38	0,14	4,55	40,00	0,00	44,55
<i>Anadenanthera macrocarpa</i>	SI	2,40	2,56	2,99	13,63	7,58	20,00	6,40	33,97
<i>Psidium guajava</i>	SI	1,00	1,73	1,38	1,12	3,03	20,00	0,18	23,21
<i>Psidium cattleianum</i>	C	0,00	0,79	0,33	0,07	3,03	20,00	0,00	23,03
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	ST	2,50	2,90	1,90	1,07	1,52	20,00	0,55	22,07
<i>Tabebuia pentaphylla</i>	ST	2,50	1,80	0,85	0,21	1,52	20,00	0,55	22,07
<i>Astronium graveolens</i>	C	0,00	1,50	0,75	0,17	1,52	20,00	0,00	21,52

Tabela 11: Parâmetros dendrométricos e fitossociológicos para reflorestamento de restauração de mata ciliar com três anos (Área D), no município de Pedrinhas Paulista, São Paulo. G.S. = grupo sucessional; DAP = diâmetro médio à altura do peito (cm); H = altura média (m); DC = diâmetro de copa médio (m); ACR = área de copas relativa (%); DR = dominância relativa (%); FR = frequência relativa (%); DoR = dominância relativa (%); IVI = índice de valor de importância, P = pioneira; SI = secundária inicial; ST = secundária tardia; C = climácica; EX = exótica.

ESPECIE	G.S.	DAP	H	DC	ACR	DR	FR	DoR	IVI
<i>Croton urucurana</i>	P	6,39	6,10	3,99	13,53	20,91	100,00	31,54	152,45
<i>Inga uruguensis</i>	SI	3,74	4,25	2,79	2,11	15,45	100,00	6,24	121,69
<i>Parapiptadenia rigida</i>	SI	4,79	5,21	4,80	3,94	6,36	80,00	5,52	91,88
<i>Cytharexylum myrianthum</i>	P	9,50	7,78	4,88	8,43	3,64	80,00	8,11	91,75
<i>Tabebuia heptaphylla</i>	ST	2,70	3,56	2,72	1,46	4,55	80,00	1,61	86,15
<i>Croton floribundus</i>	P	8,20	7,15	5,55	4,74	4,55	60,00	12,51	77,05
<i>Mimosa bimucronata</i>	P	4,81	5,44	3,86	2,25	7,27	60,00	6,77	74,04
<i>Anadenanthera macrocarpa</i>	SI	9,75	6,99	6,48	1,13	3,64	60,00	5,70	69,34
<i>Anadenanthera falcata</i>	SI	9,13	7,08	4,28	2,87	3,64	60,00	4,28	67,91
<i>Guazuma ulmifolia</i>	P	4,50	5,35	3,40	0,94	1,82	40,00	4,43	46,25
<i>Inga laurina</i>	SI	3,13	3,40	3,05	3,04	3,64	40,00	0,50	44,14
<i>Maclura tinctoria</i>	ST	4,75	6,23	3,65	1,58	1,82	40,00	1,18	43,00
<i>Patagonula americana</i>	ST	5,25	5,35	3,00	2,11	1,82	40,00	1,12	42,94
<i>Luehea divaricata</i>	SI	4,00	4,50	4,08	2,32	1,82	40,00	0,81	42,63
<i>Zeyheria tuberculosa</i>	ST	6,25	5,85	2,35	3,21	1,82	40,00	0,79	42,60
<i>Enterolobium contortisiliquium</i>	SI	12,00	5,30	3,50	2,87	0,91	20,00	2,18	23,09
<i>Aspidosperma ramiflorum</i>	ST	4,50	4,55	4,25	0,53	1,82	20,00	0,72	22,54
<i>Acacia polyphylla</i>	SI	10,50	4,55	7,30	12,48	0,91	20,00	1,07	21,98
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	ST	7,00	5,35	4,60	4,96	0,91	20,00	1,02	21,93
<i>Lonchocarpus cultratus</i>	SI	7,50	5,95	4,30	4,33	0,91	20,00	0,95	21,86
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	SI	9,50	5,20	4,50	4,74	0,91	20,00	0,87	21,78
<i>Pseudobombax grandiflorum</i>	SI	5,50	5,80	4,00	3,75	0,91	20,00	0,77	21,68
<i>Machaerium stipitatum</i>	SI	5,00	5,40	3,00	2,11	0,91	20,00	0,55	21,46
<i>Triplaris brasiliana</i>	SI	4,50	4,05	2,40	1,35	0,91	20,00	0,20	21,11
<i>Cariniana estrellensis</i>	ST	4,00	4,45	3,70	3,21	0,91	20,00	0,15	21,06
<i>Hexachlamys edulis</i>	ST	1,50	4,60	2,20	1,13	0,91	20,00	0,14	21,05
<i>Psidium guajava</i>	SI	2,00	2,40	1,20	0,34	0,91	20,00	0,08	20,99
<i>Bauhinia forficata</i>	SI	2,50	3,00	3,10	2,25	0,91	20,00	0,06	20,97
<i>Hymenaea courbaril</i> var. <i>stilbocarpa</i>	ST	2,50	3,90	2,70	1,71	0,91	20,00	0,06	20,97
<i>Morus alba</i>	EX	1,50	2,30	1,20	0,34	0,91	20,00	0,06	20,97
<i>Tabebuia heptaphylla</i>	ST	1,50	2,70	0,80	0,15	0,91	20,00	0,02	20,93
<i>Artocarpus integrifolia</i>	EX	0,00	1,30	0,60	0,08	0,91	20,00	0,00	20,91
<i>Esenbeckia leiocarpa</i>	C	0,00	0,90	0,35	0,03	0,91	20,00	0,00	20,91

Tabela 12: Parâmetros dendrométricos e fitossociológicos para reflorestamento de restauração de mata ciliar com três anos (Área E), no município de Taramã, São Paulo. G.S. = grupo sucessional; DAP = diâmetro médio à altura do peito (cm); H = altura média (m); DC = diâmetro de copa médio (m); ACR = área de copas relativa (%); DR = dominância relativa (%); FR = frequência relativa (%); DoR = dominância relativa (%); IVI = índice de valor de importância, P = pioneira; SI = secundária inicial; ST = secundária tardia; C = climácica; EX = exótica.

ESPÉCIE	G.S.	DAP	H	DC	ACR	DR	FR	DoR	IVI
<i>Cytherexylum myrianthum</i>	P	9,97	7,70	4,41	52,53	46,88	80,00	35,42	162,30
<i>Guazuma ulmifolia</i>	P	9,38	8,45	5,24	19,32	12,50	80,00	21,09	113,59
<i>Cordia superba</i>	SI	13,67	7,59	5,70	19,67	9,38	40,00	30,34	79,72
<i>Triplaris brasiliana</i>	SI	2,75	4,71	1,18	0,78	9,38	40,00	1,38	50,75
<i>Stenolobium stans</i>	EX	0,60	1,44	1,08	0,56	7,81	40,00	0,18	48,00
<i>Cedrela fissilis</i>	SI	2,00	2,20	2,10	0,91	3,13	40,00	0,53	43,66
<i>Cariniana estrellensis</i>	ST	0,50	1,80	1,80	0,57	3,13	40,00	0,01	43,14
<i>Enterolobium contortisiliquium</i>	SI	10,00	7,20	7,30	4,64	1,56	20,00	10,96	32,52
<i>Psidium guajava</i>	SI	0,33	1,10	1,23	0,47	4,69	20,00	0,02	24,71
<i>Lafoensia glyptocarpa</i>	ST	1,50	2,15	2,50	0,54	1,56	20,00	0,07	21,63

Tabela 13: Parâmetros dendrométricos e fitossociológicos para reflorestamento de restauração de mata ciliar com três anos (Área F), no município de Taramã, São Paulo. G.S. = grupo sucessional; DAP = diâmetro médio à altura do peito (cm); H = altura média (m); DC = diâmetro de copa médio (m); ACR = área de copas relativa (%); DR = dominância relativa (%); FR = frequência relativa (%); DoR = dominância relativa (%); IVI = índice de valor de importância, P = pioneira; SI = secundária inicial; ST = secundária tardia; C = climácica; EX = exótica.

ESPÉCIE	G.S.	DAP	H	DC	ACR	DR	FR	DoR	IVI
<i>Croton urucurana</i>	P	7.03	7.11	3.92	31.78	25.64	100.00	37.94	163.58
<i>Cytherexylum myrianthum</i>	P	10.00	8.39	4.13	26.08	19.23	100.00	24.79	144.02
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	SI	8.36	6.05	4.14	12.65	8.97	80.00	16.20	105.17
<i>Guazuma ulmifolia</i>	P	7.29	7.18	3.39	8.19	8.97	60.00	9.08	78.06
<i>Inga uruguensis</i>	SI	3.50	4.20	4.09	7.31	10.26	60.00	2.45	72.70
<i>Cordia superba</i>	SI	5.50	6.13	4.12	5.29	3.85	60.00	5.53	69.38
<i>Genipa americana</i>	SI	4.33	3.78	1.98	1.19	3.85	40.00	0.58	44.43
<i>Stenolobium stans</i>	EX	3.25	3.15	2.70	1.47	2.56	20.00	0.44	23.01
<i>Jacaranda mimosaeifolia</i>	SI	3.00	3.45	1.20	0.28	2.56	20.00	0.44	23.00
<i>Acacia polyphylla</i>	SI	12.00	9.85	4.75	2.20	1.28	20.00	1.49	22.77
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	ST	0.00	0.85	0.35	0.02	2.56	20.00	0.00	22.56
Morfo espécie 3	XX	7.00	2.85	3.05	0.91	1.28	20.00	0.51	21.79
<i>Schinus molle</i>	SI	5.00	4.55	1.50	0.22	1.28	20.00	0.26	21.54
<i>Bixa orellana</i>	P	3.00	2.45	2.50	0.61	1.28	20.00	0.09	21.38
<i>Ficus guaranitica</i>	ST	1.50	2.15	2.20	0.47	1.28	20.00	0.09	21.37
<i>Heliocarpus americanus</i>	P	1.50	3.45	3.45	1.16	1.28	20.00	0.09	21.37
<i>Tabebuia chrysotricha</i>	ST	1.50	2.55	0.85	0.07	1.28	20.00	0.02	21.31
<i>Cariniana estrellensis</i>	ST	0.00	1.50	0.90	0.08	1.28	20.00	0.00	21.28
<i>Hymenaea courbaril</i> var. <i>stilbocarpa</i>	ST	0.00	0.45	0.30	0.01	1.28	20.00	0.00	21.28

Tabela 14: Parâmetros dendrométricos e fitossociológicos para reflorestamento de restauração de mata ciliar com sete anos (Área G), no município de Taramã, São Paulo. G.S. = grupo sucessional; DAP = diâmetro médio à altura do peito (cm); H = altura média (m); DC = diâmetro de copa médio (m); ACR = área de copas relativa (%); DR = dominância relativa (%); FR = frequência relativa (%); DoR = dominância relativa (%); IVI = índice de valor de importância, P = pioneira; SI = secundária inicial; ST = secundária tardia; C = climácica; EX = exótica.

ESPÉCIE	G.S.	DAP	H	D. C (m)	ACR	DR	FR	DoR	IVI
<i>Guazuma ulmifolia</i>	P	12.72	9.03	4.49	45.59	31.25	100.00	42.90	174.15
<i>Croton urucurana</i>	P	11.56	8.79	4.13	22.37	18.75	100.00	24.28	143.03
<i>Trema micrantha</i>	P	14.45	9.38	4.14	15.89	12.50	100.00	23.11	135.61
<i>Parapiptadenia rigida</i>	SI	10.25	7.75	3.40	2.51	3.13	40.00	2.00	45.13
<i>Rhamnidium elaeocarpus</i>	SI	4.25	6.50	2.65	1.46	3.13	40.00	0.49	43.62
<i>Centrolobium tomentosum</i>	SI	3.50	5.25	1.15	0.34	3.13	40.00	0.34	43.46
<i>Inga uruguensis</i>	SI	4.80	5.20	2.40	3.69	7.81	20.00	1.82	29.63
<i>Cecropia pachystachya</i>	P	19.50	12.00	6.50	4.15	1.56	20.00	3.46	25.02
<i>Schinus terebinthifolius</i>	P	1.25	3.50	1.10	0.24	3.13	20.00	0.04	23.17
<i>Colubrina glandulosa</i>	ST	7.00	8.50	3.30	1.07	1.56	20.00	0.45	22.01
<i>Peltophorum dubium</i>	SI	6.50	7.50	2.00	0.39	1.56	20.00	0.38	21.95
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	C	5.00	4.00	2.70	0.72	1.56	20.00	0.23	21.79
<i>Pterogyne nitens</i>	SI	2.75	5.00	2.30	0.52	1.56	20.00	0.15	21.71
<i>Genipa americana</i>	SI	4.00	6.00	1.50	0.22	1.56	20.00	0.15	21.71
<i>Inga marginata</i>	SI	1.83	3.00	2.00	0.39	1.56	20.00	0.10	21.66
<i>Gallesia integrifolia</i>	ST	2.00	3.00	0.50	0.02	1.56	20.00	0.04	21.60
<i>Guarea kunthiana</i>	C	2.00	4.00	1.50	0.22	1.56	20.00	0.04	21.60
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	ST	1.50	3.10	1.00	0.10	1.56	20.00	0.02	21.58
<i>Casearia gossypiosperma</i>	ST	1.00	2.20	1.00	0.10	1.56	20.00	0.01	21.57

Tabela 15: Parâmetros dendrométricos e fitossociológicos para reflorestamento de restauração de mata ciliar com nove anos (Área H), no município de Taramã, São Paulo. G.S. = grupo sucessional; DAP = diâmetro médio à altura do peito (cm); H = altura média (m); DC = diâmetro de copa médio (m); ACR = área de copas relativa (%); DR = dominância relativa (%); FR = frequência relativa (%); DoR = dominância relativa (%); IVI = índice de valor de importância, P = pioneira; SI = secundária inicial; ST = secundária tardia; C = climácica; EX = exótica.

ESPÉCIE	G.S.	DAP	H	D. C. (m)	ACR	DR	FR	DoR	IVI
<i>Inga uruguensis</i>	SI	10,73	7,84	4,14	38,15	18,82	100,00	60,01	178,83
<i>Guazuma ulmifolia</i>	P	8,55	7,35	3,75	21,29	15,29	100,00	14,14	129,44
<i>Croton urucurana</i>	P	4,57	5,25	2,18	9,69	18,82	100,00	4,82	123,65
<i>Cecropia pachystachya</i>	P	12,91	9,18	3,87	19,62	12,94	80,00	17,30	110,24
<i>Parapiptadenia rigida</i>	ST	3,07	3,56	2,03	3,82	9,41	80,00	1,19	90,60
<i>Tabebuia heptaphylla</i>	ST	3,17	3,83	1,28	1,13	7,06	60,00	0,59	67,65
<i>Cordia trichotoma</i>	ST	5,50	7,00	2,35	1,21	2,35	40,00	0,59	42,94
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	SI	4,38	3,70	2,00	1,07	2,35	40,00	0,50	42,85
<i>Ficus guaranitica</i>	ST	2,50	1,95	1,25	0,40	2,35	40,00	0,12	42,47
<i>Psidium guajava</i>	SI	2,25	2,95	1,40	0,44	2,35	20,00	0,09	22,45
<i>Cytherexylum myrianthum</i>	P	1,50	1,95	1,85	0,89	2,35	20,00	0,05	22,40
<i>Mabea fistulifera</i>	SI	2,40	5,20	3,50	1,31	1,18	20,00	0,19	21,37
<i>Luehea candicans</i>	SI	2,50	5,00	1,50	0,24	1,18	20,00	0,13	21,31
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	C	3,50	6,00	1,70	0,31	1,18	20,00	0,11	21,29
<i>Anadenanthera falcata</i>	SI	3,00	3,50	1,60	0,27	1,18	20,00	0,08	21,26
<i>Cedrela fissilis</i>	SI	3,00	2,00	1,20	0,15	1,18	20,00	0,08	21,26

Tabela 16: Parâmetros dendrométricos e fitossociológicos para reflorestamento de restauração de mata ciliar com 13 anos (Área I), no município de Tarumã, São Paulo. G.S. = grupo sucessional; DAP = diâmetro médio à altura do peito (cm); H = altura média (m); DC = diâmetro de copa médio (m); ACR = área de copas relativa (%); DR = dominância relativa (%); FR = frequência relativa (%); DoR = dominância relativa (%); IVI = índice de valor de importância, P = pioneira; SI = secundária inicial; ST = secundária tardia; C = climácica; EX = exótica.

ESPÉCIE	G.S.	DAP	H	DC	ACR	DR	FR	DoR	IVI
<i>Gallesia integrifolia</i>	ST	3,88	3,91	1,80	4,35	20,24	100,00	4,74	124,97
<i>Euterpe edulis</i>	C	6,00	3,80	2,50	0,38	1,19	100,00	0,24	101,43
<i>Croton urucurana</i>	P	15,10	8,68	4,53	14,60	11,90	60,00	23,72	95,62
<i>Cariniana estrellensis</i>	ST	11,58	9,72	4,67	8,71	7,14	80,00	6,48	93,62
<i>Peltophorum dubium</i>	SI	9,80	8,78	4,01	20,68	17,86	60,00	15,39	93,24
<i>Schinus terebinthifolius</i>	P	6,17	6,02	3,30	4,44	7,14	80,00	1,78	88,92
<i>Cecropia pachystachya</i>	P	18,00	9,25	4,05	6,75	7,14	60,00	13,88	81,02
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	ST	5,33	4,57	2,93	1,62	3,57	60,00	0,65	64,22
<i>Guazuma ulmifolia</i>	P	27,50	12,75	12,65	21,18	2,38	40,00	14,15	56,54
<i>Enterolobium contortisiliquium</i>	SI	20,50	8,50	7,50	8,37	2,38	40,00	11,03	53,41
<i>Chorisia speciosa</i>	SI	9,33	6,92	2,27	1,01	3,57	40,00	1,93	45,50
<i>Poecilanthe parviflora</i>	ST	6,25	7,00	2,50	0,76	2,38	40,00	1,13	43,51
<i>Genipa americana</i>	SI	2,00	2,45	0,75	0,07	2,38	40,00	0,05	42,43
<i>Tabebuia heptaphylla</i>	ST	6,50	8,05	3,00	1,13	2,38	20,00	0,57	22,95
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	ST	15,50	14,00	6,00	2,20	1,19	20,00	1,62	22,81
<i>Maclura tinctoria</i>	ST	10,00	9,00	4,00	0,98	1,19	20,00	1,10	22,30
<i>Trema micrantha</i>	P	12,00	9,00	3,50	0,75	1,19	20,00	0,97	22,16
<i>Centrolobium tomentosum</i>	SI	8,50	8,50	5,00	1,53	1,19	20,00	0,49	21,68
<i>Aspidosperma ramiflorum</i>	ST	2,50	5,30	2,20	0,30	1,19	20,00	0,04	21,23
<i>Cedrela fissilis</i>	SI	2,00	3,00	1,70	0,18	1,19	20,00	0,03	21,22
<i>Jacaratia spinosa</i>	C	1,50	2,10	0,60	0,02	1,19	20,00	0,02	21,21

Tabela 17: Parâmetros dendrométricos e fitossociológicos para capoeira com 23 anos, no município de Tarumã, São Paulo. G.S. = grupo sucessional; DAP = diâmetro médio à altura do peito (cm); H = altura média (m); DC = diâmetro de copa médio (m); ACR = área de copas relativa (%); DR = dominância relativa (%); FR = frequência relativa (%); DoR = dominância relativa (%); IVI = índice de valor de importância, P = pioneira; SI = secundária inicial; ST = secundária tardia; C = climácica; EX = exótica.

ESPÉCIE	G.S.	DAP	H	DC	ACR	DR	FR	DoR	IVI
<i>Parapiptadenia rigida</i>	SI	7,00	6,50	4,50	30,04	14,47	80,00	35,23	129,71
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	SI	9,50	4,00	2,50	5,75	17,11	80,00	8,12	105,22
<i>Casearia sylvestris</i>	SI	5,00	4,00	2,20	12,94	13,16	80,00	5,84	99,00
<i>Cupania vernalis</i>	SI	23,00	8,00	6,50	11,61	9,21	40,00	14,15	63,36
<i>Bauhinia longifolia</i>	SI	5,00	6,00	1,70	11,25	11,84	40,00	10,75	62,59
<i>Schinus Terebinthifolius</i>	P	5,00	6,00	5,00	4,56	7,89	40,00	3,27	51,17
<i>Cedrela fissilis</i>	SI	22,50	9,20	5,50	2,77	2,63	40,00	5,75	48,38
<i>Pterogine nitens</i>	SI	14,00	10,00	5,50	7,48	5,26	20,00	5,03	30,29
<i>Machaerium paraguariense</i>	SI	9,00	6,50	3,00	3,01	6,58	20,00	2,13	28,71
<i>Aloysia virgata</i>	P	12,00	5,00	3,20	2,24	2,63	20,00	2,75	25,38
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	SI	17,00	9,00	4,00	1,36	1,32	20,00	3,13	24,44
<i>Machaerium stipitatum</i>	SI	6,00	8,00	2,50	1,07	2,63	20,00	0,72	23,35
<i>Peltophorum dubium</i>	SI	12,00	10,00	6,00	3,07	1,32	20,00	1,56	22,87
<i>Tabernaemontana hystrix</i>	SI	9,50	5,00	3,50	1,04	1,32	20,00	0,98	22,29
<i>Campomanesia guazumaefolia</i>	C	5,50	6,50	3,00	0,77	1,32	20,00	0,33	21,64
<i>Patagonula americana</i>	ST	5,00	4,50	3,50	1,04	1,32	20,00	0,27	21,59

3.1.6. Estrutura vertical e distribuição de freqüências de DAP

A análise da variável altura dos diferentes grupos sucessionais da área I (Figura 8) confirma a tendência, ainda aos treze anos, de predominância das espécies pioneiras e secundárias iniciais.

Os gráficos de médias de altura e diâmetro de copas para todas as áreas de estudo (Figuras 9 a 12) mostram que até o final da cronoseqüência analisada as espécies de estádios finais de sucessão ainda não apresentam valores que as coloquem entre aquelas que, numa floresta madura, estariam ocupando o dossel ou mesmo entre as emergentes. A capoeira foge a esse padrão com as espécies finais da sucessão já começando a apresentar valores de altura e diâmetro de copas menos distanciados das pioneiras e secundárias iniciais. É difícil precisar até onde essa diferença é resultado da idade mais avançada da comunidade em regeneração natural ou se, na verdade, a proporção entre pioneiras e não pioneiras utilizada nos plantios tem sido diferente do observado na natureza.

Aparentemente a estrutura vertical, ainda aos treze anos, é condicionada mais pelo ritmo de crescimento dos diferentes grupos sucessionais, voltado à rápida colonização da área aberta, e menos pela capacidade diferenciada das espécies para aproveitamento dos diferentes ambientes de uma floresta natural. Pode-se observar na Figura 12 que a área mais antiga estudada ainda apresenta um escalonamento das alturas entre os grupos sucessionais.

Os diagramas de perfil (Figuras 17 a 26) mostram que já no terceiro ano é possível se observar o fechamento do dossel em altura, que varia de três a cinco metros, sem árvores emergentes. Aos treze anos a estratificação ainda se mostra resultado do diferente desempenho das espécies, em termos de crescimento e ocupação do espaço aberto. As espécies pioneiras e secundárias iniciais, com alturas variando em torno de 12 metros, emergem do dossel, que é formado predominantemente por secundárias iniciais e tardias, com altura desuniforme variando entre três e 6 metros, como nos reflorestamentos mais novos. Budowski (1970) relatou para estágios iniciais da sucessão (até 15 anos), na América Central, um ou dois estratos bem diferenciados.

Outra diferença estrutural marcante entre os reflorestamentos de restauração e áreas em sucessão natural é a distribuição de freqüências de diâmetro entre as árvores. Segundo Hartshorn (1980), em áreas naturais onde ocorre regeneração abundante de espécies tolerantes à sombra, a distribuição configura-se como uma função exponencial

negativa, (“J invertido”) e indica a existência de grande número de indivíduos jovens (de menor diâmetro), sugerindo a ocorrência do processo de regeneração e a ocorrência de grande número de plântulas jovens competindo entre si.

Guariguata et al. (1997), pesquisando florestas secundárias de 16 a 18 anos na Costa Rica, encontraram a distribuição de frequência de diâmetros com concentração de indivíduos em classes de diâmetro inferiores, caracterizando a distribuição de “J invertido”.

As distribuições de frequência de diâmetro (Figuras 13 a 16) para as áreas em restauração analisadas mostram, de forma geral, a tendência da distribuição em curva normal leptocúrtica, onde a maior concentração dos indivíduos não ocorre na classe de menor diâmetro. Tal forma de distribuição é bem conhecida dos silvicultores, pois é muito comum nos reflorestamentos homogêneos comerciais. No caso das áreas estudadas, essa curva mostra que o estrato regenerante ainda não se encontra plenamente estabelecido e que as plantas nem sequer alcançaram dimensões para ser incluídas nas coletas de dados de diâmetro.

Nas áreas H e I (Figura 15), em que foram plantadas espécies secundárias tardias e climáticas, de ritmo de crescimento mais lento, em densidades maiores que nas outras áreas (22,4% e 41,7%, respectivamente), as curvas de frequência de diâmetros são mais semelhantes à floresta natural.

Portanto, a explicação para ocorrência da curva exponencial negativa seria que na capoeira existe grande número de indivíduos jovens, enquanto nas áreas reflorestadas H e I o número de indivíduos de crescimento lento é grande.

Pulitano (2003) analisou plantios de restauração de mata ciliar com 18 e 28 anos em Cândido Mota, SP, e encontrou a distribuição exponencial típica das formações naturais apenas no plantio mais antigo, mostrando o potencial da estruturação das florestas de restauração apenas a partir da segunda década de implantação.

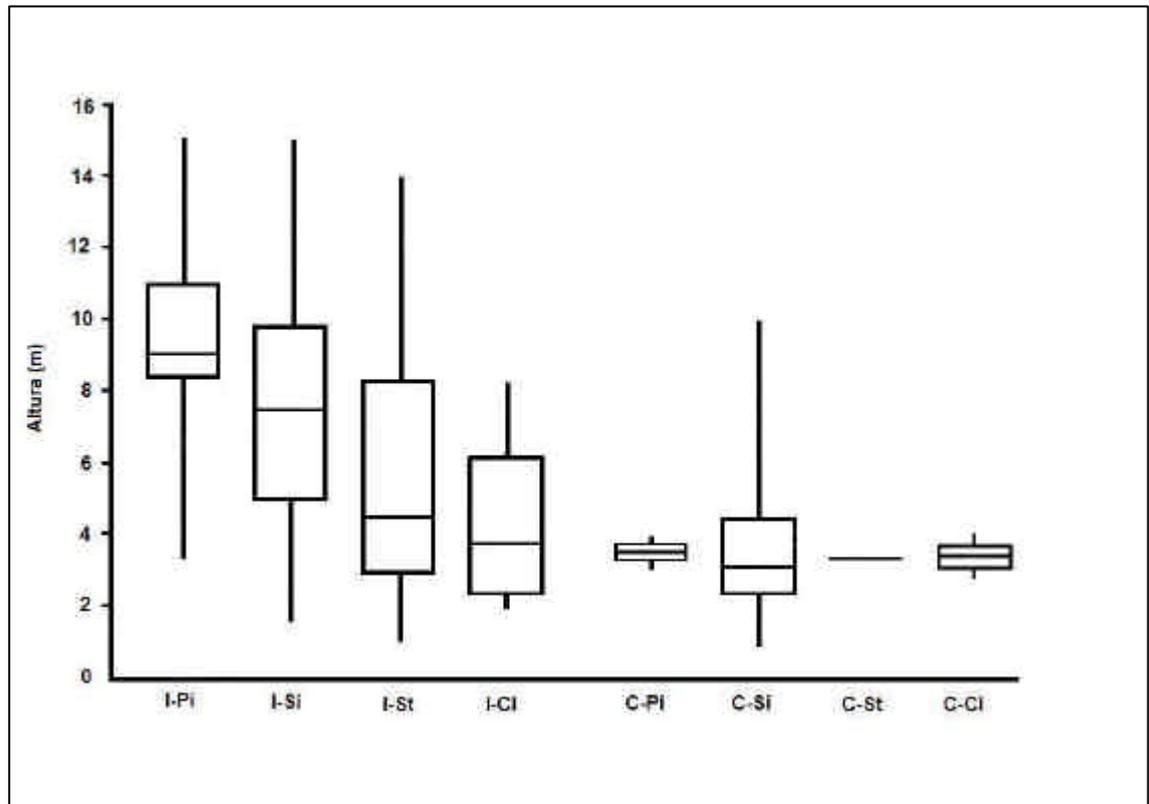


Figura 8: “Box plot” da altura das árvores de acordo com a classificação sucessional em área de reflorestamentos de restauração de mata ciliar com 13 anos após implantação e em capoeira com 23 anos de regeneração no Médio Vale do Paranapanema, SP. I = reflorestamento com treze anos; C = capoeira; Pi = pioneiras; Si = secundárias iniciais; St = secundárias tardias e CI = climácicas.

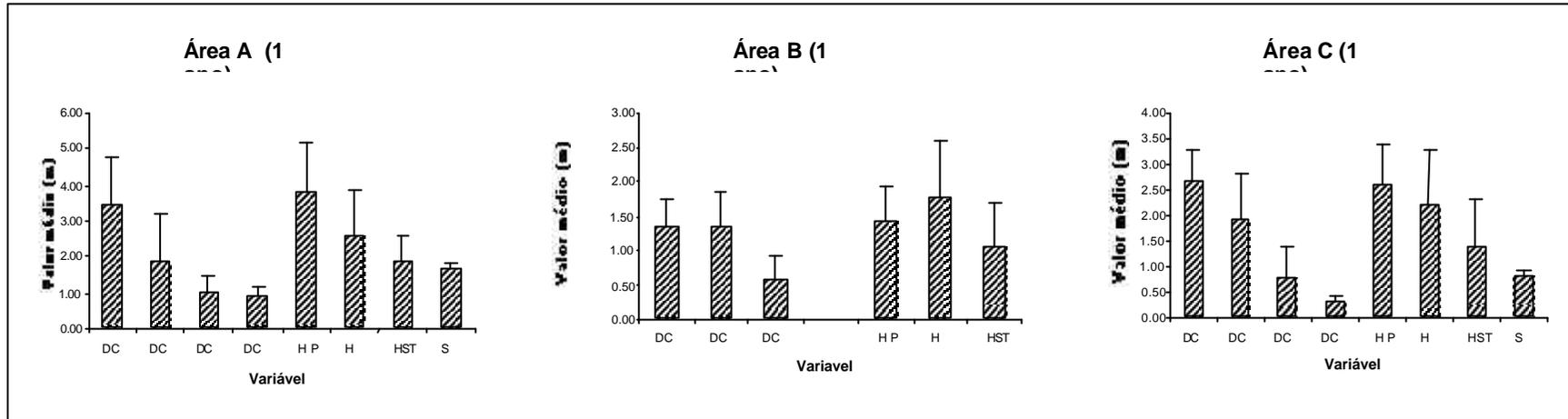


Figura 9: Valores médios de diâmetro de copas e altura para diferentes grupos ecológicos em três reflorestamentos de restauração de mata ciliar de um ano de idade na região do Médio Paranapanema, SP. DC = diâmetro de copa; H = altura; P = pioneiras; SI = secundárias iniciais; ST = secundárias tardias e C = climácicas.

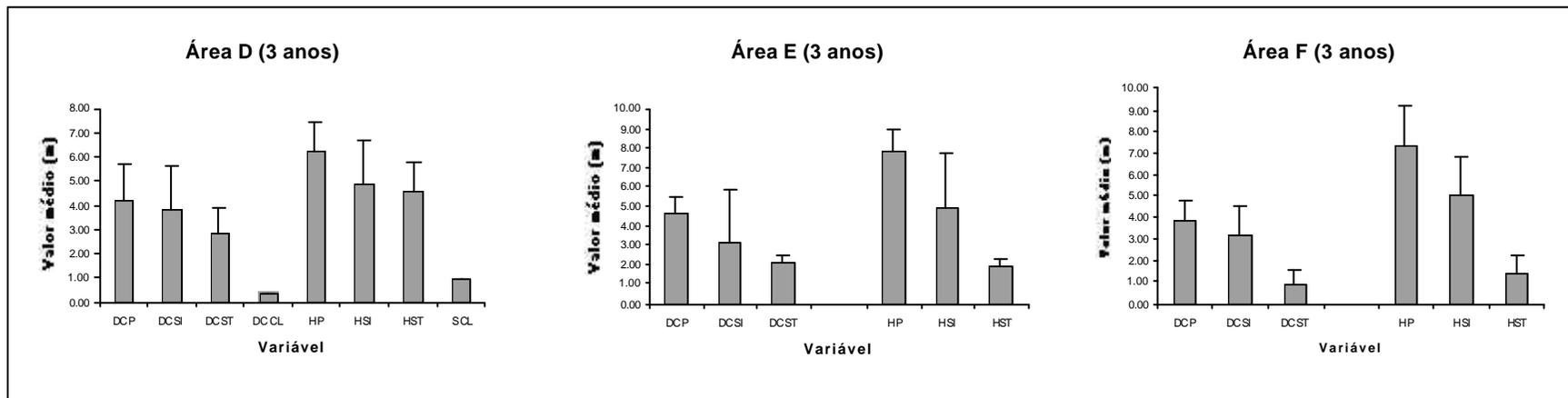


Figura 10: Valores médios de diâmetro de copas e altura para diferentes grupos ecológicos em três reflorestamentos de restauração de mata ciliar de três anos de idade na região do Médio Paranapanema, SP. DC = diâmetro de copa; H = altura; P = pioneiras; SI = secundárias iniciais; ST = secundárias tardias e C = climácicas.

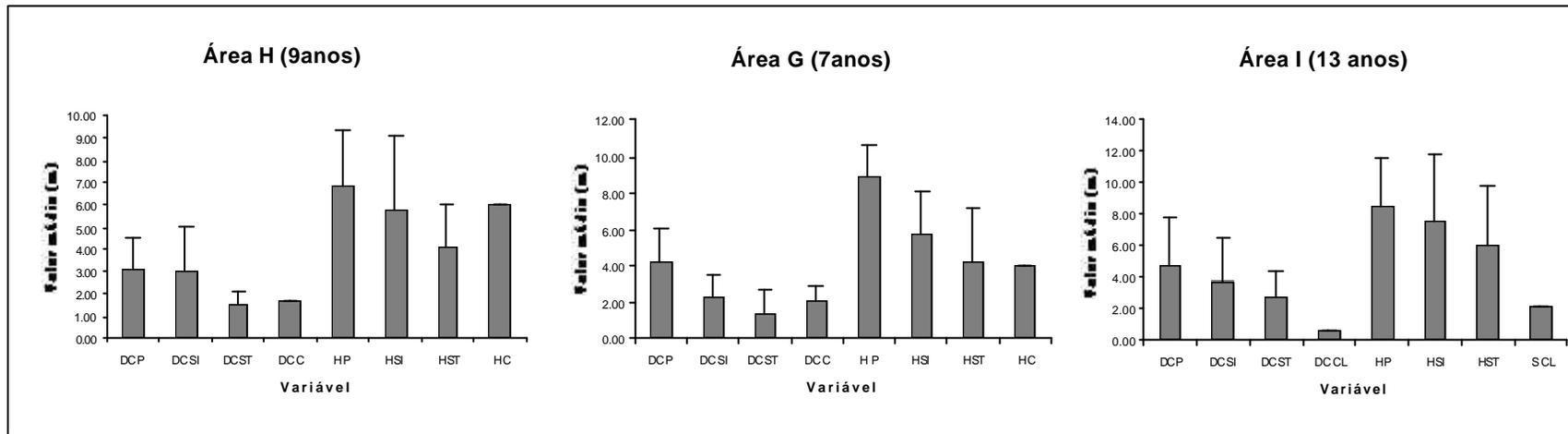


Figura 11 Valores médios de diâmetro de copas e altura para diferentes grupos ecológicos em três reflorestamentos de restauração de mata ciliar acima de sete anos de idade na região do Médio Paranapanema, SP. DC = diâmetro de copa; H = altura; P = pioneiras; SI = secundárias iniciais; ST = secundárias tardias e C = climácicas.

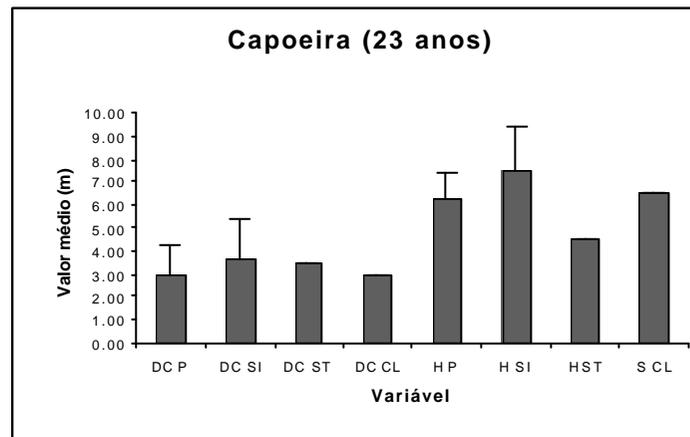


Figura 12: Valores médios de diâmetro de copas e altura para mata ciliar secundária (capoeira) com 23 anos de idade na região do Médio Paranapanema, SP. DC = diâmetro de copa; H = altura; P = pioneiras; SI = secundárias iniciais; ST = secundárias tardias e C = climácicas.

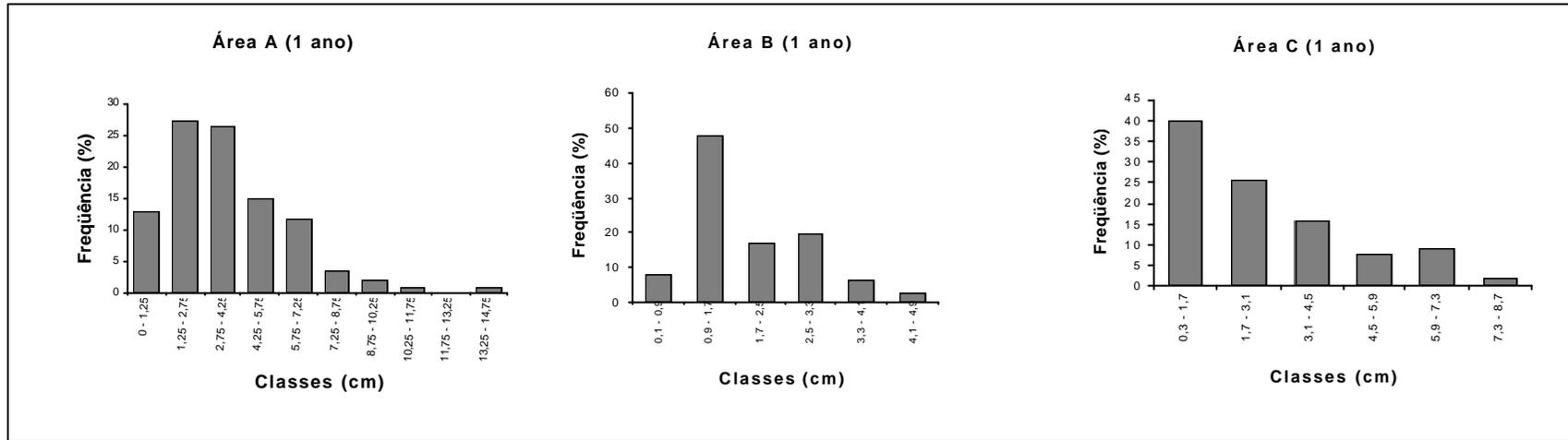


Figura 13: Distribuição de frequência de diâmetro à altura do peito, para três reflorestamentos de restauração de mata ciliar de um ano de idade na região do Médio Paranapanema, SP.

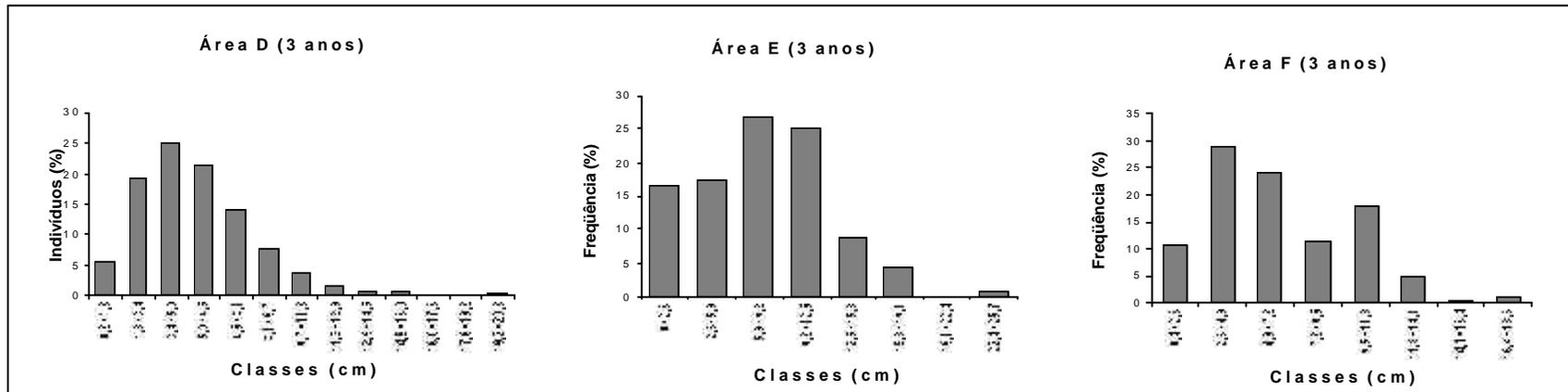


Figura 14: Distribuição de frequência de diâmetro à altura do peito, para três reflorestamentos de restauração de mata ciliar de três anos de idade na região do Médio Paranapanema, SP.

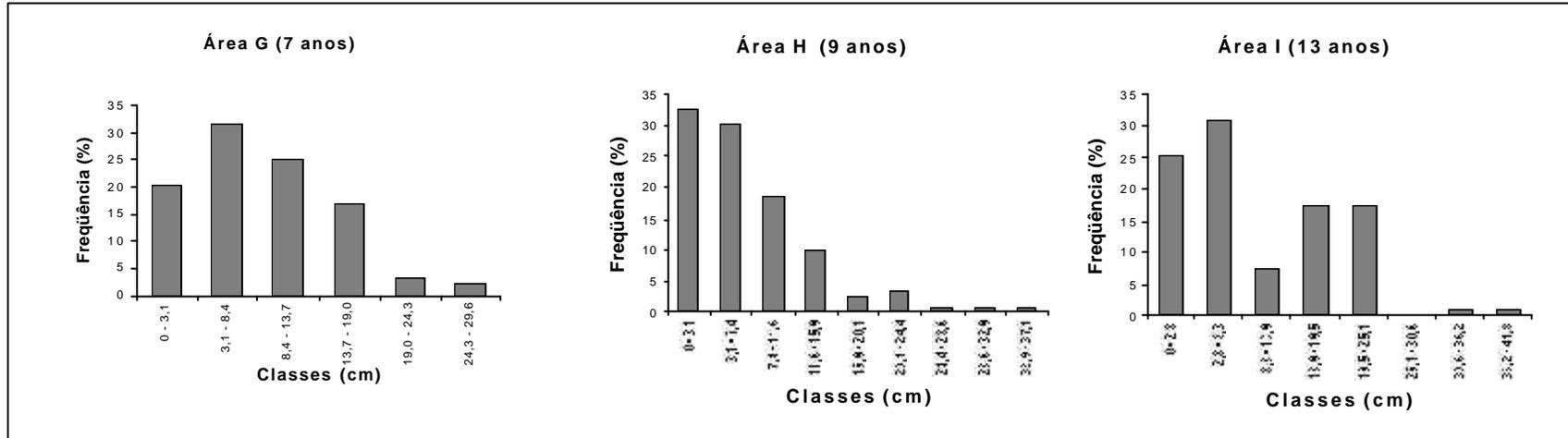


Figura 15: Distribuição de frequência de diâmetro à altura do peito, para três reflorestamentos de restauração de mata ciliar com sete, nove e treze anos de idade na região do Médio Paranapanema, SP.

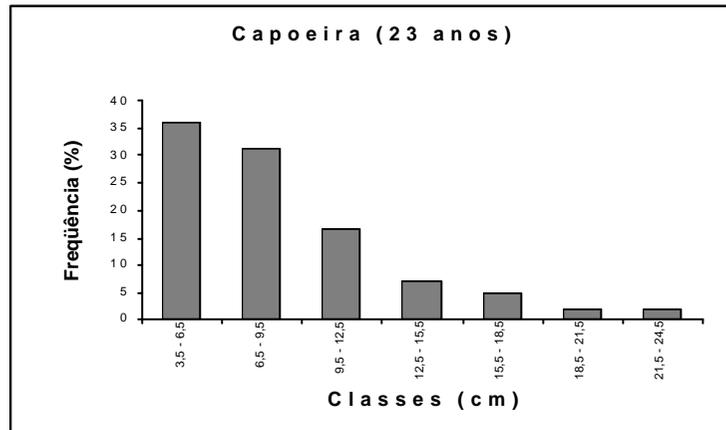


Figura 16: Distribuição de frequência de diâmetro à altura do peito, em mata ciliar secundária (capoeira) com 23 anos de idade na região do Médio Paranapanema, SP.

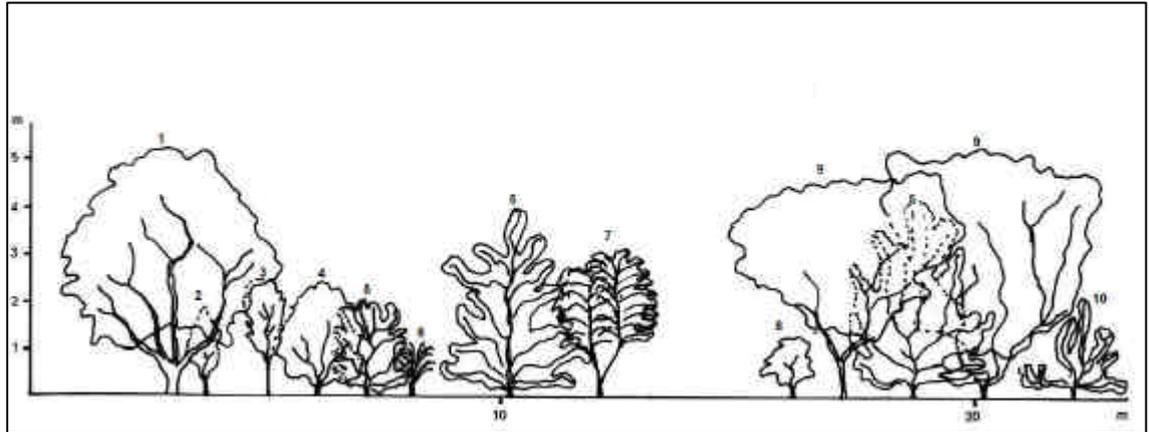


Figura 17: Perfil esquemático da área A (um ano). 1=*Cordia superba*; 2=*Triplaris brasiliana*; 3=*Genipa americana*; 4=*Alchornea triplinervia*; 5=*Schinus terebinthifolius*; 6=*Syagrus romanzoffiana*; 7=*Cedrela fissilis*; 8=*Myracrodruon urundeuva*; 9=*Croton urucurana*; 10=*Parapiptadenia rigida*.

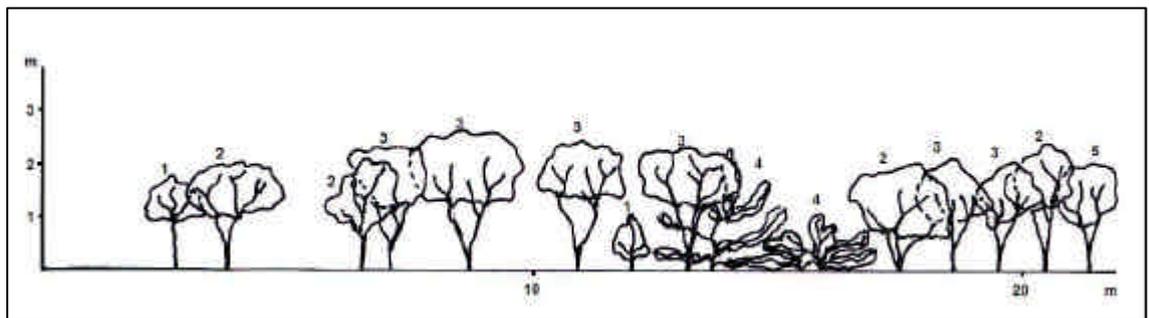


Figura 18: Perfil esquemático da área B (um ano). 1=*Lonchocarpus guilleminianus*; 2=*Anadenanthera macrocarpa*; 3=*Enterolobium contortisiliquium*; 4=*Parapiptadenia rigida*; 5=*Tabebuia avellaneda*.

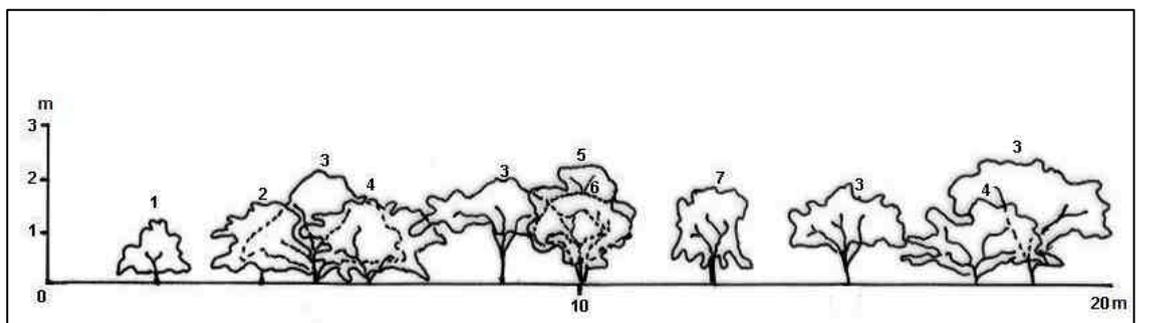


Figura 19: Perfil esquemático da área C (um ano). 1=*Syzygium cummini*; 2=*Inga laurina*; 3=*Anadenanthera macrocarpa*; 4=*Schinus terebinthifolius*; 5=*Enterolobium contortisiliquium*; 6=*Schinus molle*; 7=*Myracrodruon urundeuva*.

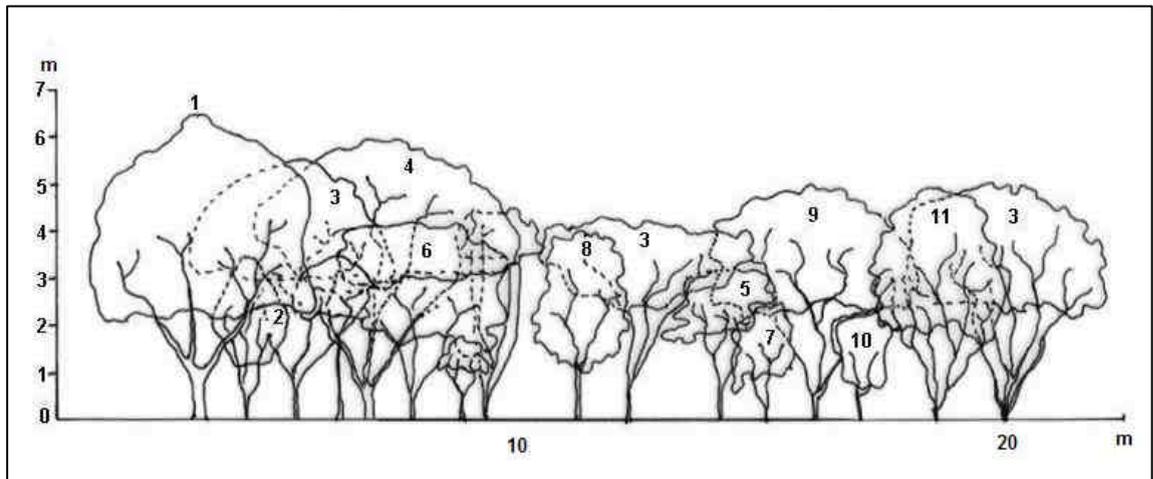


Figura 20: Perfil esquemático da área D (três anos). 1=*Anadenanthera macrocarpa*; 2=*Tabebuia avellanedae*; 3=*Croton urucurana*; 4=*Croton floribundus*; 5=*Inga uruguensis*; 6=*Tabebuia impetiginosa*; 7=*Psidium guajava*; 8=*Eugenia uniflora*; 9=*Enterolobium contortisiliquium*; 10=*Morus alba*; 11=*Myracrodruon urundeuva*.

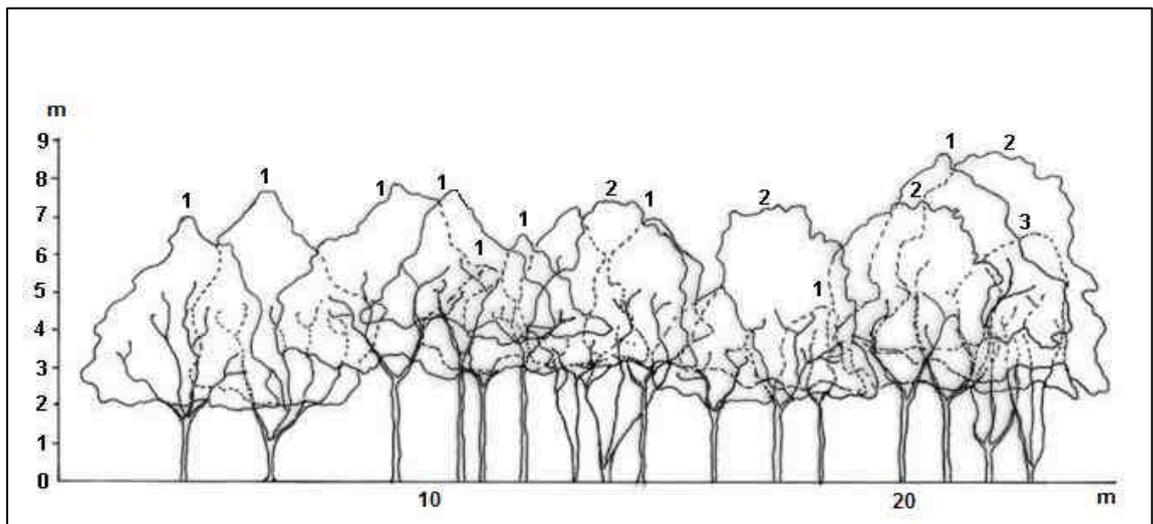


Figura 21: Perfil esquemático da área E (três anos). 1=*Cytharexylum myrianthum*; 2=*Guazuma ulmifolia*; 3. *Triplaris brasiliiana*.

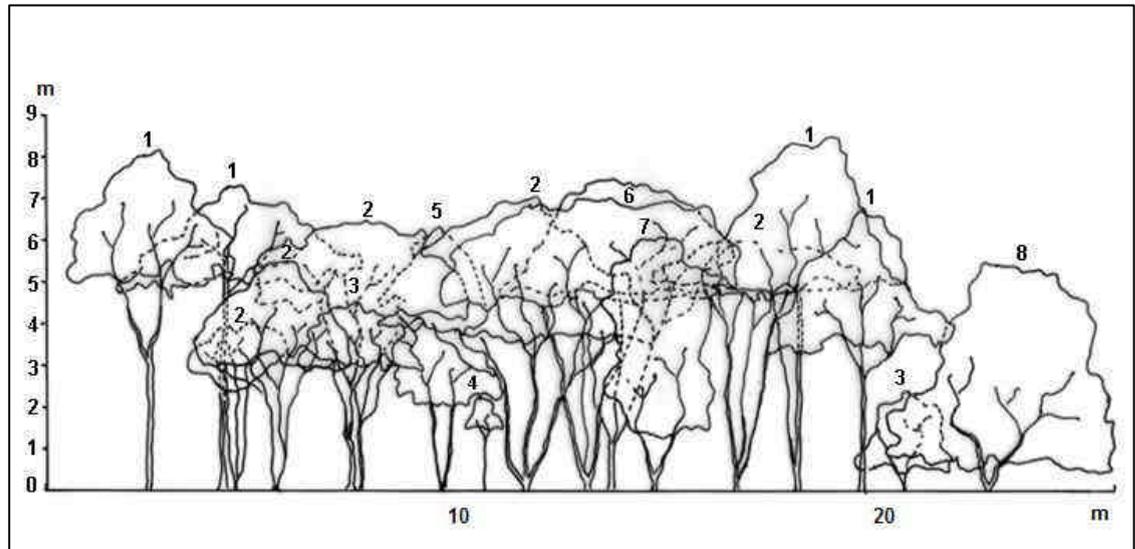


Figura 22: Perfil esquemático da área F (três anos). 1=*Cytharexylum myrianthum*; 2=*Croton urucurana*; 3=*Inga uruguensis*; 4=*Tabebuia chrysotricha*; 5=*Croton floribundus*; 6=*Enterolobium contortisiliquium*; 7=*Guazuma ulmifolia*; 8=*Cordia superba*.

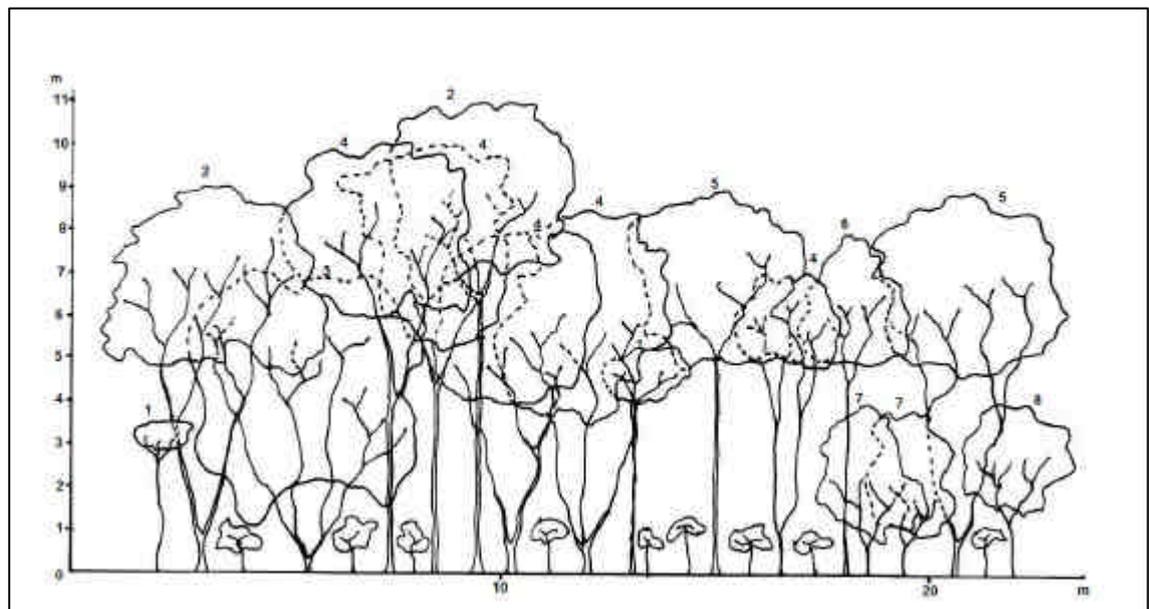


Figura 23: Perfil esquemático da área G (7anos). 1=*Cecropia pachystachya*; 2=*Guazuma ulmifolia*; 3=*Luehea candicans*; 4=*Croton urucurana*; 5=*Trema micrantha*; 6=*Colubrina glandulosa*; 7=*Schinus terebinthifolius*; 8=*Myracrodruon urundeuva*.

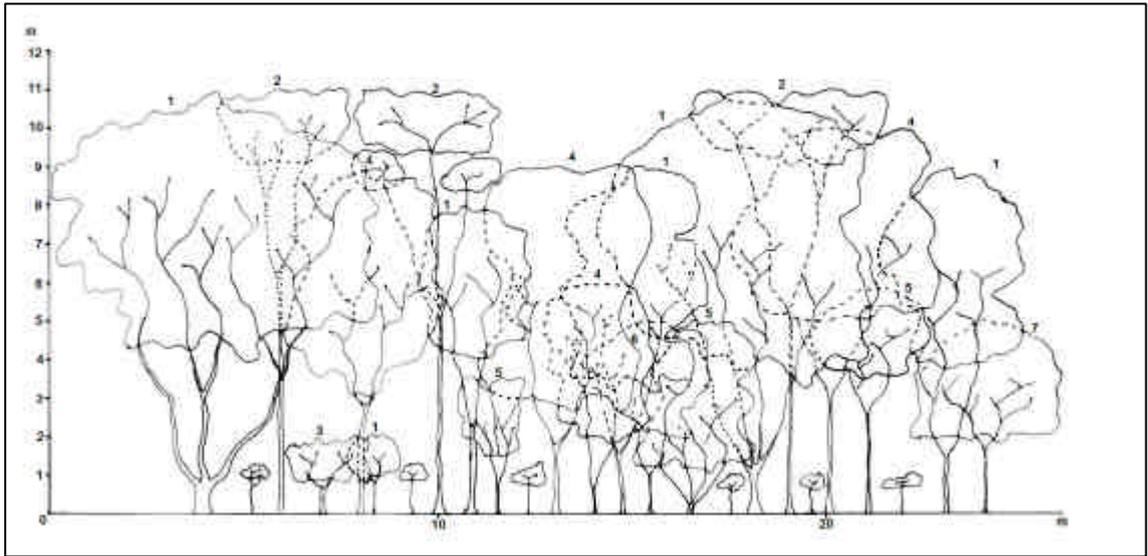


Figura 24: Perfil esquemático da área H (9 anos). 1=.; 2=*Cecropia pachystachya*; 3=*Luehea candicans*; 4=*Guazuma ulmifolia*; 5=*Parapiptadenia rigida*; 6=*Tabebuia roseo-alba*; 7=*Mabea fistulifera*.

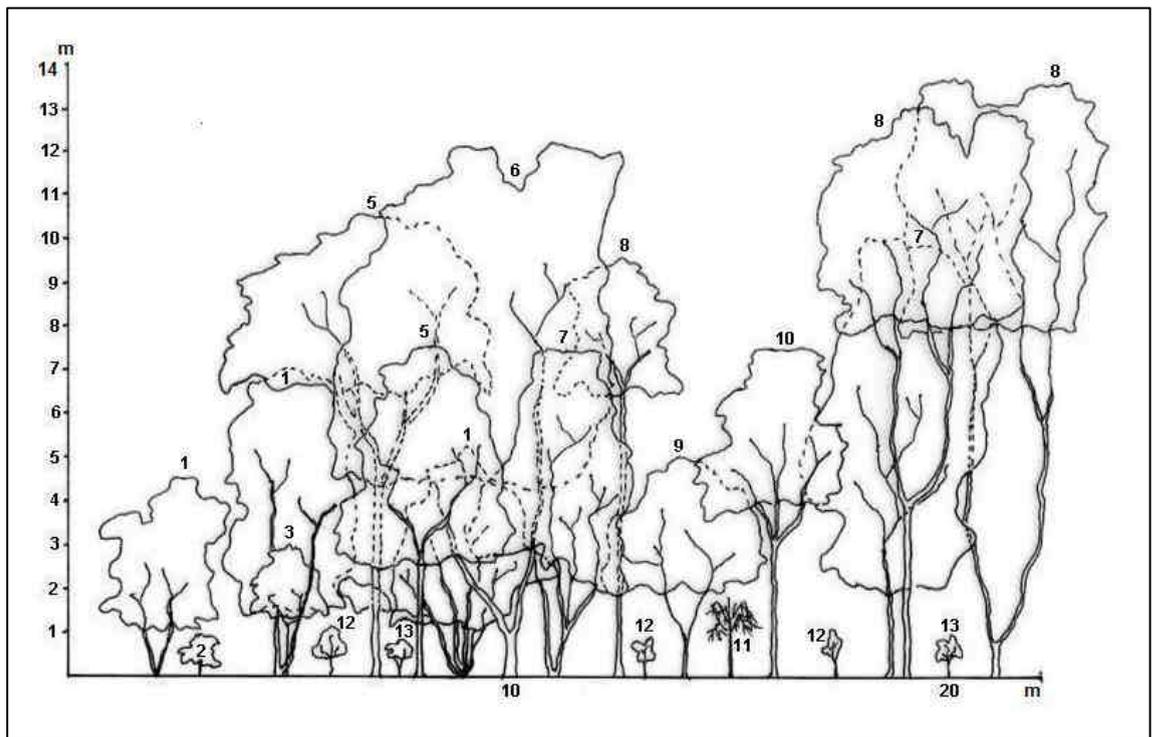


Figura 25: Perfil esquemático da área I (13 anos). 1=*Gallesia integrifolia*; 2=*Eugenia uniflora*; 3=*Myracrodruon urundeuva*; 4=*Centrolobium tomentosum*; 5=*Cariniana legalis*; 6=*Guazuma ulmifolia*; 7=*Maclura tinctoria*; 8=*Peltophorum dubium*; 9=*Schinus terebinthifolius*; 10=*Cedrela fissilis*; 11=*Euterpe edulis*; 12=*Cestrum sp.*; 13=*Psidium guajava*.

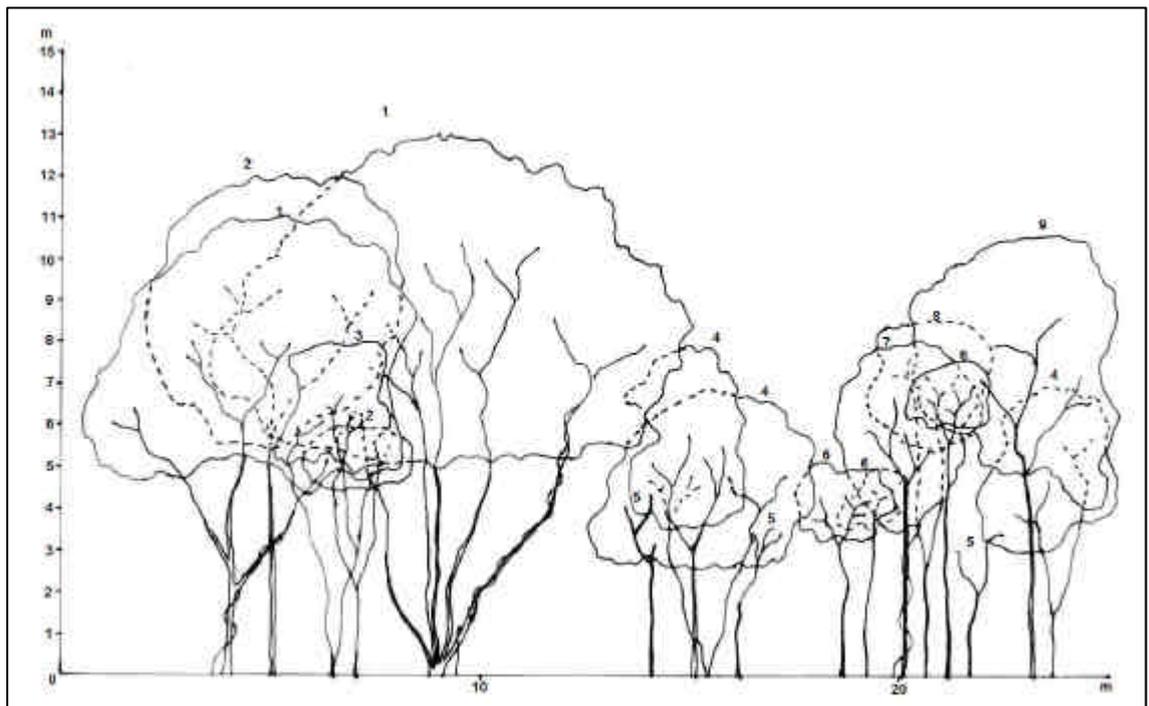


Figura 26: Perfil esquemático da capoeira (23 anos). 1=*Parapiptadenia rigida*; 2=*Peltophorum dubium*; 3=*Luehea candicans*; 4=*Casearia silvestris*; 5= Morta; 6=*Schinus terebinthifolius*; 7=*Machaerium paraguarienses*; 8=*Cupania vernalis*; 9=*Machaerium stipitatum*.

3.2. O estrato regenerante dos reflorestamentos e da capoeira

O estudo da regeneração natural ocorrente sob o dossel dos reflorestamentos constitui-se em importante parâmetro da evolução da comunidade em restauração. Pode indicar a recuperação do substrato (PARROTA et al., 1997), a eliminação das ervas invasoras (CABIN et al., 2002), a eficiência da cobertura formada pelas árvores plantadas na criação de habitat favorável à colonização por novas espécies (KABAKOFF e CHAZDON, 1996; GUILHERME, 2000), a intensidade e qualidade das interações flora-fauna na área em restauração (WUNDERLE JR., 1997; REIS et al., 1999; ROBINSON e HANDEL, 1993) e a conectividade da paisagem (METZGER, 1999).

A Tabela 18 mostra as características da regeneração para as 10 áreas analisadas neste estudo e duas outras, estudadas por Souza (2000) e Silveira (2001). Pode-se observar que os plantios mais novos (até três anos) não apresentaram regeneração natural. Os estudos existentes mostram uma provável correlação entre a idade do reflorestamento e a densidade e riqueza da regeneração.

O estudo realizado por Souza (2000), em três áreas de restauração com diferentes idades, no Pontal do Paranapanema (SP), mostrou densidade nula em área com 6 anos, 3.450 plantas. ha⁻¹ em área com 10 anos e 6500 plantas. ha⁻¹ em reflorestamento de 11 anos. A riqueza observada foi de 16 espécies para as áreas com 10 e 11 anos. Para a autora a idade do reflorestamento e as dificuldades na chegada de propágulos são determinantes no desenvolvimento do estrato regenerante.

Siqueira (2002) avaliou, entre outros parâmetros, a regeneração em dois reflorestamentos de restauração de matas ciliares no interior de São Paulo e encontrou, em área com 14 anos de implantação, 10.760 plantas. ha⁻¹, de 15 espécies, e em área com 9 anos, 6.000 plantas. ha⁻¹, de duas espécies. A autora discutiu os resultados frente à riqueza de espécies utilizadas no plantio, ao histórico de perturbação da área e à dominância de uma única espécie na área mais nova, mas também considerou que a idade foi fator importante para a diferença dos resultados observados entre as duas áreas.

Reflorestamentos heterogêneos de restauração com 46, nove e seis anos de idade foram estudados por Sorreano (2002) e a densidade de plantas em regeneração encontrada foi, respectivamente, de 47.000, 30.500 e 17.500 plantas. ha⁻¹. A riqueza observada variou em 25, 25 e 19 espécies para cada uma das áreas.

Nos reflorestamentos analisados no presente estudo, com idades de 7, 9 e 13 anos, foram encontrados indivíduos em regeneração com densidade e riqueza expressos na Tabela 18. Na mesma tabela também pode-se observar os resultados obtidos por Souza (2000) e Silveira (2001) em reflorestamentos de restauração na mesma região deste estudo.

Para propiciar a análise dos resultados da regeneração foram calculadas as correlações entre a riqueza e a densidade da regeneração e parâmetros dos reflorestamentos e da paisagem (no caso a distância até o fragmento mais próximo). As correlações podem ser observadas na Tabela 19.

Foram observadas correlações expressivas somente entre a densidade da regeneração e a distância do fragmento mais próximo ($r = -0,6167$) e a idade do reflorestamento ($r = -0,5860$). Este último valor foi claramente influenciado pela densidade encontrada na área G, com 7 anos de idade e densidade de regeneração de 20400 plantas. ha⁻¹, superior a todas as outras áreas.

A Tabela 25 mostra, para os reflorestamentos, a predominância da ocorrência das plantas dispersas por animais (zoocoria), tanto no que se refere ao número de espécies quanto à densidade de plantas. Este fato, somado aos baixos valores de similaridade entre o estrato arbóreo e o regenerante, variando entre 17,1 a 27,9% (Tabela 18), pode refletir tanto que as espécies plantadas, em sua maioria, ainda não atingiram maturidade reprodutiva, quanto que o conjunto de espécies plantadas e a configuração da paisagem tornam as áreas em restauração atrativas à fauna.

Duas outras constatações para a capoeira são importantes: além de se observar diversidade na regeneração maior que todas as outras áreas, a similaridade entre estratos arbóreo e regenerante só é superior àquela encontrada em uma das áreas de reflorestamento (área G); além disso, na capoeira, conforme a Tabela 24, a densidade da regeneração de espécies zoocóricas (53,0%) não é tão diferente das anemocóricas (42,5%). Neste caso, considerando que provavelmente a maior parte de suas espécies do estrato arbóreo, que não são zoocóricas, já atingiram a maturidade, pode-se dizer que a chegada de espécies zoocóricas de outros fragmentos é menos expressiva, devido ao fato de não haver significativa oferta de frutos à fauna.

Estas últimas constatações remetem à importância da atração de aves para dispersão de sementes e conseqüente recuperação de áreas degradadas, que é muito bem documentada (McCLANAHAN e WOLFE, 1993; WUNDERLE JR, 1997; ROBINSON

e HANDEL, 1993; HOWE, 1986; MORELLATO e LEITÃO FILHO, 1992; REIS, 1995 e REIS et al., 1999).

A área H apresenta valores de densidade, riqueza e similaridade entre a regeneração e o estrato arbóreo superiores à sequência esperada entre os reflorestamentos em função de sua idade. Uma provável explicação seria o fato de estar localizada ao lado de um pequeno açude abandonado, onde se observou, durante os levantamentos de campo, várias espécies de aves e, provavelmente, a disponibilidade destes dispersores seja o elemento que influenciou os resultados. Esta, inclusive seria a explicação para a correlação negativa (Tabela 19) encontrada entre a idade do reflorestamento e a densidade da regeneração, que contraria a literatura.

Estes fatos permitem concluir que o planejamento do reflorestamento de restauração não precisa, necessariamente, prever grande riqueza em espécies, mas é importante que preveja alta densidade de espécies atraentes à fauna.

Os maiores valores de diversidade e densidade de regeneração, bem como a baixa similaridade da regeneração com o estrato arbóreo na capoeira devem ser creditados à sua idade, bem superior aos reflorestamentos.

A Tabela 20 apresenta os valores de similaridade obtidos entre os reflorestamentos, a capoeira e a mata madura. Pode-se observar que os valores para a similaridade com a mata madura são sempre muito baixos, variando de 3,9 a 8,7% para os reflorestamentos e correspondendo a 12,5% para a capoeira. Também é notável que a similaridade com a mata madura, quando calculada apenas para o estrato arbóreo, é menor do que se calculada considerando a regeneração natural, tanto nos reflorestamentos mais velhos quanto na capoeira. Pode-se concluir que os reflorestamentos promovem a regeneração natural, fazendo com que as áreas em restauração se aproximem, em composição florística, da mata ciliar original.

Os valores de similaridade com a mata madura, considerando somente o estrato arbóreo, nem sempre são mais baixos nos plantios do que na capoeira (caso das áreas A, D e G). A capoeira tem maior similaridade com a mata madura devido às espécies do estrato regenerante e, certamente sua idade, superior à de todos os reflorestamentos, tem importante influência neste resultado.

Pulitano (2003) analisou, em Cândido Mota, SP, na mesma região deste estudo e sem grandes variações na paisagem, dois reflorestamentos de restauração: o mais novo, com 18 anos de idade apresentou regeneração com densidade de 16.910 plantas. ha⁻¹ e 66 espécies e para a área mais antiga, com 28 anos, foram encontradas 22.490 plantas.

ha⁻¹, de 49 espécies. Neste caso (PULITANO, 2003) os valores de similaridade dos reflorestamentos com a mata madura estudada por Durigan e Leitão Filho (1995) foram, respectivamente 20 % e 14%.

Como pode ser observado na Tabela 21, as espécies com maior densidade no estrato regenerante da área G não são arbóreas. *Cestrum calycinum*, *Psychotria carthagenensis* e *Piper mollicomum* totalizam 75,48% dos indivíduos da regeneração. Nas áreas H e I (Tabelas 21 e 22) podem ser observadas densidades concentradas em poucas espécies, o que certamente condicionou os baixos índices de diversidade encontrados (vide Tabela 17). A predominância de poucas espécies não indica, por si só, que os reflorestamentos tenham a tendência de transformar-se em comunidades muito simplificadas. Com o passar do tempo, com o crescimento diferenciado das árvores e a mortalidade daquelas de menor longevidade, espera-se que haja a formação de diferentes micro-habitats e conseqüente diversificação da comunidade vegetal.

Os dados apresentados permitem concluir que os plantios de restauração apresentam tendência de enriquecimento em espécies, chegando próximo aos valores da capoeira, dentro de mais alguns anos. Com relação à baixa correlação observada na Tabela 19, entre idade do reflorestamento e riqueza do estrato regenerante ($r = 0,2821$), deve-se considerar que tal valor foi obtido para os reflorestamentos que possuem idade variando entre 7 e 13 anos e que a riqueza da regeneração pode apresentar aumento exponencial à medida que ocorrer a formação de micro-habitats, através do crescimento diferenciado das árvores plantadas, da mortalidade daquelas de baixa longevidade, bem como da ampliação das interrelações com a fauna através da entrada de todas as espécies plantadas em fase reprodutiva e da chegada de espécies não plantadas.

Tabela 18 : Características do estrato regenerante para 11 áreas de restauração de matas ciliares e uma capoeira no Vale do Paranapanema, SP.

	Área A	Área B	Área C	Área D	Área E	Área F	Área G	Área H	Rosana (1)	Canaçu (2)	Área I	Capoeira
Idade (anos)	1	1	1	3	3	3	7	9	9	11	13	23
Densidade (pl/ha)	0	0	0	0	0	0	20400	7500	3448	9700	4015	18100
Riqueza	0	0	0	0	0	0	21	17	10	25	26	23
Diversidade (H')	0	0	0	0	0	0	1,69	1,84	-	2,09	1,79	2,45
Similaridade com estrato arbóreo (%)	0	0	0	0	0	0	17,1	25,8	27,9	27,5	22,2	18,2
Distância fragmento mais próximo (m)	1050	1700	2050	1800	700	2350	2750	3300	2300	300	3850	1300

(1) SOUZA (2000)

(2) SILVEIRA (2001)

Tabela 19: Correlações (r) entre o estrato regenerante, estrato arbóreo e a distância do fragmento mais próximo, para três reflorestamentos de restauração de matas ciliares com idades de 7, 9 e 13 anos no Médio Vale do Paranapanema – SP.

	Distância fragmento mais próximo	Idade do reflorestamento	Riqueza do estrato arbóreo	Densidade do estrato arbóreo	Cobertura de copas
Densidade da regeneração	-0.6167*	-0.5860*	-0.0487	0.0861	-0.3598
Riqueza da regeneração	0.2194	0.2821	0.0622	-0.1288	-0.0678

* = correlação significativa a 1% de probabilidade

Tabela 20: Similaridade obtida pelo Índice de Jaccard entre nove áreas de mata ciliar sob restauração, uma mata ciliar em sucessão secundária natural e uma mata ciliar madura, no Médio Vale do Paranapanema – SP

	Área A	Área B	Área C	Área D	Área E	Área F	Área G	Área H	Área I	Capoeira
Estrato arbóreo x estrato arbóreo da capoeira (%)	14,3	12,5	7,7	7,5	3,7	4,6	13,5	8,6	7,1	-
Estrato arbóreo x estratos arbóreo e regenerante da capoeira (%)	14,5	7,7	5,5	9,1	4,9	3,4	14,0	12,8	13,2	-
Estrato arbóreo x estrato arbóreo da mata madura (%) *	8,7	3,9	6,7	7,9	2,6	5,4	8,0	2,3	5,4	7,7
Estratos arbóreo e regenerante x estrato arbóreo e regenerante da capoeira (%)	14,5	7,7	5,5	9,1	4,9	3,4	16,4	13,0	12,9	-
Estratos arbóreo e regenerante x estrato arbóreo da mata madura (%)*	8,7	3,9	6,7	7,9	2,6	5,4	8,0	4,2	8,1	12,5

* Dados referentes à mata madura extraídos de DURIGAN e LEITÃO FILHO (1995)

Tabela 21: Caracterização do estrato regenerante sob reflorestamento de restauração de mata ciliar com sete anos (Área G), no município de Tarumã, SP. DR = densidade relativa; A = anemocórica; B = barocórica; Z = zoocórica; indet. = indeterminada.

Espécie	Dispersão	DR (%)
<i>Cestrum calycinum</i> Willd.	Z	59.31
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	Z	8.33
<i>Piper mollicomum</i> Kunth.	Z	7.84
<i>Celtis iguanae</i> (Jacq.) Sargent.	Z	4.41
<i>Lantana camara</i> L.	Z	3.92
<i>Cestrum sendtnerianum</i> Mart. ex Sendt.	Z	2.94
<i>Zanthoxylum chiloperone</i> Mart. ex Engl.	Z	2.45
<i>Cytharexylum myrianthum</i> Cham.	Z	1.96
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC	A	1.47
<i>Croton urucurana</i> Baill.	B	0.98
<i>Luehea candicans</i> Mart.	B	0.98
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Z	0.98
<i>Annona cacans</i> Warm.	Z	0.49
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	Z	0.49
<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.	Z	0.49
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	A	0.49
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	A	0.49
<i>Psidium guajava</i> L.	Z	0.49
<i>Solanum variabile</i> Mat.	Z	0.49
<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud.	Z	0.49
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	Z	0.49

Tabela 22: Caracterização do estrato regenerante sob reflorestamento de restauração de mata ciliar com nove anos (Área H), no município de Tarumã, SP. DR = densidade relativa; A = anemocórica; B = barocórica; Z = zoocórica; indet. = indeterminada.

Espécie	Dispersão	DR (%)
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	B	48.00
<i>Inga uruguensis</i> Hook. e Arn.	Z	18.67
<i>Psidium guajava</i> L.	Z	8.00
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Z	6.67
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Z	2.67
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Z	1.33
<i>Cestrum calycinum</i> Willd.	Z	1.33
<i>Croton urucurana</i> Baill.	B	1.33
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	B	1.33
<i>Lantana trifolia</i> L.	Z	1.33
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassler	A	1.33
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	Z	1.33
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Z	1.33
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	A	1.33
<i>Pinus elliotti</i> Engel	Z	1.33
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Z	1.33
<i>Trichilia clausenii</i> C. DC.	Z	1.33

Tabela 23: Caracterização do estrato regenerante sob reflorestamento de restauração de mata ciliar com 13 anos (Área I), no município de Tarumã, SP. DR = densidade relativa; A = anemocórica; B = barocórica; Z = zoocórica; indet. = indeterminada.

Espécie	Dispersão	DR (%)
<i>Cestrum calycinum</i> Willd.	Z	48.47
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Z	21.84
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Z	7.47
<i>Centrolobium tomentosum</i> Guill. ex Benth.	A	4.02
<i>Sapium haematospermum</i> (Müll. Arg.) Hub.	Z	3.64
<i>Cestrum sendtnerianum</i> Mart. ex Sendt.	Z	3.64
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	A	1.92
<i>Psidium guajava</i> L.	Z	1.34
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Z	0.96
<i>Solanum granuloso-leprosum</i> Dun.	Z	0.77
<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud.	Z	0.77
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Z	0.57
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	A	0.57
<i>Lantana trifolia</i> L.	Z	0.57
<i>Palicourea</i> sp.	indet.	0.57
<i>Chorisia speciosa</i> A.St.-Hil.	A	0.38
<i>Croton urucurana</i> Baill.	B	0.38
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Z	0.38
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	Z	0.38
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. e Arn.) Radlk.	Z	0.19
<i>Eriobotrya japonica</i> Lindl.	Z	0.19
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	B	0.19
<i>Lantana camara</i> L.	Z	0.19
Morfo espécie 1	indet.	0.19
<i>Tabebuia heptaphylla</i> Vell. Toledo	A	0.19
<i>Xylosma pseudosalzmanii</i> Sleumer	Z	0.19

Tabela 24: Caracterização do estrato regenerante em floresta secundária (capoeira) com 23 anos, no município de Tarumã, SP. DR = densidade relativa; A = anemocórica; B = barocórica; Z = zoocórica; indet. = indeterminada.

Espécie	Dispersão	DR (%)
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassler	A	32.60
<i>Cestrum calycinum</i> Willd.	Z	12.15
<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud.	Z	9.94
<i>Piper aduncum</i> L.	Z	6.08
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Z	4.42
<i>Bauhinia longifolia</i> Steud	B	3.87
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Z	3.87
<i>Machaerium paraguariense</i> Hassler	A	3.87
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Z	3.31
<i>Solanum americanum</i> Mill.	Z	3.31
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Camb.) Berg.	Z	2.76
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Z	2.76
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	A	2.21
<i>Petraea volubilis</i> Vell.	A	2.21
<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	Z	1.66
<i>Sequiera floribunda</i> Benth	A	1.10
<i>Acacia paniculata</i> Willd.	B	0.55
<i>Bougainvillea glabra</i> Choisy	A	0.55
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. e Eichl.) Engl.	Z	0.55
<i>Eriobotrya japonica</i> Lindl.	Z	0.55
<i>Hybanthus atropurpureus</i> Taub.	Z	0.55
<i>Piper amalago</i> (Jacq.) Yunker	Z	0.55
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	Z	0.55

Tabela 25: Características da forma de dispersão das plantas do estrato regenerante sob reflorestamentos de restauração de mata ciliar e em floresta secundária no município de Tarumã, SP.

	Dispersão	Área G	Área H	Área I	Capoeira
Espécies	Anemocórica	14,3%	11,8%	19,2%	26,1%
	Barocórica	9,5%	17,6%	7,7%	8,7%
	Zoocórica	76,2%	70,6%	65,4%	65,2%
	Indeterminada	0,0%	0,0%	7,7%	0,0%
Densidade	Anemocórica	2,4%	2,7%	7,1%	42,5%
	Barocórica	2,0%	50,7%	0,6%	4,4%
	Zoocórica	95,6%	46,6%	91,5%	53,1%
	Indeterminada	0,0%	0,0%	0,8%	0,0%

4 CONCLUSÕES

Os reflorestamentos estudados apresentaram altura média, DAP médio e área basal que, por volta dos sete anos já se mostravam superiores aos valores encontrados em uma capoeira de 23 anos e muito próximos daqueles observados em uma mata ciliar madura. A cobertura de copas nos reflorestamentos aos três anos de idade apresentava-se sem diferenciação estatística da capoeira e, para o reflorestamento com 13 anos, sem diferenciação da mata madura. Para a região dos estudos, o abandono de áreas à regeneração natural não seria estratégia de restauração tecnicamente recomendável pelo baixo desempenho na formação de biomassa e lenta estruturação da floresta em restauração, em comparação com as áreas reflorestadas.

Nenhuma das variáveis dendrométricas apresentou correlação expressiva com a riqueza de espécies plantadas, sendo expressivas as correlações observadas apenas com a idade dos reflorestamentos. Conclui-se que a opção por plantios com baixa densidade (até 1240 plantas. ha⁻¹) e baixa riqueza (até 11 espécies) não interfere no desempenho do reflorestamento, em termos de formação de biomassa. O número de espécies mais adequado para plantio deverá ser definido em função da flora local, das restrições da área a restaurar, da expectativa da evolução da comunidade - principalmente pela regeneração natural e visando a agregação de benefícios ambientais à restauração, tais como a conservação de solos e água e conservação biológica, através do plantio de espécies raras ou ameaçadas de extinção.

As espécies com melhor crescimento em altura e diâmetro de copa, nas condições deste estudo, foram:

Nos plantios de um ano de idade: *Guazuma ulmifolia*, *Croton urucurana*, *Cordia superba*, *Enterolobium contortisiliquium*, *Cytharexylum myrianthum* e *Heliocarpus americanus*.

Nos plantios de três anos de idade: *Acacia polyphylla*, *Guazuma ulmifolia*, *Cytherexylum myrianthum*, *Croton floribundus*, *Cordia superba*, *Enterolobium contortisiliquium* e *Anadenanthera macrocarpa*.

Os resultados, em termos de crescimento das árvores nos reflorestamentos, podem ser manipulados através da escolha das espécies e da densidade diferenciada entre os grupos sucessionais.

A estrutura vertical dos reflorestamentos apresentou-se, até os 13 anos de idade, influenciada pela composição do plantio, refletindo a importância dos grupos sucessionais. As espécies pioneiras e secundárias iniciais dominam o dossel e constituem-se nas espécies emergentes.

A distribuição de frequência de DAP nos reflorestamentos é diferente da encontrada em florestas em sucessão natural, tendendo à distribuição normal leptocúrtica e não à distribuição exponencial negativa (“J invertido”).

A regeneração natural ocorre somente nos reflorestamentos com idade de sete anos ou mais e sua densidade mostrou-se correlacionada à idade do reflorestamento e à distância até o fragmento natural mais próximo, não tendo sido encontrada correlação significativa com a riqueza ou densidade do plantio. A riqueza da regeneração apresentou baixos coeficientes de correlação com todas as variáveis analisadas.

Entre as plantas do estrato regenerante predominam as de síndrome de dispersão zoocórica e a utilização de espécies atrativas à fauna nos reflorestamentos de restauração pode contribuir para o aumento na densidade e riqueza da regeneração.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMANKAY INSTITUTO DE ESTUDOS E PESQUISAS. (1999). *Support – Guia de financiadores*. São Paulo: Amankay, 126p.

ART, H.W. (ed.) (2001). *Dicionário de Ecologia e ciências ambientais*. 2. ed. São Paulo: Editora UNESP: Companhia Melhoramentos. 583 p.

ASPERTI, L.M. (2001). *Monitoramento e avaliação de um repovoamento florestal implantado com espécies nativas no entorno de uma várzea em Santa Cruz das Palmeiras (SP)*. 84p. Dissertação (Mestrado), Universidade de Guarulhos, Guarulhos. 2001.

AWETO, A.O. (1981). Secondary succession and soil fertility restoration in Southwestern Nigeria. I. Succession. *Journal of Ecology*, (69):601-607.

BARBOSA, L.M. (1993). Vegetação ciliar: Conceitos e informações práticas para conhecer e recuperar trechos degradados. *Caderno de Pesquisa – Série Botânica*, Santa Cruz do Sul – FISC, 5(1):3-36.

BARBOSA, L.M. (2000). Considerações gerais e modelos de recuperação de formações ciliares In: RODRIGUES,R.R.; LEITÃO – FILHO,H.F., ed. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: Editora Universidade de São Paulo/Fapesp, p.289-312.

BARBOSA, L. M. (coord.) (2001). *Modelos de repovoamento vegetal para proteção de recursos hídricos em áreas degradadas dos diversos biomas no Estado de São Paulo*. São Paulo. 185 p. (Relatório de atividades – Fase I – Processo FAPESP 00/02020-9).

BARBOSA, L.M. et al. (1993). *Desenvolvimento e Implantação de Modelos Alternativos de Recomposição Vegetal com Espécies Nativas na Fazenda São Carlos – Santa Cruz das Palmeiras – SP*, Instituto de Botânica/SMA, São Paulo, 90p.

- BARRELA, W. et al. (2000). As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO – FILHO, H.F., ed. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: Editora Universidade de São Paulo/Fapesp. p.187-207.
- BAZZAZ, F.A. e PICKETT, S.T.A. (1980). Physiological ecology of tropical succession a comparative review. *Annual review of ecology and systematics*. 11:287-310.
- BOGNOLA, I. A. et al. (1990). *Levantamento pedológico semidetalhado da região de governo de Assis*. Escala 1:50.000. Convênio IAC/CIERGA/IGC.
- BOTELHO, S.A. et al. (1995) *Implantação de Mata Ciliar: Companhia Energética de Minas Gerais*. Belo Horizonte: CEMIG, Lavras, UFLA,. 28p.
- BROWN, N. (1995). Rehabilitation of natural forests in the umid tropics. In: BARKER, D.H. (ed.). *Vegetation and slopes: stabilization, protection and ecology*. London, Thomas Telford. P. 152-160.
- BROWN JR., K. (2000) Insetos indicadores da história, composição, diversidade e integridade de matas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO – FILHO, H.F., ed. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: Editora Universidade de São Paulo/Fapesp, p.223-232.
- BUDOWSKI, G. (1965). Distribution of tropical American rain forest in the light of successional processes. *Turrialba*, v 15, p. 40-42.
- BUDOWSKI, G. (1970). The distribution between old secondary and climax species in tropical Central American lowland forest. *Tropical Ecology*. 11:44-8.
- CABIN, J.C.et al. (2002). Effects of microsite, water, weeding, and direct seeding on the regeneration of native and alien species within a Hawaiian dry forest preserv. *Biological Conservation*, v.104, p.101-190.
- CATHARINO, E.L.M. (1989). Florística de matas ciliares. In: BARBOSA, L.M. (coord.) SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR, 1989, São Paulo, SP. Anais. Campinas: Fundação Cargill, p.61-70.
- CALEGÁRIO, N. (1993). *Parâmetros florísticos e fitssociológicos da regeneração natural de espécies arbóreas nativas no subosque de povoamentos de Eucalyptus, no município de Belo Oriente-MG*. 1993. 114f. (Dissertação Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 1993.

- CAMARGO, S.L.; LOMBARDI, J.A. (1996). Composição da vegetação natural sob plantio de *Eucalyptus grandis* (Hill.) Maiden, em Dionísio (MG), região do Médio Rio Doce. In: Simpósio Internacional sobre Ecossistemas Florestais, 4, Belo Horizonte (MG), 1996. *Anais...* p. 353-354.
- CORREA, M.P. (1984). Dicionário das plantas úteis do Brasil e das exóticas cultivadas. Rio de Janeiro: Imprensa Nacional 6 v.
- CORREA, R.S. e CARDOSO, E.S. (1998). Espécies testadas na revegetação de áreas degradadas. In: CORREA, R.S.; MELO FILHO, B. (orgs.) *Ecologia e recuperação de áreas degradadas no cerrado*. Brasília: Paralelo 15. p. 101-116.
- CORREA, R.S. e MELO FILHO, B. (1998). Ecologia da regeneração em áreas escavadas. In: CORREA, R.S.; MELO FILHO, B. (orgs.) *Ecologia e recuperação de áreas degradadas no cerrado*. Brasília: Paralelo 15. p. 65-100.
- CRESTANA, M.S.M.; TOLEDO FILHO, D.V.; CAMPOS, J.B. (1993). Florestas – Sistemas de recuperação com essências nativas. Campinas: CATI, 60p.
- DENSLOW, J.S. (1980). Gap portioning among tropical rain forest trees. *Biotropica* v.12, p.47-55.
- DURIGAN, G.; NOGUEIRA, J.C.B. (1990). Recomposição de matas ciliares. *Boletim do Instituto Florestal*. São Paulo. 14p.
- DURIGAN, G.; LEITÃO FILHO, H.F. (1995). Florística e fitossociologia de matas ciliares do oeste paulista. *Rev. Inst. Flor.* , v.7, n. 2, p. 197-239.
- DURIGAN, G.; FRANCO, G.D.C.; SAITO, M.; BAITELLO, J.B. (2000). Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica de Caetetus, Gália, SP. *Revta. Brasil. Bot.* , São Paulo, v. 23, n. 4, p. 369-381.
- FERRETI, A.R.; KAGEYAMA, P.Y.; ARBOCZ, G.F.; SANTOS, J.D.; BARROS, M.I.A.; LORZA, R.F.; OLIVEIRA, C. (1995). Classificação das espécies arbóreas em grupos ecológicos para revegetação com nativas no Estado de São Paulo. *Florestar Estatístico*, v.3, n. 7, p.73-77, mar/jun.
- FINNEGAN, B. (1996). Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. *Tree*, v. 11, n. 3. P.119-124.

- FUNDAÇÃO FLORESTAL; FUNDO FLORESTAR. (1993). Suporte à produção. *Florestar Estatístico*, v. 1, n.3.:19-32.
- GISLER, C.V.T. (2000). *Estrutura e função de matas ciliares remanescente e implantada em Santa Cruz das Palmeiras, SP*. 167 p. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2000.
- GOMEZ-POMPA, A. (1974). A recovery of tropical ecosystems. In: FARNWORTH, G. *Fragile ecosystems*. New York: Spring-Verlag. p. 113-138
- GOMEZ-POMPA, A.; BURLEY F.W. (1991). The management of natural tropical forests. In: *Rain forest regeneration and management*. GOMEZ-POMPA, A ; WHITMORE, T.C.; HADLEY, M. (eds.). Paris: UNESCO,. p3-18. (Man and Biosphere Series: 6).
- GONÇALVES, J.L.M. et al (1992). Produção de biomassa e sistema radicular de espécies de diferentes estágios sucessionais. *Revista do Instituto Florestal*, São Paulo, v. 4, edição especial, p. 363-367. Apresentado ao 2. Congresso Nacional sobre Essências Nativas, São Paulo, 1992.
- GREIG-SMITH, P. (1964). *Quantitative plant ecology*. 2nd. London: Butterwoods. 256p.
- GUARIGATA, M.R. et al (1997). Structure and floristics of secondary and old-growth forest stands in lowland Costa Rica. *Plant Ecology*, v 128, p. 1-14.
- GUARIGUATA. M.R.; OSTERTAG, R. (2001). Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*, v. 148, p.185-205.
- GUILHERME, F.A.G. (2000). Efeitos da Cobertura de dossel na densidade e estatura de gramíneas e da regeneração natural de plantas lenhosas em mata de galeria, Brasília, DF. *Cerne*, v. 6, n. 1, p60-66.
- HARTSHORN, G.S. (1980). Neotropical forest dynamics. *Biotropica* v. 12, n. 2 (supl.). p. 23-30.
- HOWE, H.F. (1986). Seed dispersal by fruit-eating birds e mamals. In MURRAY, D.R. (ed): *Seed dispersal*. New York: Academic Press, p. 123-183.

- HUSTON, M.A. (1994). Biological diversity – The coexistence of species on changing landscapes. Cambridge: Cambridge University Press. 681 p.
- IZQUIERDO, E.G.; RONDON NETO, R.M. (1996). Fitossociologia da regeneração natural em povoamentos de *Eucalyptus camaldulensis* Denhn. com idades diferentes. In: Simpósio Internacional sobre ecossistemas florestais, 4, Belo Horizonte (MG). *Anais...* p.219-291.
- JARDIM, F.C.S.; VOLPATO, M.M.L.; SOUZA, A.L. (1993). Dinâmica de sucessão natural em clareiras de florestas tropicais. Viçosa: SIF. 60 p (Documentos SIF, 010).
- JOLY, C.A.; SPIGOLON, J.R.; LIEBERG, S. (1995). Projeto Jacaré Pepira V - O uso de espécies nativas para a recomposição de matas ciliares. In: XLVI CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA. 22 a 27/jan de 1995. *Anais...*Ribeirão Preto: FFCLRP/USP, p. 320-321.
- JOLY, C.A. et al. (2000). Projeto Jacaré Pepira - O desenvolvimento de um modelo de recomposição de mata ciliar com base na florística regional. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (eds.) *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: Editora Universidade de São Paulo/Fapesp, p271 – 287.
- KABAKOFF, R.P.; CHAZDON, R.L. (1996). Effects of canopy species dominance on understory light availability in low-elevation secondary forest stands in Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology*, v. 12, p.779-788.
- KAGEYAMA, P.Y.; CASTRO, C.F.; CARPANEZZI, A.A. (1989). Implantação de matas ciliares: estratégias para auxiliar a sucessão secundária. In: SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR. São Paulo, 1989. *Anais...*Campinas: Fundação Cargill. p 130-143.
- KAGEYAMA, P.Y.; BIELLA, L.C.; PALERMO JR., A. (1990). Plantações mistas com espécies nativas com fins de proteção a reservatórios. In: CONGRESSO FLORESTAL ESTADUAL DO RIO GRANDE DO SUL, 6, v.2, p.265-278.
- KAGEYAMA et al. (1992). Consórcio de espécies nativas de diferentes grupos sucessionais em Teodoro Sampaio, SP. *Ver. Inst. Flor.*, v.4, n.2, p.527-533.
- KAGEYAMA et al. (1994). Revegetação de áreas degradadas: modelos de consorciação de alta diversidade. In: I SIMPÓSIO SUL-AMERICANO E II SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, Foz do Iguaçu. *Anais...* Curitiba: FUPEF, p.569-576.

- KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B. (2000). Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO – FILHO, H.F., ed. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: Editora Universidade de São Paulo/Fapesp, p.249-270.
- KENNARD, D.K. (2002). Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. *Journal of Tropical Ecology*, v. 18, p. 53-66.
- KRONKA, J.F.N. et al. (2003). Inventário da vegetação natural do Estado de São Paulo. São Paulo: [s.n]. No prelo.
- LIMA, W.P.; ZAKIA, M.J.B. (2000). Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO – FILHO, H.F., ed. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: Editora Universidade de São Paulo/Fapesp, p.33-44.
- LORENZI, H. (1992). *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. Nova Odessa: Plantarum. 352 p.
- LORENZI, H. (1998). *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil – Volume 2*. Nova Odessa: Plantarum. 352 p.
- LUGO, A.E. (1980). Mangrove ecosystems: successional or steady-state? *Biotropica* v. 12, n. 2 (supl.), p. 65-72.
- LUGO, A.E. (1992) Tree plantation for rehabilitating damaged forest lands in the tropics. In: WALI, M.K. (ed.) *Ecosystem rehabilitation: ecosystem analysis and synthesis*. Vol.2. Netherlands, the Hague. P. 247 – 255.
- MACEDO, A.C. (1993). *Revegetação: matas ciliares e de proteção ambiental*. São Paulo: Fundação Florestal/SMA, 27p.
- MAGURRAN, A.E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Princeton: Princeton University Press. 179p.
- MARINHO-FILHO, J; GASTAL, M.L. (2000) Mamíferos das matas ciliares dos cerrados do Brasil Central. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO – FILHO, H.F., ed. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: Editora Universidade de São Paulo/Fapesp, p.209-222.

- McCLANAHAN, T.R.; WOLFE, R.W. (1993). Accelerating forest succession in a fragmented landscape: the role of birds and perches. *Conservation Biology*, v. 7, n. 2, p279-288.
- METZGER, J.P. (1999). Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 71 (3-I): 445-463.
- MORELLATO, L.P.; LEITÃO FILHO, H.F. (1992). Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. In: MORELLATO, L.P. (COORD.) *História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma floresta no Sudeste do Brasil*. São Paulo: Editora da UNICAMP/FAPESP, p. 112-141.
- MOURA, L.C. (1998). *Um estudo de estrutura de comunidades em fitocenose originárias da exploração e abandono de plantios de eucalipto, localizadas no Horto Florestal Navarro de Andrade, Rio Claro (SP)*. 1998. 340p. (Tese Doutorado) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 1998.
- PARROTA, J.A.; KNOWLES, O.H.; WUNDERLE JR., J.M. (1997). Development of floristic diversity in 10 year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. *Forest Ecology and Management*, v.99, p.21-42.
- PEET, R.K. (1981). Changes in biomass and production during secondary forest succession. In: WEST, D.C.; SHUGART, H.H.; BOTKIN, D.B. (eds.) *Forest succession – Concepts and application*. New York: Springer-Verlag. p. 324-338.
- PICCOLO, A.L.G. et al. (1972). Contribuição ao estudo das plantas que resistem à sombra do *Eucaliptus alba* Reinw. *Revista Agricultura*, v. 47, n 2, p87-90.
- PULITANO F.M. (2003). *Análise da estrutura e funcionamento de reflorestamento de mata ciliar aos 18 e 28 anos após o plantio, no município de Cândido Mota – SP*. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2003.
- REIS, A. (1995). *Dispersão de sementes de Euterpe Edulis – (Palmae) em uma Floresta Ombrófila Densa Montana da encosta atlântica em Blumenau, SC*. Tese (Doutorado). Universidade de Campinas, Campinas. 1995.
- REIS, A.; ZAMBONIM, R.M.; NAKAZONO, E.M. (1999). Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta animal. *Reserva da Biosfera*, Caderno 14, 42 p.

- REZENDE, A.V. (1998). Importância das matas de galeria: manutenção e recuperação. In: RIBEIRO, J.F. (ed). *Cerrado – matas de galeria*. Planaltina: EMBRAPA. p.1-16.
- RIBEIRO, J.F.; WALTER, B.M.T. (1998). Fitofisionomias do bioma cerrado. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S.P. *Cerrado: ambiente e flora*. Planaltina: Embrapa Cerrados, p.89-1966.
- RICHARDS, P. (1996) *The tropical rain forest – an ecological study*. 2nd. New York: Cambridge. 575 p.
- RISWAN, S.; KARTAWINATA, K. (1990). Regeneration after disturbance in a lowland mixed dipterocarp forest in East Kalimantan, Indonesia. In: GOMEZ – POMPA, A.; WHITMORE, T.C.; HADLEY, M. *Rain forest regeneration and management*. Paris: UNESCO: Parthenon. p. 295 – 301. (Man and Biosphere series, 6).
- R FOUNDATION (2003). The R project for statistical computing. Disponível em <<http://www.r-project.org>>. Acesso em 22 nov.
- ROBINSON, G.R.; HANDEL, S.N. (1993) Forest restoration on a closed landfill: rapid addition of new species by bird dispersal. *Conservation Biology*, v. 7, n. 2, p.271-278.
- RODRIGUES, L.N. (1998) *Estudo de sucessão em floresta estacional semidecidual de encosta íngreme na cuesta de São Pedro/SP*. 1998. 110p. (Dissertação Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 1998.
- RODRIGUES, R.R. (2000). Florestas ciliares? Uma discussão nomenclatural das formações ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO – FILHO, H.F., ed. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: Editora Universidade de São Paulo/Fapesp, p.91-99.
- RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, (2000). Conceitos, tendências e ações para a recuperação de formações ciliares In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO – FILHO, H.F., ed. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: Editora Universidade de São Paulo/Fapesp, p.235-247.
- RODRIGUES, R.R.; NAVE, A.G. (2000). Heterogeneidade florística das matas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO – FILHO, H.F., ed. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: Editora Universidade de São Paulo/Fapesp. p.45-71.

- ROZZA, A.F. (1997). *Florística, fitossociologia e caracterização sucessional em uma floresta estacional semidecidual: Mata da Virgínia, Matão, SP*. 149 p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 1997.
- SALDARRIAGA, J.G.; UHL, C. (1990). Recovery of forest vegetation following slash-and-burn agriculture in the upper Rio Negro. In: GOMEZ –POMPA, A.; WHITMORE, T.C.; HADLEY, M. *Rain forest regeneration and management*. Paris: UNESCO: Parthenon. p. 303 – 312. (Man and Biosphere series, 6)
- SÃO PAULO (Estado) Secretaria do Meio Ambiente (1988). *Mapeamento da vegetação natural do Estado de São Paulo*. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, Escala 1:50.000.
- SÃO PAULO (1998). Resolução do Secretário Estadual do Meio Ambiente número 20, de nove de março de 1998. Diário Oficial do Estado, São Paulo, SP, 10 mar. Seção I, p.23 – 25.
- SÃO PAULO (Estado) Secretaria do Meio Ambiente (1999). *Pontal do Paranapanema – Zoneamento Ecológico – Econômico*. São Paulo. 110 p.
- SAO PAULO (Estado) MINISTÉRIO PÚBLICO (2000). *Legislação Ambiental*. São Paulo: IMES. p. 637 - 638
- SCHLITTER, F.H.M. (1984). *Composição florística e estrutura fitossociológica do subosque de uma plantação de Eucalyptus tereticornis Sm. No município de Rio Claro-SP*. 142 p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- SCOLFORO, J.R.S. (1998). *Biometria Florestal – módulo 3: métodos para classificação de sítios florestais*. Lavras: UFLA/FAEPE. 151 p.
- SILVA, M.C. Jr.; SCARANO, F.R.; CARDEL, F.S. (1995). Regeneration of an Atlantic forest formation in the understorey of a *Eucalyptus grandis* plantation in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, v. 11, p.147-152.
- SILVEIRA, E.R. (2001) *Recuperação da mata ciliar do córrego Tarumã (Tarumã, SP): aspectos ambientais de quatro modelos florestais dez anos após o plantio*. 2001. 82p. (Dissertação Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

- SIQUEIRA, L.P. (2002). *Monitoramento de áreas restauradas no interior do Estado de São Paulo, Brasil*. 116 p. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2002.
- SORREANO, M.C.M. (2002). *Avaliação de aspectos da dinâmica de florestas restauradas com diferentes idades*. 144 p. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2002
- SOUZA, F.M. (2000) *Estrutura e dinâmica do estrato arbóreo e da regeneração natural em áreas restauradas*. 2000. 69f. (Dissertação Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2000.
- STUMPF, K.A. (1993). The estimation of forest vegetation cover using a vertical densitometer. In: *SAF NATIONAL CONVENTION*. Indianapolis.
- UHL, C.; BUSCHBACHER, R.; SERRÃO, E.A. (1988). Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. *Journal of Ecology*, v. 76, p.663-681.
- VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. (1991). *Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal*. Rio de Janeiro: IBGE. 123p.
- VENTURA, V.J. (1996). *Legislação federal sobre meio ambiente*. Taubaté: Vana. 2º ed., 1996. 1148p.
- WALSCHBURGER, T.; VON HILDEBRAND, P. (1990). The first 26 years of forest regeneration in natural and man-made gaps in the colombian amazon. In: GOMEZ – POMPA, A.; WHITMORE, T.C.; HADLEY, M. *Rain forest regeneration and management*. Paris: UNESCO: Parthenon. p. 257 – 263. (Man and Biosphere series, 6)
- WHITMORE, T.C. (1978). Gaps in the forest canopy. In: TOMLINSON, Z. *Tropical trees as living systems*. London: cambridge University Press. p. 639-655.
- WHITMORE, T.C. (1984) *Tropical rainforest of the far east*. 2.ed. Oxford: Oxford Univesity Press. 352p.
- WUNDERLE JR, J.M. (1997). The role of seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management*, v. 99, p.223-235.

CAPÍTULO 2:

DESENVOLVIMENTO DE MÉTODO DE AVALIAÇÃO E MONITORAMENTO DE REFLORESTAMENTOS DE RESTAURAÇÃO DE MATAS CILIARES NA REGIÃO DO MÉDIO PARANAPANEMA.

RESUMO

Muitos esforços de fiscalização e recursos financeiros têm sido destinados para a realização da restauração de matas ciliares, sem que hajam sido estabelecidos procedimentos para avaliação e monitoramento das áreas em restauração. Neste estudo foi realizada a seleção de indicadores que permitam o monitoramento, de forma prática e eficiente, por técnicos envolvidos com a restauração. Seis reflorestamentos de matas ciliares, entre um e três anos de idade na região do Médio Vale do Rio Paranapanema, foram utilizados para análises de estrutura, que foram a base do trabalho. Através de análise de correlação entre os parâmetros de estrutura das florestas em formação e os diferentes métodos de estimativa de cobertura de copas, com o apoio de ampla revisão bibliográfica, foram selecionados indicadores para monitoramento e estruturada matriz de avaliação. Dentre os parâmetros estudados, a cobertura de copas estimada pelo método da interseção na linha mostrou-se o indicador mais adequado para avaliação da evolução estrutural de reflorestamentos de matas ciliares. A definição de indicadores referentes a aspectos de implantação dos reflorestamentos, de sua manutenção e da estrutura da floresta em formação pode ser realizada com bases científicas, possibilitando a montagem de matriz de avaliação e monitoramento da restauração de matas ciliares.

Palavras-chaves: restauração, matas ciliares, cobertura de copas, avaliação, monitoramento.

ABSTRACT

Much inspections efforts and funds have been expended with the aim of restoring riparian forests, in spite of absence of clearly defined procedures to assess the reforested areas. In this study, indicators were selected to be easily and precisely applied to evaluate the efficacy in forest restoration. Six reforested areas ranging from one to three years old, located at the Median Paranapanema Valey, were included in the structural analyses wich supported this study. The assessment matrix was constructed on the basis of: correlation among structural parameters of the planted forest in different ages; distinct methods for measuring crown cover; and literature. From the parameters included in the analysis, crown cover estimated by line interception was considered the best indicator to assess the structural evolution of planted riparian forests. Scientific knowledge can be applied in the stablishment of indicators to be used in assessment and monitoring forest restoration projects.

Key-words: restoration, riparian forests, crown cover, assesment, monitoring.

1. INTRODUÇÃO

As matas ciliares são ecossistemas de extrema importância e para sua restauração já se desenvolveram várias técnicas. Além disso, foram criados instrumentos coercitivos e de incentivo aos plantios para os quais têm sido destinados montantes significativos de recursos públicos e privados. Apesar de todos estes esforços, considerando o longo prazo para estabilização de processos ecológicos envolvendo sistemas florestais, pode-se dizer que mesmo os projetos de recuperação mais antigos ainda devem ser considerados como “áreas teste”, visto que os resultados esperados só serão atingidos no momento em que se puder dizer que o processo sucessional promovido artificialmente foi bem sucedido.

A necessidade de avaliar a eficácia das ações de restauração segue uma tendência mundial. A discussão acerca do desenvolvimento sustentável trouxe a necessidade da avaliação da efetividade dos esforços aplicados na conservação ambiental, sendo portanto fundamental a quantificação e valoração de bens e serviços ambientais, bem como o monitoramento da evolução da qualidade ambiental. A ciência tem dado sua contribuição, entre outras formas, na elaboração de sistemas que permitam o acompanhamento da evolução de processos tanto de degradação, quanto de conservação ambiental.

Destaca-se a utilização de processos que se utilizam de indicadores ecológicos que possibilitam a avaliação e monitoramento das áreas em restauração.

2. OBJETIVOS

Propõem-se, como objetivos deste trabalho:

1. Identificar indicadores estruturais de sucesso de reflorestamentos para restauração de matas ciliares com idade entre um e três anos e
2. Elaborar sistema de monitoramento dos reflorestamentos de restauração que possa ser utilizado por técnicos envolvidos com este tipo de projeto (extensionistas, agentes de fiscalização, financiadores de projetos e outros).

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Métodos de avaliação e monitoramento de processos ambientais têm se pautado pela utilização de indicadores. A palavra indicador vem sendo utilizada nas ciências ambientais com dois conceitos distintos. O primeiro deles refere-se aos chamados indicadores biológicos ou espécies indicadoras. Dajoz (1973) conceitua estas espécies como aquelas que têm exigências ecológicas bem definidas e permitem conhecer ambientes possuidores de características especiais.

Num segundo conceito, indicadores são parâmetros que permitem avaliar atributos de uma área ou processo com o objetivo de comparar tais resultados com resultados anteriores, metas ou objetivos pré-estabelecidos ou, ainda, para comparar áreas ou processos similares; desta forma, é possível avaliar condições do ambiente, monitorar tendências de mudanças ambientais ou mesmo diagnosticar a causa de problemas ambientais. Como exemplo, a quantidade de sedimentos de um determinado curso d'água pode servir como indicador para compará-la a outros rios, ou, havendo um valor de sedimentos referencial, inferir a condição de conservação do sítio em análise, ou, ainda, havendo um conjunto de dados de sedimentos do mesmo rio em períodos distintos, monitorar a evolução da qualidade daquele ambiente.

Segundo Manoliadis (2002), indicadores ecológicos representam uma categorização descritiva de dados ambientais. São freqüentemente baseados em conjuntos separados de informações que refletem o "status" de grandes sistemas ambientais. Para o mesmo autor, um indicador é a medida de distância entre um objetivo ou meta e aspectos de desempenho que devem ser avaliados.

Para Dale e Beyeler (2001), indicadores ecológicos podem ser usados para avaliar condições do ambiente, fornecer sinais de mudanças ambientais ou para diagnosticar a causa de um problema ambiental. Para as autoras, os indicadores precisam captar as complexidades do ecossistema e ainda permanecer simples o suficiente para ser fácil e rotineiramente utilizados, seguindo os seguintes critérios: ser facilmente mensurados, ser sensíveis a estresses no sistema, responder a estresses de maneira previsível, ser preventivos, prever mudanças que podem ser evitadas por

ações de manejo, ser integrativos, ter resposta conhecida a distúrbios e ter baixa variabilidade de resposta.

Noss (1999) afirmou que o desenvolvimento de indicadores é uma área crítica de pesquisa em ecologia florestal, pois, ainda que a fundamentação para a sua seleção esteja razoavelmente bem estabelecida, a maior tarefa remanescente é testar e validar os indicadores.

Analisando a adoção de indicadores para avaliação da biodiversidade e tomada de decisões acerca da conservação de habitats e espécies em áreas públicas e privadas, Eiswert e Haney (2001) consideraram que a confiabilidade dos indicadores adotados depende de atributos como sensibilidade, especificidade e capacidade de predição. Para esses autores o impacto das atividades de conservação sobre um dado indicador pode variar de sítio para sítio e, potencialmente, através do tempo em um mesmo sítio.

Segundo Manoliadis (2002), a seleção de indicadores ecológicos deve: i) estar intimamente ligada aos objetivos do projeto; ii) propiciar a abordagem efetiva do processo; iii) ser definida claramente de forma a evitar confusões na sua aplicação ou interpretação; iv) ser realista e considerar os custos para sua coleta; v) ter alta qualidade e confiabilidade e vi) considerar escala temporal e espacial adequadas.

Dale e Beyeler (2001) apresentaram os problemas mais importantes que dificultam o uso de indicadores como ferramenta de gerenciamento de recursos: i) freqüentemente os programas de monitoramento dependem de um pequeno número de indicadores, que não consideram a complexidade dos sistemas ecológicos; ii) a escolha de indicadores é confusa em programas de manejo que possuem metas e objetivos de longo prazo vagos e, iii) programas de gerenciamento e monitoramento freqüentemente se ressentem de rigor científico por sua incapacidade de usar protocolos definidos para identificação dos indicadores.

A despeito dos problemas inerentes à seleção dos indicadores, são inúmeros os relatos de sua aplicação.

A utilização de indicadores que estimem o efeito de processos que afetem a sustentabilidade do uso da terra é proposta por Kruseman et al. (1997). Os autores sugerem a utilização de indicadores que expressem a evolução de processos ou seu efeito em determinada situação, como, por exemplo, a perda do solo ou de nutrientes por hectare por ano, ou o pH do solo.

Noss (1999) apresentou extensa lista de indicadores para avaliar e monitorar a integridade ecológica de florestas.

O estabelecimento de um conjunto de indicadores para monitoramento de sistemas agroflorestais foi realizado por Daniel (2000). O autor privilegiou indicadores que demandavam observações diretas e entrevistas com os agricultores, pela facilidade de aplicação do método.

Hamill (2001) apresentou sistema de monitoramento da qualidade de florestas particulares no Canadá. O método é aplicável por proprietários rurais e baseado na observação de espécies indicadoras de qualidade da floresta.

A avaliação de programas públicos de conservação em áreas privadas utilizando indicadores ambientais é apresentada por Ribaud et al. (2001).

Mrozek (2001) procedeu à avaliação de unidade de conservação em Ontario, Canadá, utilizando-se de um conjunto de 24 indicadores, agrupados em oito grupos de critérios. A avaliação era realizada através da análise visual de um gráfico onde era possível perceber o quão próximos os valores obtidos na avaliação estavam do ideal estabelecido para cada indicador, sendo então identificados os pontos críticos para formulação de planos de ação específicos.

Stella (2002) testou metodologia para seleção de espécies indicadoras de prioridades de conservação. O autor definiu, através de critérios de pontuação e de algoritmo para classificação, as espécies em ordem de importância para a conservação.

O nível de perturbações de florestas de *Pinus palustris* na Geórgia, Estados Unidos, submetidas à utilização para treinamentos militares, foi avaliado por Dale et al. (2002), através da utilização de indicadores relativos ao sub-bosque. Foram utilizados riqueza e cobertura e os autores consideram que a análise da composição florística através da simples classificação das plantas pela forma de vida, pode simplificar a obtenção dos dados e facilitar a avaliação.

Grove (2002), fundamentado por estudo realizado na Austrália, propõe que a área basal das árvores maiores que 45 centímetros de diâmetro à altura do peito seja utilizada como indicador para monitoramento da integridade de florestas tropicais.

Manoliadis (2002) fundamentou seu sistema de avaliação de projetos de irrigação de zonas áridas na Grécia em relações matemáticas entre: as metas estabelecidas, os piores resultados obtidos e o resultado do projeto em avaliação. Isto demanda a existência de uma série histórica de dados, nem sempre disponível.

A utilização de coleópteros como indicadores de alterações ambientais em savanas australianas foi estudada por McGeoch et al. (2002). Os autores ressaltaram a

importância da verificação do grau de confiabilidade dos indicadores para a avaliação do processo em análise.

Figueiredo-Barros et al. (2002) utilizaram-se de macroinvertebrados bentônicos para avaliar o impacto de mineração de bauxita em um igarapé no estado do Pará. As populações dos bentos utilizados responderam significativamente às alterações nas condições ambientais, sendo essas espécies recomendadas como bioindicadores.

A demanda gerada pela fiscalização, além dos altos custos envolvidos nas ações de recuperação e de restauração de áreas degradadas, fizeram com que os estudos de monitoramento sofressem significativo incremento.

Piña-Rodrigues et al. (2000) relatam a utilização das relações entre grupos ecológicos e síndrome de dispersão de sementes como indicadores do nível de degradação de fragmentos florestais e, conseqüentemente, definidores da estratégia para sua recuperação.

Comunidades de Lepidoptera foram utilizadas por Moraes (2000) para avaliar diferentes técnicas de reflorestamento para a reabilitação de áreas degradadas pela mineração de bauxita em Minas Gerais. Análises estatísticas de agrupamento mostraram que nenhum dos tratamentos mostrou similaridade significativa com a mata nativa, porém o reflorestamento heterogêneo com espécies nativas promoveu o restabelecimento mais rápido das espécies animais estudadas.

Venturim e Venturim (2000) propuseram a utilização de indicadores de fácil compreensão, para que a população possa participar do processo de monitoramento de áreas degradadas no estado do Espírito Santo.

Ré e Silva (2002) relataram a utilização de formigas como bioindicadores da reabilitação de dunas degradadas pela mineração no estado da Paraíba. Segundo os autores, maiores densidades de espécies de formigas especialistas indicariam melhor estado de conservação das áreas objeto do estudo.

Artrópodes da Ordem Collembola desempenham importante papel na dinâmica do conteúdo orgânico do solo e respondem sensivelmente às modificações impressas ao solo. Roveder et al. (2002) avaliaram populações de Colêmbolos em três diferentes situações de revegetação em um Neossolo Quartzarênico Distrófico e concluíram que os colêmbolos serviram eficientemente como bioindicadores da evolução das condições do solo.

O coeficiente de escoamento superficial e a vazão foram utilizados por Silva e Valcarcel (2002) como indicadores para monitoramento de medidas conservacionistas

realizadas para recuperação de voçorocas em Itaguaí, RJ. Os dois parâmetros utilizados são inversamente correlacionados ao sucesso das intervenções conservacionistas.

Grayson et al. (1999), analisando processos de recuperação de áreas úmidas urbanas, apontaram entre as dificuldades para a avaliação desta atividade a falta de metas claras dos projetos, as dificuldades de amostragem e as confusões geradas pela comparação com sítios de referência que nem sempre estão em situação similar ao sítio avaliado.

Kolka et al. (2000) apresentaram estrutura conceitual para a avaliação de um projeto de restauração de área úmida nos Estados Unidos. A avaliação proposta foi baseada na comparação de populações e processos durante a evolução da restauração. Os autores afirmaram, para o caso em estudo, que não seria possível estabelecer indicadores que sumariam ou combinem vários outros, e que a recuperação das funções é dependente do tempo, não sendo por isto justificável desenvolver valores que definam o status da restauração.

Paller et al. (2000) utilizaram a comunidade de peixes para avaliar o sucesso da restauração de faixas de vegetação ripária na Carolina do Sul, Estados Unidos.

Thom (1997) apresentou método para monitorar a restauração de ecossistemas costeiros, aplicando os princípios do gerenciamento adaptativo, que prevê o redirecionamento das ações quando é detectada a possibilidade de falha no projeto. A matriz de avaliação foi estruturada de forma a definir as variações possíveis em cada fase do processo de restauração, em termos de estrutura e função da área a restaurar, e facilitar a identificação de problemas encontrados e das soluções possíveis.

A composição de espécies foi utilizada por McLachlan e Bazely (2001) como indicador do estágio de recuperação de florestas decíduas anteriormente sujeitas à ocupação por estradas e casas.

3.1. Como avaliar a eficácia de projetos de restauração de matas ciliares?

Rodrigues e Gandolfi (1998) relataram o que tem sido feito acerca do monitoramento de áreas em recuperação e sugerem indicadores de avaliação, como: desenvolvimento das mudas, cobertura do solo, regeneração natural, fisionomia e diversidade das espécies florestais.

Mantovani (1998) apresenta questões gerais sobre a avaliação de projetos de restauração e lista algumas características que indicariam o sucesso de programas de

restauração, quais sejam: a sustentabilidade (capacidade de perpetuar-se); a resistência à invasão de organismos exóticos ao ecossistema; a obtenção de produtividade semelhante ao ecossistema original; o estabelecimento de alta capacidade de retenção de nutrientes no sistema e o estabelecimento das interações bióticas.

Rodrigues e Gandolfi (2000), analisando a necessidade de estabelecimento de indicadores para o monitoramento de projetos de restauração em matas ciliares, relacionam alguns já sugeridos pela literatura, tais como presença e estrutura de fauna e parâmetros vegetacionais, mas ressaltam a dificuldade de estabelecimento de critérios e indicadores de uso universal.

Reunidos no Workshop “Recuperação de áreas degradadas da Serra do Mar e formações florestais litorâneas”, pesquisadores de Universidades e Institutos de Pesquisa do Estado de São Paulo discutiram, entre outros assuntos correlatos, a definição de indicadores para avaliação e monitoramento de áreas restauradas (BARBOSA, 2000a). Foi estabelecido que os indicadores precisam estar relacionados aos objetivos da recuperação, que, por sua vez, devem ser ecológicos (tanto bióticos, quanto abióticos), que ainda assim precisam ser estabelecidos diferentes indicadores para diferentes períodos temporais após a implantação do projeto. Estes parâmetros precisam ser hierarquizados em função de sua importância relativa para os objetivos da recuperação. No mesmo evento foi estruturada tabela de critérios e indicadores para avaliação de projetos de restauração (Tabela 1).

Tabela 1. Exemplo de critérios, indicadores e aferidores que podem ser utilizados para a avaliação de projetos de restauração de áreas degradadas (BARBOSA, 2000a).

CRITÉRIO	INDICADOR	AFERIDOR
Comunidade da formação florestal que originalmente ocupava o local	Número de espécies Índice de diversidade	Porcentagem esperada da flora local e/ou diversidade local após “x” anos de implantação do projeto de restauração
Cobertura do solo da formação florestal que originalmente ocupava o local	Porcentagem de cobertura	Porcentagem esperada de cobertura após “x” anos da implantação do projeto de restauração
Características da regeneração natural da formação florestal que originalmente ocupava o local	Número de espécies presentes na regeneração natural Densidade de plântulas	Porcentagem esperada de regeneração natural após “x” anos da implantação do projeto de restauração
Características fisionômicas da formação florestal que originalmente ocupava o local	Número de estratos Altura da vegetação	Número de estratos e altura mínima da vegetação esperados após “x” anos da implantação do projeto de restauração

Para Lazarini et al. (2001), o sucesso dos plantios pode ser definido pelo seu acompanhamento técnico eficiente, associado a atividades de educação ambiental, durante pelo menos três anos, quando provavelmente as áreas em recuperação já estejam implantadas e seja estabelecido o processo de dinâmica natural.

Ocampo-Almeida e Sánchez (2002) testaram a densidade de plantas, altura média das árvores e número de espécies/hectare como indicadores do estado da revegetação em duas áreas mineradas para extração de areia às margens do rio Paraíba. Concluem que os indicadores utilizados revelaram-se eficazes para a avaliação pretendida e que não há um único indicador capaz de, isolado, refletir o estado da revegetação, podendo a avaliação ser feita somente através da utilização de um conjunto de indicadores.

De acordo com Souza (2000), os trabalhos sobre avaliação do sucesso ou não dos reflorestamentos de restauração ainda são escassos. A autora apresenta avaliações em três projetos com diferentes idades e em diferentes modelos de plantio realizados no Vale do Rio Paranapanema, São Paulo. Para a autora, nas três áreas a implantação artificial está criando condições para restabelecimento de florestas com estrutura e dinâmica semelhantes às naturais, mas acredita que qualquer afirmação sobre a sustentabilidade dessas florestas só poderá ser feita mediante monitoramento de longo prazo.

Gisler (2000) utilizou estrutura, ambiente, luz, decomposição de serapilheira e parâmetros físicos e químicos do solo de uma área implantada com três anos para recuperação da mata ciliar, comparando-a com área de mata natural adjacente. A autora conclui que a mata implantada apresentou características de sere secundária inicial, com potencial para alcançar a maturidade e que o fator tempo seria o elemento mais importante para que a vegetação apresentasse estrutura e funções comparáveis às matas naturais.

Asperti (2001) analisou parâmetros estruturais de reflorestamento de recuperação de mata ciliar em Santa Cruz das Palmeiras – SP, a partir de treze espécies arbóreas implantadas em modelos sucessionais, até quarenta e seis meses após a implantação do reflorestamento. A autora apresenta espécies mais indicadas para o sombreamento na fase inicial do processo de recuperação (*Trema micrantha*, *Croton urucurana* e *Schizolobium parahyba*), e critérios para escolha de espécies a fim de estruturar projetos de recuperação.

Silveira (2001) observou que a avaliação dos diferentes modelos de reflorestamento que têm sido implantados é sempre dificultada pela falta de critérios e de indicadores claros, com fácil aplicação. A iniciativa de se estabelecer um protocolo de avaliação da efetividade dos plantios e da restauração será sem dúvida uma ferramenta extremamente útil para os órgãos de fiscalização ambiental. O autor apresenta avaliação de quatro modelos distintos de recuperação de matas ciliares, implantados, no município de Tarumã, e ainda sugere a adoção de diferentes parâmetros indicadores de sucesso dos reflorestamentos, em função de sua aplicabilidade e precisão, tais como densidade de indivíduos arbóreos, área basal, altura máxima das árvores plantadas e cobertura de copas, associados à densidade e riqueza da regeneração natural.

Sorreano (2002) analisou chuva de sementes, banco de sementes e dinâmica do estrato regenerante para avaliar áreas em restauração, com 46, nove e seis anos de implantação, no Estado de São Paulo, concluindo que o sucesso da restauração depende de fatores como o histórico da área e de seu grau de isolamento de áreas naturais.

Siqueira (2002), estudou as mesmas variáveis em áreas com 10 e 14 anos de restauração nos municípios de Piracicaba e Iracemápolis (SP) e concluiu que a análise das plantas em regeneração natural é o indicador mais confiável para avaliação de áreas em restauração.

Os estudos citados, de qualidade científica e mérito indiscutíveis, indicam prováveis caminhos para o estabelecimento de rotinas de monitoramento, que seriam o acompanhamento de conjuntos de parâmetros (estrutura, produtividade primária, dinâmica) que permitam avaliar a evolução dos projetos.

Entretanto, deve-se considerar que a metodologia neles utilizada não pode se constituir em “método de monitoramento” prontamente aplicável devido, principalmente, a duas causas: não utilizam métodos facilmente aplicáveis e interpretáveis pela maioria dos técnicos que hoje se dedicam a projetos de restauração e não apresentam indicadores escalonados para diferentes idades de plantio.

Esta última consideração expressa o que parece ser dois grandes desafios para a pesquisa em recuperação de áreas degradadas: a validação dos métodos de restauração baseados na sucessão secundária e o estabelecimento de procedimentos que permitam monitorar os projetos de restauração, de forma a validar os esforços de pesquisa desenvolvidos até então e otimizar os esforços de restauração das matas ciliares.

Com relação ao estabelecimento de procedimentos de monitoramento parece que um caminho razoável a seguir seria a escolha de alguns indicadores que possibilitassem a execução da avaliação, seja na obtenção dos dados, seja na sua interpretação. Estes indicadores, entretanto, devem ser estratégicos, permitindo a checagem de aspectos importantes do processo em análise (AZEVEDO, 1999).

Nos casos dos processos de restauração de matas ciliares há que se considerar alguns aspectos que devem ser norteadores na escolha dos indicadores:

- o processo deve proporcionar o retorno da área objeto da restauração às suas características originais (BRASIL, 1990 e DURIGAN, 1999);

- a grande demanda para avaliação dos projetos de restauração de matas ciliares parte dos órgãos de financiamento, fomento e fiscalização, que devem monitorar os projetos durante dois ou, no máximo, três anos após sua implantação (BARBOSA, 2001);

- a sucessão secundária deve ser o conceito ecológico norteador da restauração (KAGEYAMA et al., 1993; MACEDO, 1993 e BARBOSA, 2000b);

- o processo de restauração deve contemplar medidas que propiciem o retorno dos processos ecológicos originais e para isso devem ser adotadas medidas que possibilitem o fim das perturbações, a criação de condições para estabelecimento de propágulos (sementes ou mudas), o controle de organismos prejudiciais e a sustentabilidade do processo, entendida como a capacidade da área restaurada de perpetuar-se (MANTOVANI, 1998; RODRIGUES e GANDOLFI, 2000 e BARBOSA, 2000b).

Nesta linha de raciocínio, alguns parâmetros, ou conjuntos de parâmetros, parecem interessantes para adoção como indicadores do sucesso da restauração:

- adoção de medidas de isolamento e proteção da área a restaurar: num primeiro momento da restauração condicionam o sucesso, principalmente por garantir o início dos processos naturais de sucessão. Incluem as medidas de cercamento, instalação de aceiros, reafeiçãoamento do terreno e o fim das atividades de perturbação (BRASIL, 1990 e RODRIGUES e GANDOLFI, 1998);

- ataque de formigas: dentre as maiores ameaças aos projetos de recuperação estão as formigas dos gêneros *Atta* e *Acromyrmex*, que podem arruinar plantios inteiros (DOS ANJOS et al., 1998 e DURIGAN et al., 2003);

- mato-competição: a infestação, principalmente pelas gramíneas dos gêneros *Panicum* e *Brachiaria*, pode comprometer mudas plantadas, germinação de

sementes e banco de plântulas, constituindo-se em um sério impedimento à restauração (MANTOVANI, 1998 e DURIGAN, 1999);

– estrutura da floresta em formação: compõe-se de um conjunto de parâmetros importantes e que estão correlacionados à similaridade que a área restaurada pode ter com a estrutura e produtividade da vegetação original e com a cobertura e proteção do solo. Entre eles destacam-se altura média das árvores, área basal, densidade, riqueza de espécies e cobertura de copas (KAGEYAMA et al., 1989; MACEDO, 1993; RODRIGUES e GANDOLFI, 1998; KAGEYAMA e GANDARA, 2000);

3.2. A cobertura como indicador de sucesso de reflorestamentos de restauração

Dentre os parâmetros citados merece especial destaque a cobertura de copas, que é definida por Greig-Smith (1983) como a proporção do solo ocupada pela projeção perpendicular da parte aérea dos indivíduos da população ou comunidade em análise.

A energia solar exerce papel de grande importância na dinâmica da sucessão secundária, pois condiciona a germinação e crescimento de maneira diferenciada das diferentes espécies (BUDOWSKI, 1965; BAZZAZ e PICKET, 1980; DENSLOW, 1980 e BROWN et al., 2000)). A cobertura promovida pelo dossel controla a quantidade, qualidade e distribuição temporal e espacial da luz, determinando umidade do ar, temperatura e condições de umidade do solo (JENNINGS et al., 1999), além de promover a interceptação das chuvas. Desta forma não é exagero dizer que a cobertura é o maior determinante do microhabitat interno da floresta, afetando o crescimento e sobrevivência de plântulas, determinando a composição da comunidade, afetando processos de oxidação da matéria orgânica e controlando processos erosivos.

Além da importância para restauração da estrutura e processos originais da floresta, a rápida promoção da cobertura é importante nos processos de restauração, pois a diminuição da luminosidade incidente no solo é fator importante para o controle da mato-competição (KAGEYAMA et al, 1989 e GUILHERME, 2000) e a interceptação da água das chuvas nas copas possibilita a estabilização do solo (JOLY et al., 2000).

Várias são as técnicas para estimativa da cobertura, que acabam por dividir-se em três categorias, baseadas em diferentes unidades geométricas: plano, ponto e linhas (FLOYD e ANDERSON, 1987).

Os métodos baseados no plano utilizam a estimativa da cobertura de copas através do cálculo do somatório das áreas de projeção das copas em relação à área de amostragem, que é conhecido como método de parcelas ou como método dos diâmetros de copa (MUELLER-DOMBOIS e ELLEMBERG, 1974). Tal método depende da demarcação das parcelas em campo, além da mensuração das projeções de copas individualmente, o que acaba por demandar maior tempo para levantamento dos dados e dos cálculos posteriores.

Os métodos baseados na intercepção de pontos prevêm a contagem do número de intercepções que ocorrem nas projeções verticais de um determinado número de pontos estabelecidos para uma dada área a ser amostrada. Considera-se cobertura como a proporção de pontos interceptados pela vegetação (GREIG-SMITH, 1983). Um grande número de instrumentos tem sido usado para aplicação do método em diferentes comunidades de plantas, mas em áreas florestadas o densitômetro (STUMPF, 1993) e o "moosehorn" (MUELLER-DOMBOIS e ELLEMBERG, 1974; POPHAM e BAKER, 1987 e BROWN et al., 2000) têm sido bastante utilizados.

O método de cálculo através da interseção de linhas descrito por Canfield (1941) considera como cobertura o somatório de interseções das projeções de copas em uma linha dividido pelo comprimento total desta linha, sendo expresso em porcentagem. Para sua execução é usual colocar-se uma trena estendida no piso da floresta em estudo, medindo-se a extensão da interseção da projeção de cada uma das copas sobre a trena.

Floyd e Anderson (1987), comparando três métodos de estimativa de cobertura, concluíram que, para se atingirem graus de precisão semelhantes, em comunidades que incluam formas de vida além da arbustiva, o método da projeção de copas demanda maior tempo de aplicação do que os de interseção de pontos e o de interseção na linha. O de interseção de pontos demanda cerca de dois terços do tempo de aplicação daquele observado para o interseção na linha. Mueller-Dombois e ElleMBERG (1974) afirmaram que o método de projeção de copas não é prático quando se pretende estimar a cobertura em áreas grandes.

Deve ser ressaltado, porém, que o método da interseção por pontos demanda a utilização de aparelho específico (densitômetro), de difícil aquisição por não ser fabricado no Brasil, enquanto o método da interseção de linhas pode ser aplicado com o uso de uma trena comum.

Deve ser observado ainda que o método de estimativa por interseção de pontos é influenciado pela deciduidade, sendo necessária, para uma boa caracterização da comunidade, a realização de pelo menos duas medidas anuais.

Jennings et al. (1999), estudando diferentes métodos para estimar cobertura, concluem que não é possível recomendar ‘o melhor método’, posto que a decisão por um deles depende da natureza do estudo e que limitações logísticas e operacionais seriam muito importantes na decisão sobre qual método usar. Afirmam ainda que, independentemente do método em utilização, especial atenção deve ser dada à estratégia de amostragem a ser utilizada.

O método de intercepção de linha foi utilizado por Durigan et al (2002), para caracterização de vegetação de cerrado no estado de São Paulo e por Meirelles et al. (2002), para levantamento do estrato herbáceo do cerrado no Maranhão. Os últimos autores concluíram que o método de linhas mostrou-se viável na amostragem para diversidade, frequência e cobertura.

4. MATERIAL E MÉTODO

Considerando que o período de maior demanda por avaliação ocorre nos três primeiros anos após o plantio, os trabalhos de identificação dos indicadores foram desenvolvidos em reflorestamentos com idades entre um e três anos.

Com base no levantamento bibliográfico, decidiu-se que a cobertura de copas seria potencialmente um indicador importante para avaliação dos plantios. Assim, num primeiro momento foram realizados levantamentos de estrutura das florestas considerando dois métodos de estimativas de cobertura, com o objetivo de averiguar a correlação da cobertura com outras variáveis estruturais e a aplicabilidade da estimativa de cobertura pelo método de interseção na linha, visto ser de aplicação rápida (CANFIELD, 1941 e FLOYD e ANDERSON, 1987) e de resultados com fácil interpretação.

Foram observados pressupostos apresentados por Azevedo (1999) e Dale e Beyeler (2001), de forma que os indicadores selecionados tivessem relevância e validade científica, fossem sensíveis às alterações relacionadas ao espaço e tempo, sendo capazes de representar mudanças, fossem coletados de forma consistente e medidos com facilidade além de ser facilmente compreendidos.

A seleção de indicadores considerou, também, a possibilidade de avaliar o real restabelecimento de processos ecológicos e a facilidade de mensuração e utilização, pelo menos na fase em que os trabalhos de restauração e recuperação florestal demandam maiores cuidados, ou seja, até o terceiro ano de implantação. Tais parâmetros foram estabelecidos com base nas informações levantadas na literatura e agrupados em: a) medidas de isolamento e proteção do plantio; b) medidas de implantação e manutenção; c) riqueza de espécies; e) cobertura de copas.

4.1. Região de trabalho e critérios para seleção das áreas de estudo

Os plantios de restauração e a área em sucessão secundária natural cujas estruturas foram levantadas para este trabalho localizam-se nos municípios de Tarumã, Pedrinhas Paulista e Maracaí, todos no estado de São Paulo, na Bacia do Médio Paranapanema (Figura 1).

Para escolha dos plantios foram adotados como critérios: a) localização em uma mesma região, de modo que as variações ambientais sejam pouco significativas; b) conhecimento do histórico de ocupação da área, anterior ao processo de restauração; c) possibilidade de agrupamento das áreas em recuperação por idade de sua implantação, de forma a possibilitar a comparação entre elas e outras áreas que já tivessem sido objeto de estudos, e d) apresentarem bom aspecto visual, que indicasse terem recebido cuidados de manutenção e não terem sofrido efeitos da geada no ano de 2000.

4.2. Levantamento de estrutura das florestas:

Para levantamento de estrutura do estrato arbóreo, seguindo metodologia apresentada por GREIG-SMITH (1983), foram instaladas parcelas de 100 m² (10m x 10m), com cinco repetições em cada uma das áreas, onde foi levantado o número de plantas vivas e, para as plantas com mais de 1,70 metro de altura, foram medidos: diâmetro à altura do peito (DAP), diâmetro de copa, (obtido através da média entre o maior e o menor diâmetro para cada indivíduo) e altura total.

As estimativas de cobertura de copas foram realizadas pelos métodos abaixo descritos:

4.2.1. Projeção de copas:

A projeção das copas foi calculada através do método de parcelas, utilizando-se a fórmula:

$$C_p = 100 \cdot \left(\sum_{i=1}^n A_{c_i} \right) / S$$

C_p = cobertura do terreno pelas copas (%)

A_{c_i} = área da copa do indivíduo i (m²)

n = número de indivíduos medidos na parcela

S = área da parcela (m²)

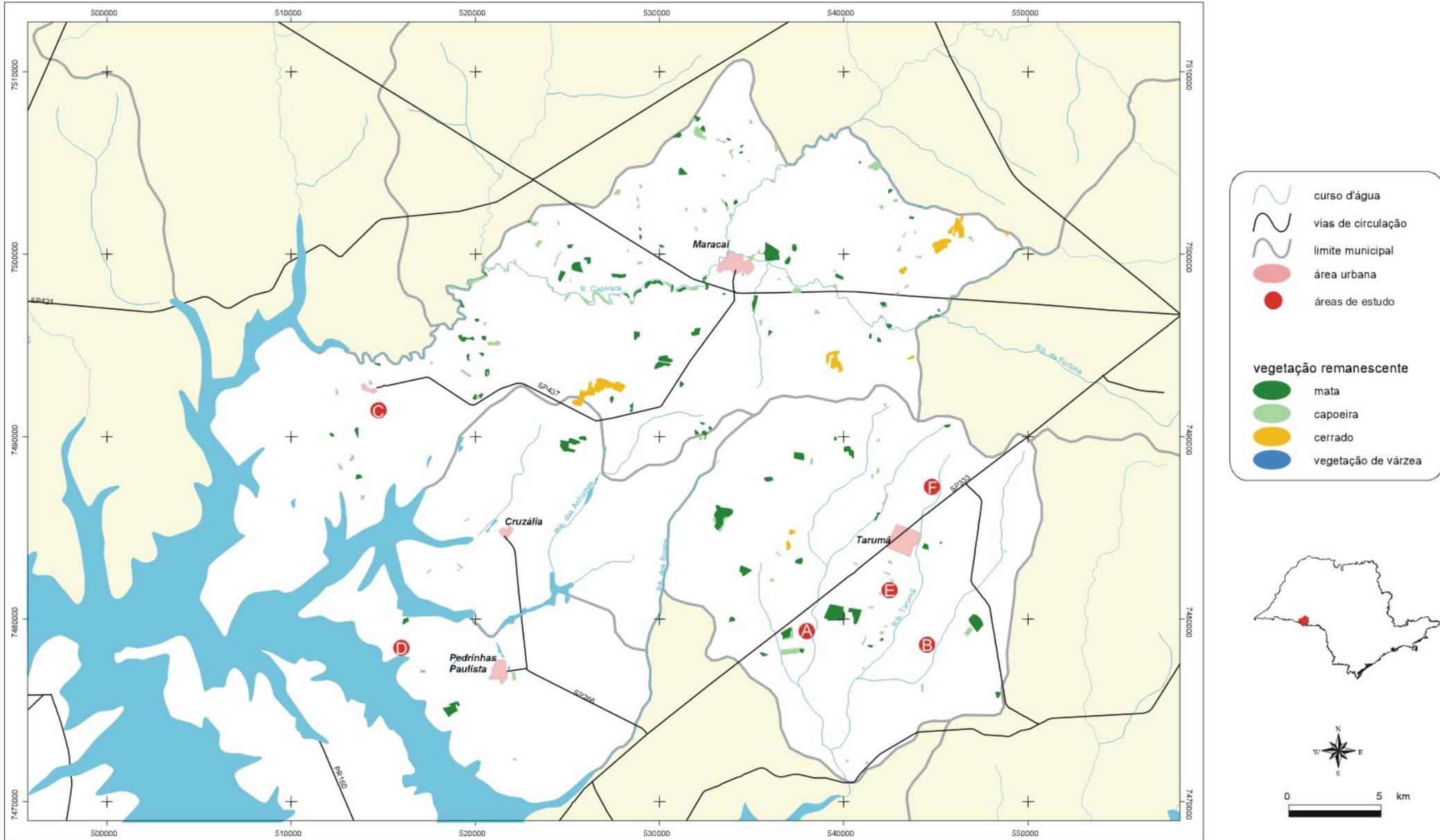


Figura 1: Mapa da região dos trabalhos (KRONKA *et al.*, 2003).

4.2.2. Interseção na linha:

Para a obtenção da cobertura através do método de interseção na linha apresentado por Canfield (1941), utilizou-se trena numa extensão de 15 metros em sentido oblíquo à orientação das linhas de plantio, de forma que a leitura não fosse influenciada pelo arranjo das plantas. O valor de cobertura foi obtido pela fórmula:

$$C_L = 100 \left(\sum_{i=1}^n P_i \right) / 15$$

C_L = cobertura pelo método de interseção na linha (%)

P_i = projeção da copa do indivíduo i na trena (m)

4.3. Cálculos estatísticos

Os valores de cobertura estimados pelos dois métodos foram comparados entre si pelo Teste Tukey, calculado ao nível de 5% de probabilidade.

Foram calculadas regressões entre os parâmetros de estrutura a fim de se verificar a pertinência da escolha da cobertura de copas estimada pelo método da interseção na linha como um indicador representativo da estrutura da floresta em formação. Utilizou-se da fórmula:

$$r_{x,y} = \text{Cov}(X,Y) / (s_x^2 \cdot s_y^2)$$

onde: Cov = covariância

s_i^2 = variância do conjunto de dados i

O conjunto de dados analisados foi composto pelos valores obtidos por parcela em cada reflorestamento estudado.

Foi definido modelo ajustado por regressão linear para a cobertura, em função da idade do reflorestamento. Para tanto foi utilizado o software “R” (R FOUNDATION, 2003).

A intensidade de amostragem para a estimativa de cobertura pelo método de linha foi determinada em função da variabilidade da amostragem realizada. Foram fixados o nível de probabilidade de 95% e o erro admitido de 10%.

A intensidade de amostragem foi calculada pela fórmula:

$$n = \frac{t^2 \cdot S^2}{(0,1 \cdot \bar{y})^2}$$

t = valor de “t” para 95% de probabilidade

S^2 = variância da pré amostragem

\bar{y} = média da pré-amostragem

4.4. Construção da matriz de avaliação

Após a definição dos indicadores foi estruturada a matriz para monitoramento.

Para o conjunto de indicadores das operações envolvendo a implantação e a manutenção dos plantios de recuperação, foram pesquisadas as recomendações apontadas pela literatura, referentes aos cuidados para preparo de solo, espaçamento, plantio e replantio, combate a formigas e plantas invasoras, de forma a subsidiar o estabelecimento de valores de referência.

Na matriz são também apontadas recomendações para o caso dos indicadores do plantio em análise não atingirem os valores ideais. As recomendações também foram pesquisadas junto à literatura (BRASIL, 1990; RODRIGUES e GANDOLFI, 1998; DOS ANJOS et al., 1998; DURIGAN et al., 2003; MANTOVANI, 1998; DURIGAN, 1999; KAGEYAMA et al., 1989; MACEDO, 1993; RODRIGUES e GANDOLFI, 1998 e KAGEYAMA e GANDARA, 2000).

Em função destes níveis foram apontadas medidas técnicas de manejo silvicultural a ser adotadas para que cada projeto atinja seu nível ótimo de resultados.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Seleção de indicador estrutural para os reflorestamentos de restauração

Na Tabela 5 é apresentada breve descrição de cada uma das áreas selecionadas e na Tabela 2 são apresentados os valores obtidos para as variáveis de estrutura analisadas.

As áreas 1 a 3 estão ainda no primeiro ano após a implantação e as de número 4 a 6 já no terceiro ano. Pode-se perceber o incremento dos parâmetros estruturais conforme a idade.

Tabela 2: Valores de riqueza, densidade, área basal e altura média do estrato arbóreo para seis áreas de restauração de mata ciliar no Médio Vale do Paranapanema, SP.

	Área 1	Área 2	Área 3	Área 4	Área 5	Área 6
Idade (anos)	1	1	1	3	3	3
Riqueza	32	11	26	41	12	29
Densidade (pl/ha)	1320	1240	1320	2200	1240	1580
Área basal (m ² /ha)	4,39	0,52	1,77	16,23	15,36	15,20
Altura média (m)	2,98	1,55	2,26	5,26	6,07	5,95

Não existem na literatura informações para plantios de mesma idade na mesma região, o que torna impossível a comparação dos dados. Diferenças de valores observadas entre plantios de mesma idade (no caso dos plantios 1 a 3) podem ser atribuídas à composição de espécies utilizadas no plantio ou a diferenças de sítio que só poderiam ser detectadas através de estudos complementares, principalmente com relação aos solos. Entretanto, considerando a finalidade dos estudos, tais diferenças não

são importantes uma vez que os valores expressam a variabilidade que pode ocorrer entre os plantios da mesma região.

Na tabela 3 são apresentados os valores médios de cobertura obtidos pelos dois métodos utilizados.

Tabela 3: Valores de cobertura de copas estimada por dois diferentes métodos em seis áreas de restauração no Médio Vale do Paranapanema, SP

	Área 1	Área 2	Área 3	Área 4	Área 5	Área 6
Cobertura projeção de copas(%)	77,37 a	16,78 a	53,10 a	291,23 b	180,36 b	159,16 a
Cobertura interseção na linha(%)	108,13 b	19,27 a	44,67 a	179,67 a	115,27 a	163,47 a
CV%	21,5%	36,3%	31,9%	10,87%	23,0%	21,4%

Obs.: letras diferentes após os valores médios na mesma coluna indicam diferença estatisticamente comprovada a 5% de probabilidade.

Nos plantios de um ano observa-se diferenciação estatística entre valores estimados pelos dois métodos em apenas um reflorestamento (o de número 1). Com relação à Área 1, pode-se observar que entre aquelas mais novas é a que apresenta maiores valores de altura e área basal. Nos plantios de três anos a diferença é estatisticamente comprovada em dois reflorestamentos (4 e 5).

As observações acima levam a concluir que o método de projeção de copas tende a superestimar a cobertura, comparado ao método da interseção na linha. Isto pode ser explicado pelo fato da cobertura pela projeção de copas ser estimada com base na suposição de que as copas das árvores são perfeitamente circulares, o que nem sempre acontece, visto que a borda da copa possui muitas reentrâncias. Como a área da copa é calculada por uma função quadrática (área do círculo) os erros por superestimativa, em termos de área, tendem a crescer com a dimensão das árvores e, portanto, com a idade do reflorestamento. Tal problema tenderia a ser minimizado na estimativa pelo método de interseção na linha.

Uma maior densidade de árvores tenderia, também, a colaborar para a superestimativa. Para as áreas em análise neste trabalho o fator de correlação observado (Tabela 4) entre densidade de árvores e cobertura pela projeção de copas ($r = 0,7376$) foi maior do que o observado entre densidade de árvores e cobertura pela interseção na linha ($r = 0,5860$).

Entretanto, Floyd e Anderson (1987), analisando diferenças obtidas entre métodos de estimativa de cobertura em comunidades herbáceo-arbustivas, alertavam para a possibilidade de ocorrer superestimativa da cobertura pelo método da projeção de copas, especialmente para populações de espécies de menor tamanho.

Greig-Smith (1983) e Mueller-Dombois e ElleMBERG (1974) alertavam sobre os aspectos ecológicos envolvidos na opção por métodos que considerem que as copas possuem bordas regulares e que cubram 100% do terreno, desconsiderando as falhas no “mosaico” de folhas.

As divergências encontradas entre os resultados deste trabalho e a literatura despertam para a necessidade de maiores pesquisas para a comparação de resultados entre os métodos de estimativa de cobertura em comunidades florestais.

A despeito das variações citadas, a correlação entre os valores de cobertura obtidos entre os dois diferentes métodos, conforme pode ser observado na Tabela 4, é bastante expressiva ($r = 0,8536$).

Tabela 4: Correlações (r) entre variáveis de estrutura do estrato arbóreo de seis reflorestamentos de restauração, com idades de um e três anos, no Médio Vale do Paranapanema, SP.

	Idade	Densidade plantio	Altura média árvores	DAP médio árvores	Área Basal	Cobertura (projeção copas)	Cobertura (interseção linhas)
Idade	1,0000						
Densidade plantio	0,4820*	1,0000					
Altura média árvores	0,9195*	0,3970	1,0000				
DAP médio árvores	0,8736*	0,2393	0,9120*	1,0000			
Área Basal	0,9084*	0,4701*	0,8434*	0,9027*	1,0000		
Cobertura (projeção copas)	0,8565*	0,7376*	0,7928*	0,7287*	0,8470*	1,0000	
Cobertura (interseção linhas)	0,8140*	0,5860*	0,8002*	0,7234*	0,7949*	0,8536*	1,0000

* = correlação significativa a 1% de probabilidade

Os valores apresentados na Tabela 4 mostram, também, que as correlações encontradas entre a cobertura obtida pela interseção na linha e as demais variáveis estruturais dos reflorestamentos também são expressivas para: idade ($r = 0,8140$); altura média ($r = 0,8002$); DAP médio ($r = 0,7234$) e área basal ($r = 0,7949$). Estes valores reforçam a possibilidade de se utilizarem os valores da cobertura obtidos pelo método da interseção na linha como um bom indicador da evolução estrutural dos reflorestamentos de restauração.

Muito embora a cobertura obtida pelo método da projeção de copas apresente fatores de correlação pouco mais altos para idade ($r = 0,8565$), densidade ($r = 0,7376$), DAP médio ($r = 0,7287$) e área basal ($r = 0,8470$), o método das linhas é de aplicação muito mais prática, pela rapidez de obtenção dos dados e facilidade nos cálculos.

A intensidade amostral ideal para a estimativa da cobertura de copas pelo método da interseção calculada com base na amostragem realizada em cada um dos reflorestamentos analisados variou, para os plantios de um ano, entre 20 e 65 linhas de 15 metros, e entre 9 e 19 linhas para os plantios de 3 anos.

Canfield (1941) previa, para o método da interseção na linha, a necessidade de adequação da amostragem com a heterogeneidade da vegetação em análise. E sugeria um número mínimo de 16 linhas, com posterior análise da intensidade de amostragem.

Floyd e Anderson (1987), analisando a cobertura de diferentes espécies de arbustos, em área de estepe nos Estados Unidos, encontraram, para confiabilidade de 95%, o número de 20 linhas de 11 metros para a espécie *Sitanion hystrix*, de 28 linhas de 13 metros para *Oryzopsis hymenoides* e 20 linhas de 12 metros para ervas.

Durigan et al. (2002) e Meirelles et al. (2002) utilizaram-se do método da interseção na linha para levantamentos de vegetação de cerrado, mas nenhum dos trabalhos apresenta conclusões acerca da intensidade amostral desejável.

Considerando a literatura e grande variabilidade da amostragem calculada é razoável propor que a estimativa de cobertura de reflorestamentos de restauração seja realizada utilizando-se de 20 linhas de 15 metros. Tal amostragem poderá ser ampliada a depender de cálculos de intensidade a ser realizados.

Tabela 5: Características dos seis reflorestamentos de restauração de matas ciliares selecionados para estudos e estabelecimento de parâmetros de avaliação na Região do Médio Paranapanema, SP.

Número	Coordenadas	Município	Idade	Área (ha)	Solo	Ocupação anterior
1	22°47'58'' S 50°37'35'' W	Tarumã	1 ano + 4 meses	0,50	Associação Latossolo Roxo + Terra Roxa Estruturada Latossólica, ambos Eutróficos ⁽¹⁾	Agricultura de grãos, com duas safras anuais
2	22°48'42'' S 50°33'08'' W	Tarumã	1 ano + 1 mês	4,00	Associação Latossolo Roxo + Terra Roxa Estruturada Latossólica, ambos Eutróficos ⁽¹⁾	Agricultura de cana-de-açúcar
3	22°41'55'' S 50°50'52'' W	Maracaí	1 ano + 1 mês	3,80	Latossolo roxo Eutrófico ⁽¹⁾	Agricultura de grãos, com duas safras anuais
4	22°48'28'' S 50°50'45'' W	Pedrinhas Paulista	3 anos	0,76	Latossolo Vermelho Escuro Eutrófico ⁽¹⁾	Pastagem
5	22°46'42'' S 50°35'22'' W	Tarumã	3 anos	0,63	Associação Latossolo Roxo + Terra Roxa Estruturada Latossólica, ambos Eutróficos ⁽¹⁾	Agricultura de cana-de-açúcar
6	22°43'32'' S 50°33'37'' W	Tarumã	3 anos	2,31	Associação Latossolo Roxo + Terra Roxa Estruturada Latossólica, ambos Eutróficos ⁽¹⁾	Agricultura de cana-de-açúcar

FONTES: (1) Bognola et al. (1990)

5.2. Função de regressão para cobertura dos reflorestamentos de restauração

Para cobertura de copas estimada através do método da interseção na linha o modelo de crescimento em função da idade é:

$$\text{Cobertura \%} = 4,5142 x - 7,8098$$

x = idade em meses

Resíduo para 28 graus de liberdade = 36,84

r^2 para o modelo ajustado = 0,6625

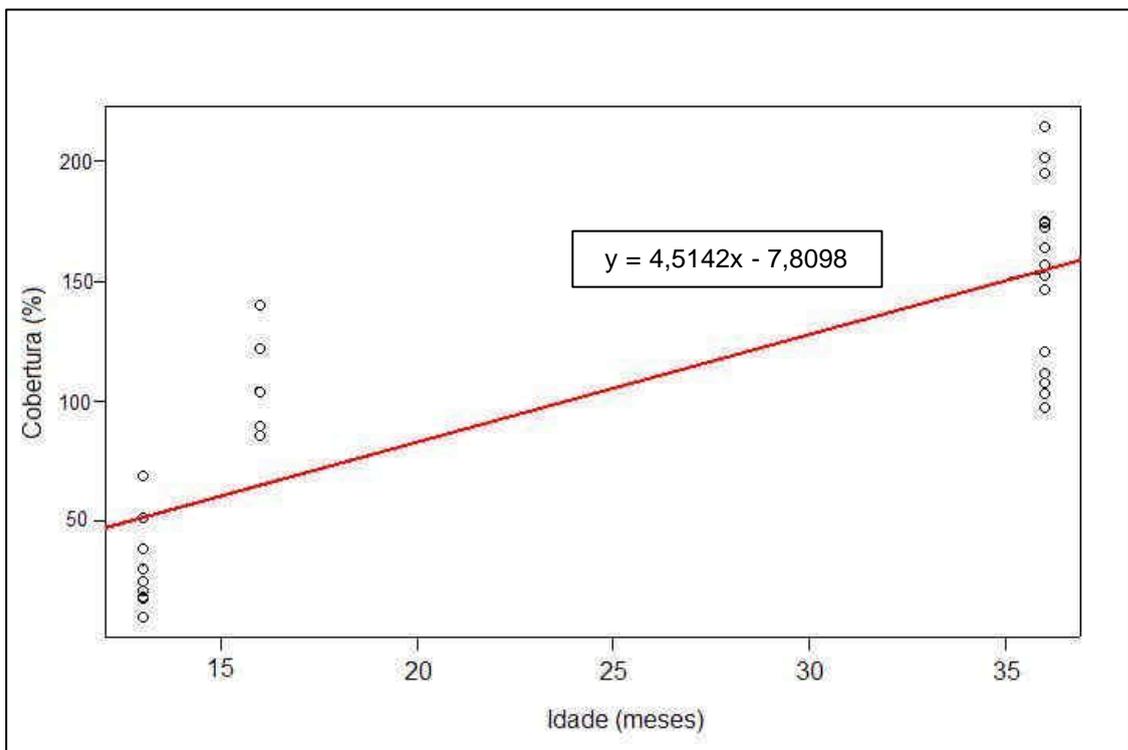


Figura 2: Gráfico da cobertura de copas estimada pelo método da interseção na linha, em função da idade para reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema, SP. A linha vermelha apresenta o modelo de regressão ajustado.

Os valores de cobertura calculados a partir do modelo ajustado permitirão o monitoramento do desenvolvimento estrutural dos reflorestamentos até os 36 meses de idade, que é fase crítica de monitoramento. Com sua utilização é possível obter informações importantes para o manejo do reflorestamento, como, por exemplo, que a cobertura total do terreno ocorrerá por volta do vigésimo terceiro mês pós-plantio, podendo, nesta fase, ser previsto o fim de atividades de controle de ervas invasoras.

5.3. Matriz de monitoramento dos reflorestamentos de restauração

A matriz de monitoramento estruturada para reflorestamentos de restauração até três anos de idade encontra-se na Figura 3 e foi estruturada de forma a ser prontamente aplicável por aqueles técnicos envolvidos com projetos de restauração.

Os indicadores estão agrupados de maneira a facilitar ao executor da avaliação o entendimento dos diferentes aspectos pertinentes ao processo de restauração. Desta forma, aspectos operacionais referentes à implantação e manutenção são avaliados conjuntamente com a estrutura da floresta em formação, não ocorrendo supervalorização de um ou outro aspecto.

Para cada indicador foram estabelecidos níveis de adequação que deverão ser definidos com as observações em campo. Na matriz de avaliação o executor deverá anotar, na coluna “Nível de adequação”, a situação de cada indicador. Isso permitirá, no caso de monitoramento contínuo, a comparação das matrizes preenchidas em diferentes idades do reflorestamento e a correta escolha das recomendações de manejo, para cada caso.

Os indicadores de restauração estrutural eleitos foram a riqueza de espécies e a cobertura de copas. O primeiro foi escolhido por haver diretrizes legais que estabelecem o número de espécies em plantios de restauração (SÃO PAULO, 2001) e o segundo pela importância no restabelecimento da estrutura e funções da floresta, bem como pela sua correlação com outras variáveis de estrutura do reflorestamento.

Os valores referenciais de cobertura adotados devem ser obtidos através da equação definida para a região dos estudos.

As “Recomendações” foram estabelecidas com base na literatura e têm como objetivo oferecer alternativas de correção nos casos em que os indicadores não atingirem o Nível de Adequação 1. Houve a preocupação de se fazerem recomendações que possam atender a diferentes aspectos do reflorestamento. Por exemplo, a realização do replantio para promover a adequação do indicador ‘mortalidade’ deverá ser integrada à recomendação de adequação dos indicadores ‘riqueza’ e ‘cobertura’.

Não foram descritos detalhes de cada operação necessária, visto que o rol de possibilidades é muito grande e poderá variar, em cada caso, com a disponibilidade de insumos, com as condições de clima, com a urgência da adoção das medidas corretivas, com a disponibilidade financeira do responsável pela área e outros aspectos.

No Apêndice A é apresentado o “Guia para monitoramento de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Paranapanema”, que tem como objetivo apresentar, em linguagem clara e de fácil entendimento, a matriz de avaliação e sua forma de utilização.

Grupo	Indicador	Nível de adequação			Avaliação	Recomendação
		1	2	3		
Preparo	Isolamento	Área completamente isolada	Área parcialmente isolada	Área não isolada		Completar o isolamento nos pontos necessários.
	Proteção	Área totalmente protegida de fogo, pisoteio ou poluição	Área parcialmente protegida de fogo, pisoteio ou poluição ou desprotegida de um destes elementos	Área desprotegida de fogo, pisoteio ou poluição		Completar proteção para os elementos de degradação detectados.
	Fim das perturbações	Não se detectam sinais de perturbação	São detectados sinais de perturbação, em até 30% da área	São detectados sinais de perturbação, em mais de 30% da área		Analisar o caso e definir medidas para cessar perturbações em toda a área.
Manutenção	Mortalidade	Menor que 10%	Entre 10 e 20% OU menor, localizada em reboleiras	Entre 10 e 20% localizada em clareiras OU acima de 20% dispersos na área		Analisar causa da mortalidade e adotar medidas necessárias de controle de doenças, pragas ou adequação de espécies às condições ambientais.
	Ataque de formigas	Menos de 10% das árvores parcialmente desfolhadas	10 a 20% das árvores parcialmente desfolhadas OU até 10% de árvores totalmente desfolhadas	Mais de 20% de árvores parcialmente desfolhadas OU mais de 10% de árvores totalmente desfolhadas		Analisar espécie infestante, condições climáticas e adotar técnica de controle. Analisar se houve mortalidade de mudas e, caso necessário, realizar replantio.
	Mato-competição	Menor que 50% da área em reboleiras ou bordas OU menor ou igual a 60%, não atingindo região das coroas	Mais de 50% da área em reboleiras OU bordas	Mais de 50% disperso no terreno atingindo região das coroas		Analisar espécie infestante, condições climáticas e restrições legais para adotar técnica de controle, que deve priorizar região da "coroa" das mudas.
Estrutura	Riqueza (spp.)	Igual ou maior que o previsto na Res. SMA 21	Entre 80% e 100% da Res. SMA 21	Abaixo de 80% da Res. SMA 21		Ampliar riqueza, associando com outras medidas de adequação dos indicadores mortalidade e cobertura
	Cobertura (%)	Acima de 80% do valor obtido pela equação de cobertura	Entre 50 e 80% do valor obtido pela equação de cobertura	Abaixo de 50% do valor obtido pela equação de cobertura		Verificar se o conjunto de espécies plantadas contempla aquelas de maior desenvolvimento na região e proceder ao adensamento associado com outras medidas de adequação dos indicadores mortalidade e riqueza

Figura 3. Matriz de avaliação para projetos de restauração de matas ciliares na Região do Médio Vale do Paranapanema.

6. CONCLUSÕES

A cobertura de copas, estimada pelo método da interseção na linha, é um indicador adequado para avaliação da evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares na região do Médio Vale do Paranapanema, devido à importância da cobertura de copas para o restabelecimento da estrutura e processos da floresta original e à alta correlação que possui com altura média, DAP, idade e área basal. Além disso pode ser facilmente mensurado.

A definição de indicadores referentes a aspectos da implantação dos reflorestamentos, de sua manutenção e da estrutura da floresta em formação pode ser realizada com bases científicas e possibilita a montagem de matriz de avaliação e monitoramento da restauração de matas ciliares utilizável por técnicos envolvidos com este tipo de atividade.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ASPERTI, L.M. (2001). *Monitoramento e avaliação de um repovoamento florestal implantado com espécies nativas no entorno de uma várzea em Santa Cruz das Palmeiras (SP)*. 84p. Dissertação (Mestrado), Universidade de Guarulhos, Guarulhos. 2001.
- AZEVEDO, R. A. B. (1999). *Estrutura para a avaliação e monitoramento dos projetos do PD/A com base em indicadores*. Brasília / Programa Piloto Para a Proteção das Florestas Tropicais do Brasil. 41 p.
- BARBOSA, L.M. (1993). Vegetação ciliar: Conceitos e informações práticas para conhecer e recuperar trechos degradados. *Caderno de Pesquisa – Série Botânica*, Santa Cruz do Sul – FISC, 5(1):3-36.
- BARBOSA, L.M. (coord.) (2000a). *Anais do Workshop sobre recuperação de áreas degradadas da Serra do Mar e formações florestais litorâneas*. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 139 p.
- BARBOSA, L.M. (2000b). Considerações gerais e modelos de recuperação de formações ciliares In: RODRIGUES,R.R.; LEITÃO – FILHO,H.F., ed. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: Editora Universidade de São Paulo/Fapesp, p.289-312.
- BARBOSA, L. M. (coord.) (2001) *Modelos de repovoamento vegetal para proteção de recursos hídricos em áreas degradadas dos diversos biomas no Estado de São Paulo*. São Paulo. 185 p. (Relatório de atividades – Fase I – Processo FAPESP 00/02020-9).
- BAZZAZ, F. A. e PICKETT, S. T. A. (1980). Physiological ecology of tropical succession: a comparative review. *Annual review of ecology and systematics*, n.11, p.287-310.

- BOGNOLA, I. A. et al. (1990). *Levantamento pedológico semidetalhado da região de governo de Assis*. Escala 1:50.000. Convênio IAC/CIERGA/IGC.
- BRASIL. INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. (1990). *Manual de Recuperação de Áreas degradadas pela Mineração*. Brasília: IBAMA. 96 p.
- BROWN, N. et al. (2000). An improved method for rapid the assessment of forest understorey light environments. *Journal of Applied Ecology*, v. 37, p.1044-1053.
- BUDOWSKI, G. (1965). Distribution of tropical American rain forest in the light of successional processes. *Turrialba*, v 15, p. 40-42.
- CANFIELD, R.H. (1941). Application of the line interception method in sampling range vegetation. *Journal of Forestry*, v.39, p.388-394.
- DAJOZ, R. (1973). *Ecologia geral*. Petrópolis: Editora Vozes/USP, 472p.
- DALE, V.H.; BEYELER, S.C. (2001). Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, v.1, p.3-10.
- DALE, V.H.; BEYELER, S.C.; JACKSON, B. (2002). Understory vegetation indicators of anthropogenic disturbance in longleaf pine forests at Fort Benning, Georgia, USA. *Ecological Indicators*, v. 1, p.155-170.
- DANIEL, O. (2000). Proposta de um conjunto mínimo de indicadores socioeconômicos para o monitoramento da sustentabilidade em sistemas agroflorestais. *R. Árvore*, v.24, n.3, p.283-290.
- DENSLOW, J.S. (1980). Gap portioning among tropical rain forest trees. *Biotropica* 12:47-55.
- DOS ANJOS, N.; DELLA LUCIA, T. M. C.; MAYHÉ-NUNES, A. J. (1998). *Guia prático sobre formigas cortadeiras em reflorestamentos*. Ponte Nova, MG, 100p.
- DURIGAN, G. (1999). Técnicas silviculturais aplicadas à restauração de ecossistemas. In: I SIMPÓSIO SOBRE RESTAURAÇÃO DE ECOSSISTEMAS NATURAIS. 15 e 16/jun. de 1999. *Anais...*Piracicaba: IPEF/ESALQ/USP. n.p.
- DURIGAN et al (2002). Caracterização de dois estratos da vegetação em uma área de cerrado no município de Brotas, SP, Brasil. *Acta bot. Bras.*, v.16, n.3, p.251-262.

DURIGAN, G. et al. (2003) *Manual para recuperação de matas ciliares do Oeste paulista*. São Paulo: Páginas e Letras. 20p.

EISWERT, M.E.; HANEY, J.C. (2001). Maximizing conserved biodiversity: why ecosystem indicators and thresholds matter. *Ecological Economics*, v. 38, p.259-274.

FIGUEIREDO-BARROS, M.P. et al. (2002). Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de impacto e recuperação em um igarapé sob influência de mineração de bauxita. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 5. 2002, Belo Horizonte. *Anais...Belo Horizonte: SOBRADE*. p.114-116.

FLOYD, D.A.; ANDERSON, J.E. (1987). A Comparison of three methods for estimating plant cover. *Journal of Ecology*, v. 75, p.221-228.

GISLER, C.V.T. (2000). *Estrutura e função de matas ciliares remanescente e implantada em Santa Cruz das Palmeiras, SP*. 167 p. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2000.

GRAYSON, J.E.; CHAPMAN, M.G.; UNDERWOOD, A.J. (1999). The assessment of restoration of habitat in urban wetlands. *Landscape and Urban Planning*, v.43, p.227-236.

GREIG-SMITH, P. (1983). *Quantitative plant ecology*. 2 ed. London: Butterworths. 256p.

GROVE, S.J. (2002). Tree basal area and dead wood as surrogate indicators of saproxylic insect faunal integrity: a case study from the Australian lowland tropics. *Ecological Indicators*, v. 1, p.171-188.

GUILHERME, F.A.G. (2000). Efeitos da cobertura de dossel na densidade e estatura de gramíneas e da regeneração natural de plantas lenhosas em mata de galeria, Brasília, DF. *Cerne*, v. 6, n. 1, p60-66.

HAMILL, S. (2001). *Biodiversity indicators for woodland owners*. [S.l.]: Canadian Biodiversity Institute/Eastern Ontario Model Forest. 19p.

JENNINGS, S.B.; BROWN, N.D.; SHEIL, D. (1999). Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. *Forestry*, v.72, n.1, p.59-73.

- JOLY, C.A. et al. (2000). Projeto Jacaré Pepira - O desenvolvimento de um modelo de recomposição de mata ciliar com base na florística regional. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (eds.) *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: Editora Universidade de São Paulo/Fapesp, 2000. p271 – 287.
- KABAKOFF, R.P.; CHAZDON, R.L. (1996). Effects of canopy species dominance on understorey light availability in low-elevation secondary forest stands in Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology*, v. 12, p.779-788.
- KAGEYAMA, P.Y.; CASTRO, C.F.; CARPANEZZI, A.A. (1989). Implantação de matas ciliares: estratégias para auxiliar a sucessão secundária. In: SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR. São Paulo, 1989. *Anais...*Campinas: Fundação Cargill. p 130-143.
- KAGEYAMA, P.Y et al. (1993). Consórcio de espécies nativas de diferentes grupos sucessionais em Teodoro Sampaio – SP. In II CONGRESSO DE ESSÊNCIAS NATIVAS, São Paulo. *Anais...* São Paulo: Instituto Florestal, v.2. p. 527-533.
- KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B. (2000). Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO – FILHO, H.F., ed. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: Editora Universidade de São Paulo/Fapesp, p.249-270.
- KOLKA, R.K.; NELSON, E.A.; TRETTIN, C.C. (2000). Conceptual assessment framework for forested wetland restoration: the Pen Branch experience. *Ecological Engineering*, v.15, p.S17-S21.
- KRONKA, J.F.N. et al. (2003). Inventário da vegetação natural do Estado de São Paulo. São Paulo: [s.n.]. No prelo.
- KRUSEMAN, G.; RUBEN, R.; KUYVENHOVEN, A. (1997). Analytical framework for disentangling the concept of sustainable land use. *Agricultural Systems*, v.50, p.191-207.
- LAZARINI, C. E. L. et al. (2001). Recuperação de matas de galeria: estudos de caso no Distrito Federal e entorno. In: RIBEIRO, J. F.; FONSECA, C. E. L.; SOUZA-SILVA, J. C. *Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria*. Planaltina: Embrapa Cerrado. p.815-970.
- MACEDO, A.C. (1993). *Revegetação: matas ciliares e de proteção ambiental*. São Paulo: Fundação Florestal/SMA, 27p.

MANOLIADIS, O.G. (2002). Development of ecological indicators – a methodology framework using compromise programming. *Ecological Indicators*, v. 2, p.169-176.

MANTOVANI, W. (1998). Recuperação e monitoramento de ecossistemas: escalas de abordagem. In: SIMPOSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS, 4. 1998. *Anais... Conferências e mesas redondas*. Águas de Lindóia, SP, Brasil. Publicações ACIESP nº 104, vol. V, p.228-294

McGEOCH, M.A.; VAN RENSBURG, B.J.; BOTES, A. (2002). The verification and application of bioindicators: a case study of dung beetles in a savana ecosystem. *Journal of Applied Ecology*, v. 36, p.661-672.

McLACHLAN, S.M.; BAZELY, D.R. (2001). Recovery patterns of understory herbs and their use as indicators of deciduous forest regeneration, *Conservation Biology*, v. 15, n. 1, p.98-110.

MEIRELLES, M.L. et al. (2002). Utilização do método de interseção na linha em levantamento quantitativo do estrato herbáceo do cerrado. *B. Herb. Ezechias Heringer*, v.9, p.60-68.

MORAES, F.T. (2000). Borboletas como indicadores de sucesso de reabilitação de áreas degradadas por mineração de bauxita em Poços de Caldas. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 4., 2000, Blumenau. *Resumos...* Blumenau: SOBRADE/FURB. p.194.

MROSEK, T. (2001). Developing and testing of a method for the analysis and assessment of multiple forest use from a forest conservation perspective. *Forest Ecology and Management*, v. 140, p.65-74.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLEMBERG, H. (1974). Aims and methods of vegetation ecology. New York: Wiley and Sons.

NOSS, R.F. (1999). Assessing and monitoring forest biodiversity: a suggested framework and indicators. *Forest Ecology and Management*, v.115, p.135-146.

OCAMPO-ALMEIDA, R.O.; SÁNCHEZ, L.E. (2002). Indicadores de revegetação de áreas degradadas: ensaios de aplicação para mineração de areia. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 5. 2002, Belo Horizonte. *Anais...*Belo Horizonte: SOBRADE. p.416-418.

PALLER, M.H. et al. (2000). Use of fish community data to evaluate restoration success of a riparian stream. *Ecological Engineering*, v.15, p.171-187.

PIÑA-RODRIGUES, F.C.M.; PIRATELLI, A.J.; EULER, A.M.C. (2000). Uso de bioindicadores para análise da degradação de fragmentos florestais na microbacia do rio Ubá, Paty do Alferes (RJ). In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 4., 2000, Blumenau. *Resumos...* Blumenau: SOBRADE/FURB. p.132.

POPHAM, T.W.; BAKER, R.L. (1987). Ocular and densitometer estimates of understory foliar cover in forests of Alabama. *Research Note*, SO-334, p.1-4.

R FOUNDATION (2003). The R project for statistical computing. Disponível em <<http://www.r-project.org>>. Acesso em 22 nov.

RÉ, T.M.; SILVA, C.S. (2002). Uso de formigas no biomonitoramento ambiental: uma proposta metodológica para avaliação qualitativa de dunas litorâneas reabilitadas. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 5. 2002, Belo Horizonte. *Anais...*Belo Horizonte: SOBRADE. p.161-163.

RIBAUDO, M.C. et al. (2001). Environmental indices and the politics of the Conservation Reserve Program. *Ecological Indicators*, v.1, p.11-20.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. (1998). Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento. In: Dias, L E; Melo, J W V. *Recuperação de Áreas Degradadas*. Viçosa: UFV, Departamento de Solos; Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, p 203-215.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, (2000). Conceitos, tendências e ações para a recuperação de formações ciliares In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO – FILHO, H.F., ed. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: Editora Universidade de São Paulo/Fapesp, p.235-247.

ROVEDER, A.P. et al. (2002). Colêmbolos como indicadores biológicos em solos areníticos da região Sudoeste do Rio Grande do Sul. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 5. 2002, Belo Horizonte. *Anais...*Belo Horizonte: SOBRADE. p.122-124.

SÃO PAULO (Estado) SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE (1999). *Pontal do Paranapanema – Zoneamento Ecológico – Econômico*. São Paulo. 110 p.

SÃO PAULO (2001). Resolução do Secretário Estadual do Meio Ambiente número 21, de 21 de novembro de 2001. Diário Oficial do Estado, São Paulo, SP, 23 nov. Seção I, p.31 – 33.

SCHLITTER, F.H.M. (1984). *Composição florística e estrutura fitossociológica do subosque de uma plantação de Eucalyptus tereticornis Sm. No município de Rio Claro-SP*. 142 p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

SILVA, R.T.; VALCARCEL, R. (2002). Indicadores hidrológicos na recuperação de voçorocas. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 5. 2002, Belo Horizonte. Anais...Belo Horizonte: SOBRADE. p.161-163.

SILVEIRA, E.R. (2001) *Recuperação da mata ciliar do córrego Tarumã (Tarumã, SP): aspectos ambientais de quatro modelos florestais dez anos após o plantio*. 2001. 82p. (Dissertação Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

SIQUEIRA, L.P. (2002). *Monitoramento de áreas restauradas no interior do Estado de São Paulo, Brasil*. 116 p. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2002

SORREANO, M.C.M. (2002). *Avaliação de aspectos da dinâmica de florestas restauradas com diferentes idades*.144 p. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2002

SOUZA, F.M. (2000) *Estrutura e dinâmica do estrato arbóreo e da regeneração natural em áreas restauradas*. 2000. 69p. (Dissertação Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2000.

STELLA, A. (2002). *Seleção de espécies arbóreas tropicais prioritárias para a conservação: o caso da Estação Ecológica de Caetetus*. 73p. Dissertação (Mestrado). Instituto de Biologia, Universidade de Campinas, Campinas, 2002.

STUMPF, K.A. (1993). The estimation of forest vegetation cover using a vertical densitometer. In: *SAF NATIONAL CONVENTION*. Indianapolis.

THOM, R.M. (1997). System-development matrix for adaptative management of coastal ecosystem restoration projects. *Ecological Engineering*, v.8, p.219-232.

VENTURIM, J.B.; VENTURIM, E.V.C. (2000). Uso de indicadores no monitoramento de áreas degradadas. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 4., 2000, Blumenau. *Resumos...* Blumenau: SOBRADE/FURB. p.222.

APÊNDICE A - Guia para monitoramento de reflorestamento de restauração de matas ciliares no Médio Paranapanema, SP.

“GUIA PARA MONITORAMENTO DE REFLORESTAMENTO DE RESTAURAÇÃO DE MATAS CILIARES NO MÉDIO PARANAPANEMA”

I. INTRODUÇÃO

Este guia tem como objetivo fornecer subsídios técnicos àqueles que trabalham na elaboração, implantação, manutenção, fomento e fiscalização de projetos de reflorestamento de matas ciliares na Região do Médio Paranapanema.

Espera-se que sua utilização possa trazer objetividade ao monitoramento dos reflorestamentos, permitindo, também, que os técnicos possam indicar ações de manejo que possibilitem a obtenção do sucesso da restauração florestal.

Foram estabelecidas como diretrizes para sua elaboração:

- a utilização de indicadores de evolução dos reflorestamentos que fossem relevantes e sensíveis às alterações relacionadas ao manejo e idade dos plantios e que, além disso, pudessem ser coletados de forma consistente e fácil, além de ser facilmente compreensíveis;

- a utilização de métodos de fácil aplicação, de forma a dar agilidade ao monitoramento e possibilitar rápido retorno ao responsável pelo reflorestamento, possibilitando, quando necessário, a adoção de medidas corretivas de manejo.

II. MATRIZ DE AVALIAÇÃO

A matriz de avaliação permite a análise de cada um dos indicadores, o diagnóstico do nível de adequação de cada um deles e as recomendações para adequação.

O técnico responsável pela avaliação deverá, durante a visita ao reflorestamento, realizar as observações, de forma a comparar os resultados de campo com os valores estabelecidos nos diferentes níveis de adequação da matriz.

Para a determinação dos valores, ao realizar as visitas em campo o técnico deverá seguir as instruções constantes no item III deste guia.

Os valores obtidos em campo permitem a identificação de níveis de adequação do reflorestamento para cada indicador, sugerindo o nível de urgência de realização das atividades de manejo, e para cada um dos indicadores são apresentadas recomendações para realização do manejo de adequação, quando a avaliação de cada indicador levantado nos plantios não corresponder ao nível 1 de adequação.

III. DETERMINAÇÃO DO NÍVEL DE ADEQUAÇÃO DOS INDICADORES

III.1. Grupo de indicadores do nível de preparo da área para a restauração

Para avaliação destes indicadores o técnico deverá percorrer a área do reflorestamento observando:

- a) o isolamento que impeça que novas fontes de perturbação venham a ocorrer na área. Este indicador refere-se principalmente à instalação de cercas em locais onde se pratique a criação animal. O resultado desta observação deverá subsidiar a avaliação do indicador isolamento;
- b) Ocorrência recente de perturbações que venham a prejudicar o processo de restauração. Na região são mais comuns as ocorrências de fogo, erosão e entrada de gado;
- c) Se as perturbações que ocorriam no local antes da implantação do reflorestamento foram interrompidas e em que porcentagem da área. Para tanto deverá ser utilizada estimativa visual.

Para cada um dos itens acima o avaliador deverá apontar o nível de adequação no indicador correspondente na matriz.

III.2. Grupo de indicadores do nível de manutenção do reflorestamento

a) *Mortalidade de árvores:*

O avaliador deverá escolher duas linhas de plantio, evitando as bordaduras. No espaço onde deveriam ocorrer 20 mudas verificar quantas falhas ocorrem e transformar a contagem em porcentagem pela fórmula:

$$\text{Mortalidade (\%)} = \text{número de falhas} \times 5$$

Este procedimento deverá ser repetido por quatro vezes em diferentes pontos do plantio para cálculo de média dos valores obtidos, sendo então o valor médio considerado para a avaliação.

b) Ataque de formigas:

Para cálculo do ataque deverá ser adotado o mesmo procedimento da mortalidade (item acima).

O avaliador deverá observar a possibilidade de ocorrência de ataque em reboleiras, principalmente nas bordas do reflorestamento. Neste caso, deve ser dispensada a avaliação por amostragem, sendo então realizada estimativa visual.

c) Mato competição:

Deverá ser realizada apenas estimativa visual e posterior escolha do nível de adequação pelo avaliador.

III. 3. Indicadores de estrutura da floresta em formação:

a) Riqueza de espécies:

A riqueza de espécies nativas deverá ser averiguada através de caminhamento em ziguezague nas áreas sob avaliação. O número de espécies deverá ser confrontado com o previsto pela Resolução SMA 21, de 21/11/2001, ou seja:

- 30 espécies para projetos com até 1 hectare;
- 50 espécies para projetos com mais de 1, até 20 hectares;
- 60 espécies para projetos com mais de 20, até 50 hectares;
- 80 espécies para projetos com mais de 50 hectares.

O avaliador deverá estar atento, pois, conforme prevê a Resolução 21, o número de espécies pode ser reduzido, a depender de peculiaridades locais.

b) Cobertura de copas:

Trata-se do indicador estrutural mais importante da avaliação e para estimá-lo o avaliador deverá portar uma trena com 15 metros e proceder da seguinte maneira:

Esticar a trena numa extensão de 15 metros em sentido oblíquo à orientação das linhas de plantio, de forma que a leitura não seja influenciada pelo arranjo das plantas (Figura A).

Para cada árvore que tenha a copa se sobrepondo à trena o avaliador irá medir a projeção de cada copa na trena, somando os valores no final.

O valor percentual de cobertura em cada medição será obtido pela fórmula:

$$C\% = 100 \left(\sum_{i=1}^n P_i \right) / 15$$

C% = cobertura percentual de copas

P_i = projeção da copa do indivíduo i na trena (m)

Este procedimento será repetido por 20 vezes. O valor final a ser considerado na avaliação deverá ser a média das 20 estimativas.

Os valores de cobertura esperada devem ser estimados, para cada área, em função de sua idade, pela equação:

$$\text{Cobertura esperada (\%)} = 4,5142 \mathbf{x} - 7,8098$$

Onde \mathbf{x} = idade do plantio em meses

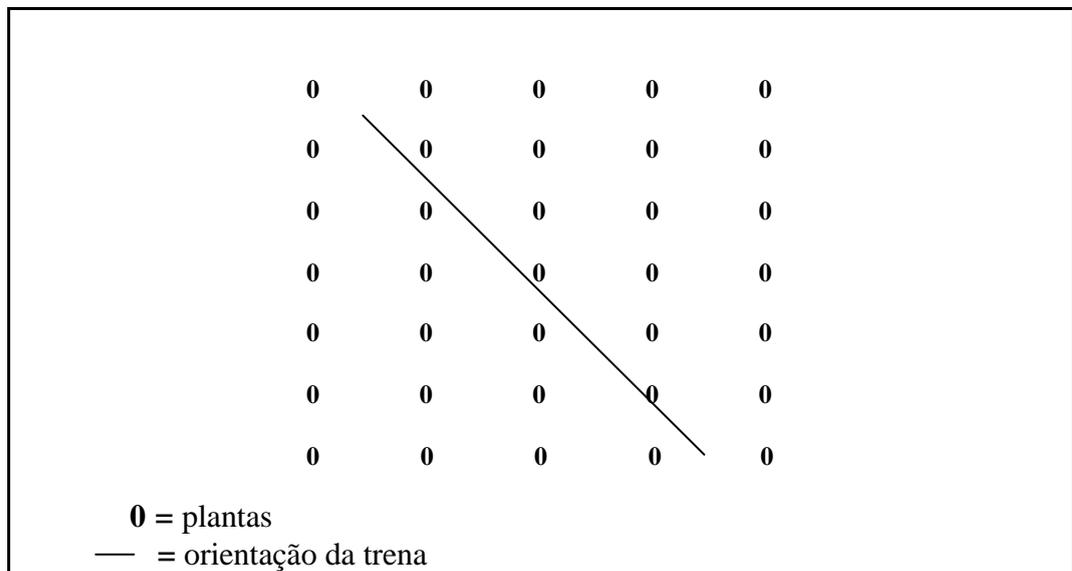


Figura A: Orientação da trena para estimativa de cobertura entre as linhas de plantio.

IV. RECOMENDAÇÕES PARA ADEQUAÇÃO DO REFLORESTAMENTO

Na última coluna da matriz de avaliação são apontadas as recomendações para adequação no caso dos indicadores não atingirem o Nível de Adequação 1.

Não foram descritos detalhes de cada operação necessária, uma vez que o rol de possibilidades é muito grande e poderá variar, em cada caso, com a disponibilidade de insumos, com as condições de clima, com a urgência da adoção das medidas corretivas, com a disponibilidade financeira do responsável pela área e outros aspectos.

O combate a formigas, por exemplo, pode ser feito com termonebulizadores, pó formicida ou isca granulada. A opção por alguma destas técnicas dependerá principalmente das condições climáticas e talvez da disponibilidade de máquinas (termonebulizadores ou bombas para pó) na propriedade.

As recomendações, quando necessárias, devem tentar atender a diferentes indicadores. Desta forma, caso seja necessário o replantio por alta mortalidade deve-se tentar utilizar espécies de forma a fazer o reflorestamento atingir o nível adequado do indicador riqueza ou utilizar-se de espécies de maior crescimento e promover a cobertura adequada.

Quando se fizerem necessárias recomendações referentes às espécies de rápido crescimento, aquelas de melhor desempenho nos solos mais férteis da região do Médio Paranapanema são:

Guazuma ulmifolia (mutambo), *Croton urucurana* (sangra-d'água), *Cordia superba* (babosa-branca), *Enterolobium contortisiliquium* (timburi), *Cytherexylum mirianthum* (pau-viola), *Heliocarpus americanus* (jangada-brava), *Acacia polyphylla* (monjoleiro) e *Anadenathera macrocarpa* (angico-branco).