

**CHUVA DE SEMENTES EM UMA ÁREA EM
PROCESSO DE RESTAURAÇÃO VEGETAL EM
SANTA CRUZ DAS PALMEIRAS (SP)**

KARINA CAVALHEIRO BARBOSA

**Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências
da Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita
Filho”, Campus de Rio Claro, para a obtenção do
título de Mestre em Ciências Biológicas (Área de
Concentração: Biologia Vegetal)**

**Rio Claro
Estado de São Paulo – Brasil
Janeiro de 2004**

**CHUVA DE SEMENTES EM UMA ÁREA EM
PROCESSO DE RESTAURAÇÃO VEGETAL EM
SANTA CRUZ DAS PALMEIRAS (SP)**

KARINA CAVALHEIRO BARBOSA

Orientador: Prof. Dr. MARCO AURÉLIO PIZO

**Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências
da Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita
Filho”, Campus de Rio Claro, para a obtenção do
título de Mestre em Ciências Biológicas (Área de
Concentração: Biologia Vegetal)**

**Rio Claro
Estado de São Paulo – Brasil
Janeiro de 2004**

*Especialmente aos meus pais, também aos meus irmãos
e aos verdadeiros amigos, é que dedico este trabalho.*

Agradecimentos

Ao Prof. Dr. Marco Aurélio Pizo pela orientação, atenção, apoio e principalmente pelos conhecimentos transmitidos;

Ao meu pai, professor na vida e na profissão, e que muito me apóia e incentiva;

À DEDINI S/A Agroindústria, principalmente ao Agro. Reinaldo Chitolina pelo apoio e incentivo prestado desde o início;

À CAPES pela bolsa de auxílio;

À todo o Corpo Docente da Pós-Graduação e colegas da Unesp de Rio Claro, especialmente à Profa. Adelita e, também a outros professores com os quais tive algum aprendizado;

Ao Instituto de Botânica de São Paulo e seus pesquisadores principalmente Catharino e Márcia e,

Muito em especial ao meu Tio Zé Marcos pelo carinho, apoio e incentivo;

Ao Geraldinho, Zi, Akemi, Dani, Carlos, Nelson e tantas outras pessoas que me ajudaram em alguma etapa durante esta pesquisa, principalmente à minha mãe que também entrou na dança;

À Suzana e Seu Samuel que muito me auxiliaram na coleta de dados e principalmente com a identificação das espécies no campo;

À muitas pessoas (amigos) que me ajudaram ou apoiaram no decorrer deste trabalho...Rose, Mário Sérgio, Alan, Adriana, Daninha, Larissa, Nana, Fúlvio...

À meus familiares e à tantos “outros” amigos que torceram por mim e,

Especialmente à Deus.

RESUMO

O presente trabalho teve por objetivo investigar os fatores (de estrutura e composição da vegetação) que influenciam a chuva de sementes em uma área em processo de restauração florestal, bem como sua flutuação sazonal e os padrões de limitação de sementes, de fonte e de dispersão. O trabalho foi desenvolvido na Fazenda São Carlos (21°47'S e 46°47'W), município de Santa Cruz das Palmeiras (SP), com 12 ha correspondente a formação florestal heterogênea implantada há cerca de 10 anos como parte da recuperação ambiental da área. Foram utilizados 53 coletores de sementes medindo 1m x 1m x 0,15m de profundidade distribuídos sob as copas de quatro diferentes espécies implantadas na área: *Schinus terebinthifolius* e *Trema micrantha* (espécies zoocóricas), *Schizolobium parahyba* e *Croton urucurana* (espécies não zoocóricas). As sementes foram coletadas mensalmente no período de setembro de 2002 a agosto de 2003. As sementes coletadas foram classificadas segundo a síndrome de dispersão (zoocóricas, anemocóricas e autocóricas) e a origem na área (provenientes de espécies plantadas ou não, estas últimas chamadas de colonizadoras). A estrutura e composição da vegetação foi amostrada em parcelas circulares estabelecidas com raio de 5m ao redor de cada coletor. Os resultados indicaram uma intensa chuva de sementes na área em restauração, dominada por duas espécies plantadas (*Trema micrantha*, *Schinus terebinthifolius*) e duas colonizadoras (*Tecoma stans* e *Maclura tinctoria*) o que pode ser explicado pela grande produção de sementes destas espécies e/ou por ocorrerem em altas densidades na área de estudo. A densidade de sementes coletadas apresentou dois picos ao longo do período de amostragem, um em outubro de 2002 e outro menor em julho de 2003. A elevada quantidade de sementes em outubro de 2002 ocorreu devido à grande quantidade de sementes anemocóricas, enquanto em julho de 2003, a quantidade de sementes tanto zoocóricas quanto anemocóricas foram as principais responsáveis pelo pico observado. Os parâmetros de estrutura e composição da vegetação investigados não influenciaram a chuva de sementes totais ou anemocóricas. A riqueza e abundância de sementes zoocóricas foram

afetadas pela riqueza e abundância de plantas zoocóricas na vizinhança dos coletores mostrando que a composição da vegetação nas imediações de um determinado ponto é mais determinante para a chuva de sementes zoocóricas que para as anemocóricas, o que provavelmente está relacionado com o fato de uma alta concentração de plantas zoocóricas atrair a fauna de dispersores de sementes e, com isto, propiciar maior deposição de sementes naquele ponto. Comparando-se a chuva de sementes sob as quatro espécies de plantas acima citadas, foi possível constatar que mais importante que a síndrome de dispersão da espécie sob a qual se amostrou a chuva de sementes, foi a composição da vegetação ao seu redor. Assim concluiu-se que, não apenas a composição de espécies utilizadas no projeto de restauração de uma determinada área influencia a chuva de sementes, mas, ao menos para as sementes zoocóricas, também a distribuição espacial das espécies implantadas deve ser considerada. Considerando todas as espécies de sementes amostradas, a limitação de dispersão predominou sobre a limitação da fonte. Tal fato se deve provavelmente a (1) predominarem na área, como plantadas ou colonizadoras, espécies pioneiras que caracteristicamente produzem muitas sementes, e (2) algumas espécies (e.g., *Syagrus rommanzoffiana*) não terem dispersores na área de estudo. O primeiro item também contribuiu para que não houvesse qualquer diferença quanto à limitação de fonte entre espécies plantadas e colonizadoras. Já o fato das sementes de espécies colonizadoras terem sofrido menor limitação de sementes e de dispersão, apenas revela que as espécies que chegaram na área em recuperação possuem alta capacidade de ocupação de novos ambientes, seja por produzirem caracteristicamente grande quantidade de sementes e/ou pela alta capacidade de dispersão, tanto pelo vento quanto por animais frugívoros.

ABSTRACT

The purpose of this work is to investigate the factors (of structure and composition of the vegetation) that influence the seed rain in an area where there's an ongoing process of forest restoration. The seasonal fluctuation in seed rain, and the patterns of seed, source, and dispersal limitation were investigated. The work was developed at Fazenda São Carlos Farm (21°47'S e 46°47'W), in the city of Santa Cruz das Palmeiras (SP), in 12 ha corresponding to a heterogeneous forest development started more than 10 years ago as part of the environmental recovery of the area. It has been used 53 seed traps with 1m x 0,15m depth distributed below the canopies of four different species implanted in the area: *Schinus terebinthifolius* and *Trema micrantha* (zoochorous species) and *Schizolobium parahyba* e *Croton urucurana* (non-zoochorous species). Seeds were collected monthly between September/2002 and August/2003. The collected seeds were classified according to its dispersal syndrome (zoochorous, anemochorous and autochorous) and the origin in the area (deriving from planted species or not, these last ones called "no-planted"). The structure and composition of the vegetation were sampled in circular areas set up within a 5m radius around each seed trap. The results indicate an intense seed rain in the restoration area, dominated by two planted species (*Trema micrantha* and *Schinus terebinthifolius*) and two no-planted (*Tecoma stans* and *Maclura tinctoria*), what can be justified by the large production of seeds from those species and/or because of its high abundance in the study area. The density of the seeds collected showed two peaks along the sampling period, one in October/2002 and another one, smaller, in July/2003. The high amount of seeds in October/2002 occurred because of the high quantity of anemochorous seeds, while in July/2003, both zoochorous and anemochorous seeds were responsible for the noticed peak. The parameters of structure and composition of the vegetation did not influence total or anemochorous seed rain. The richness and abundance of zoochorous species were affected by the richness and abundance of the zoochorous plants

in the area, showing that the composition of the vegetation on the surroundings of a specific spot is more determinant for the zoochorous seed rain than for the anemochorous, what is probably related to the fact that a high concentration of zoochorous species attracts the seed disperses fauna, and consequently allows a large seed fall on that spot. Comparing the seed rain under the four species of plants above mentioned, it was possible to notice that, more important than the dispersal syndrome of the species under which the seed rain was sampled, was the composition of the vegetation on its surroundings. Considering that, it was concluded that not only the species used on the restoration project of a specific area can influence the seed rain, but, at least for the zoochorous species, the spacial distribution of the implanted species must also be taken into account. Considering all the sampled seed species, the dispersal limitation has prevailed over the source limitation. This probably happened because: 1) It had prevailed in the area, planted or no-planted, pioneer species that typically have a large seed production, and, 2) some species (e.g. *Syagrus rommanzoffiana*) had no seed disperses within the area of study. The first item has probably also contributed to the fact that no difference in source limitation between planted species and no-planted was detected. However, the fact that the seeds of no-planted species had suffered a smaller seed and dispersal limitation only shows that the species that reached the area have a high capability to occupy new environments, whether because its typically high seed production and/or because of its high capability of dispersal, whether by the wind or by frugivorous animals.

ÍNDICE

RESUMO.....	iv
ABSTRACT.....	vi
1. INTRODUÇÃO.....	01
2. OBJETIVOS.....	03
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	04
3.1. Restauração de Áreas Degradadas.....	04
3.1.1. Definições e Objetivos.....	04
3.1.2. Breve Histórico no Brasil.....	06
3.1.3. Dificuldades e Tendências na Restauração de Áreas Degradadas.....	10
3.2. Dispersão de Sementes e Restauração de Áreas Degradadas.....	11
3.2.1. Limitação de sementes.....	14
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	16
4.1. Área de estudo.....	16
4.2. Histórico de ocupação da área e caracterização do Projeto de Restauração Implantado.....	19
4.3. Chuva de sementes.....	24
4.3.1. Estrutura e composição da vegetação.....	26

4.4. Análises estatísticas.....	27
4.4.1. Influência da estrutura e composição da vegetação sobre a chuva de sementes.....	28
4.4.2. Influência da espécie de planta sobre a chuva de sementes zoocóricas.....	29
4.4.3. Limitação de sementes.....	30
5. RESULTADOS.....	32
5.1. Padrão geral da chuva de sementes.....	33
5.2. Influência da estrutura e composição da vegetação sobre a chuva de sementes.....	42
5.3. Influência da espécie de planta sobre a chuva de sementes zoocóricas.....	47
5.4. Limitação de sementes.....	49
6. DISCUSSÃO.....	51
7. CONCLUSÕES.....	57
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	59
APÊNDICE 1.....	70

Listagem das Figuras

- Figura 1** – Pluviosidade e temperatura média mensais durante o período de setembro de 2002 a agosto de 2003 para a região da área de estudo..... **17**
- Figura 2** – Vista parcial da área de estudo (2003) em Santa Cruz das Palmeiras (SP) representando a mata ciliar implantada. Em primeiro plano a área limpa devido ao corte da cana-de-açúcar e, em segundo plano, ao fundo, a cultura de cana-de-açúcar..... **19**
- Figura 3** – Vista parcial da área de estudo em Santa Cruz das Palmeiras (SP) representando a várzea abandonada em 1993, antes do início do trabalho de recuperação. Em primeiro plano a vegetação graminóide e, em segundo plano, a cultura de cana-de-açúcar..... **21**
- Figura 4** – Esquema da área de estudo com indicação de aceiros, olhos d' água, córrego (dreno principal), setores com plantios de espécies nativas e formação de várzea, na Fazenda São Carlos em Santa Cruz das Palmeiras (SP)..... **24**
- Figura 5** – Vista de um dos coletores de sementes utilizados para o estudo de chuva de sementes em Santa Cruz das Palmeiras (SP)..... **25**
- Figura 6** – Curva cumulativa do número de espécies coletadas ao longo de 12 meses (agosto com a instalação dos coletores, setembro efetuada a primeira coleta até agosto de 2003 a última coleta), na Fazenda São Carlos, em Santa Cruz das Palmeiras (SP)..... **37**
- Figura 7** – Densidade de sementes (sementes/m²) amostradas mensalmente nos coletores no período de setembro de 2002 (S) a agosto de 2003 segundo as síndromes de dispersão, na Fazenda São Carlos, em Santa Cruz das Palmeiras (SP)..... **41**

Figura 8 – Número de espécies amostradas mensalmente nos coletores no período de setembro (S) de 2002 a agosto de 2003, na Fazenda São Carlos, em Santa Cruz das Palmeiras (SP)..... **42**

Figura 9 – Número médio de sementes (A) e espécies de sementes (B) (e respectivos desvios padrões) coletadas sob indivíduos de *Trema micrantha*; *Schinus terebinthifolius*; *Croton urucurana* e *Schizolobium parahyba* na área em restauração em Santa Cruz das Palmeiras, SP..... **48**

Listagem das Tabelas

Tabela 1 – Lista das espécies implantadas no Projeto de Recuperação Ambiental, realizado na Fazenda São Carlos, em Santa Cruz das Palmeiras (SP) com informações sobre síndromes de dispersão..... **22**

Tabela 2 – Espécies de sementes coletadas na área em recuperação em Santa Cruz das Palmeiras – SP com informações sobre síndrome de dispersão, origem na área (plantada ou colonizadora), número de sementes coletadas, frequência de ocorrência, densidade de sementes, número de coletores em que a espécie foi coletada e limitações de sementes, de fonte e dispersão (veja texto para definições)..... **34**

Tabela 3 – Número de espécies e de sementes coletadas e classificadas segundo sua síndrome de dispersão (zoocórica, anemocórica e autocórica) e origem na área (plantada ou colonizadora). Os valores entre parênteses correspondem às porcentagens..... **36**

Tabela 4 – Espécies e número de sementes encontradas mensalmente nos coletores na área em restauração em Santa Cruz das Palmeiras – SP no período de setembro de 2002 a agosto de 2003..... **39**

Tabela 5 – Parâmetros da vegetação amostrados em uma área de 5 m de raio ao redor de 53 coletores de sementes na área em recuperação em Santa Cruz das Palmeiras, SP..... **43**

Tabela 6 – Cargas dos fatores extraídos das Análises de Componentes Principais (PCA) envolvendo parâmetros da estrutura e composição da vegetação. São apresentados ainda os autovalores e a porcentagem da variância explicada por cada fator. Foram feitas distintas PCAs para a análise das sementes totais (i.e., todas as sementes coletadas independente da síndrome de dispersão), apenas para as espécies zoocóricas e apenas para as

anemocóricas. O hífen indica que o parâmetro não foi incluído na análise. As cargas que mais pesaram em cada fator estão destacadas em negrito. Códigos dos parâmetros de acordo com a Tabela 5..... **45**

Tabela 7 - Parâmetros estatísticos das análises de regressão envolvendo os fatores selecionados da Análise de Componentes Principais (variáveis independentes) e a abundância e riqueza de sementes zoocóricas (variáveis dependentes) coletadas na área em restauração em Santa Cruz das Palmeiras, SP. Efeitos significativos estão destacados em negrito..... **46**

Tabela 8 - Resultados da Análise de Variância (ANOVA) fatorial que investiga os efeitos da síndrome de dispersão (zoocórica x anemocórica), da origem das sementes (plantadas x colonizadoras) e da interação entre estes dois fatores sobre as limitações de semente, de fonte e de dispersão (veja item 3.2.1). Efeitos significativos ou marginalmente significativos estão destacados em negrito..... **50**

1. INTRODUÇÃO

A degradação ambiental ocasionada por intervenções antrópicas tem promovido a redução, fragmentação e isolamento de paisagens, comprometendo suas principais características e levando à perda da biodiversidade e das funções a ela atribuídas (Barbosa, 1989; Decamps & Naiman, 1990; Joly, 1994; Barbosa *et al.*, 1997; Rodrigues & Leitão Filho, 2000). No Estado de São Paulo, por exemplo, grandes extensões de áreas naturais inalteradas pelo homem representam apenas 7,2 % da área do Estado (SMA 1998); o restante é constituído por áreas alteradas com diferentes graus de perturbação. Assim, a restauração vegetal de áreas degradadas surge como uma importante estratégia de conservação para a manutenção da biodiversidade.

Embora a restauração ambiental no Brasil tenha seu primeiro registro histórico datado do Período Imperial (Kageyama & Gandara, 2000), apenas nos últimos 15 a 20 anos é que se tem observado significativo acúmulo de conhecimentos envolvendo a dinâmica de formações florestais nativas, levando a “restauração de áreas degradadas” a adquirir caráter de área de conhecimento. Nesta área são realizados estudos não somente sobre a revegetação de determinadas áreas, mas também a reconstituição de interações e da dinâmica dos ecossistemas de modo a garantir a perpetuação e evolução destes no espaço e no tempo (Palmer *et al.*, 1997; Rodrigues &

Gandolfi, 2000; Barbosa & Martins, 2003). Deste modo, o termo “restauração” adotado neste trabalho é utilizado como sinônimo de “recuperação” para modelos que envolvem o reflorestamento heterogêneo com espécies nativas, semelhante ao existente na situação original.

Apesar dos avanços nesta linha de pesquisa e do acúmulo de conhecimentos envolvendo a dinâmica de formações florestais nativas, são ainda necessários estudos para garantir o sucesso dos projetos de restauração. Resultados recentes de projetos de reflorestamento no Estado de São Paulo têm apontado alguns problemas, tais como o declínio de florestas implantadas com baixa diversidade de espécies arbóreas nativas (Barbosa *et al.*, 2003). A restauração de áreas degradadas a partir de plantios induzidos com espécies nativas e com alta diversidade parece ser importante para propiciar sua perpetuação, pois propicia focos de recrutamento para novas espécies cujos propágulos são trazidos por diversos animais frugívoros (Melo *et al.*, 2002). Assim, é fundamental o constante aporte de sementes determinado pela chuva de sementes, sementes estas produzidas por espécies encontradas no local (autóctones) ou provenientes de outros locais (alóctones) que, neste caso, alcançam a área por intermédio de algum agente de dispersão (Martínez-Ramos & Soto-Castro, 1993). É preciso, portanto, estudar melhor os fatores determinantes da chuva de sementes e a sua relação com a estrutura da vegetação nas áreas em processo de restauração para otimizar o aporte de sementes.

Investigar os padrões e dinâmica da chuva de sementes em uma área em processo de restauração vegetal foi o objetivo geral deste trabalho e, o fato da chuva de sementes ser um fator determinante para o sucesso dos projetos de restauração de áreas degradadas justifica este objetivo.

2. OBJETIVOS

Estudou-se a chuva de sementes e as características estruturais e de composição da vegetação que a influenciam em uma área de restauração florestal induzida a partir de plantios heterogêneos com espécies arbóreas nativas. Este trabalho procurou responder às seguintes questões:

1. Quais sementes compõem a chuva de sementes na área de estudo?
2. Que proporção destas sementes são provenientes de espécies utilizadas no projeto de restauração da área (plantadas) e quais as espécies imigrantes na área (colonizadoras), ou seja, espécies não implantadas?
3. Como varia sazonalmente (em magnitude e composição de espécies) a chuva de sementes na área em restauração?
4. Como a estrutura e composição da vegetação influenciam na chuva de sementes?
5. Qual a magnitude e quais os padrões de limitação de sementes (*sensu* Muller-Landau *et al.*, 2002) na área em processo de restauração?

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Restauração de Áreas Degradadas

3.1.1. Definições e Objetivos

A degradação ambiental pode ser definida como o processo de alteração negativa do ambiente, resultante de atividades humanas que possam causar desequilíbrio, parcial ou total, dos ecossistemas (Watanabe, 1997). Assim, a necessidade de se reverter o quadro atual da degradação ambiental promove o desafio de se “recuperar” áreas desmatadas ou degradadas, tendo-se como preocupação nestas ações o restabelecimento das funções e da estrutura dos ecossistemas. Por isso, a restauração de áreas degradadas nada mais é que uma consequência do uso inadequado da paisagem e constitui-se em uma tentativa limitada de remediar um dano ambiental (Mantovani, 1998; Rodrigues & Gandolfi, 2000).

A restauração de áreas degradadas visa reconstituir a estrutura e composição da vegetação, o mais próximo do seu estado original, respeitando a diversidade de espécies, a sucessão ecológica e a representatividade genética entre populações, sendo meta ou intuito a ser alcançada em projetos de restauração (Rodrigues & Gandolfi, 1996; Barbosa, 2000a).

Para Dias & Griffith (1998), há uma grande variedade de termos utilizados para designar as mais variadas situações que se referem à restauração ambiental, porém a padronização desta variedade de termos não deve ser mais preocupante que o próprio processo de recuperar. Desta maneira, recomenda-se em geral, a utilização do termo “recuperação” por este ser mais amplo e conseguir englobar os demais termos, podendo ser empregado genericamente (Barbosa & Mantovani, 2000). Porém o termo mais utilizado em trabalhos publicados em revistas internacionais é “restoration”, traduzido como “restauração”, e por este motivo este termo vem sendo adotado com maior frequência em trabalhos científicos publicados em todo o mundo.

De acordo com Barbosa & Mantovani (2000), o sucesso da “restauração” vegetal em áreas degradadas está relacionado com: a) a sustentabilidade ou capacidade da comunidade perpetuar-se; b) a resistência à invasão de organismos que não fazem parte do ecossistema; c) a obtenção da produtividade semelhante à do ecossistema natural; d) o restabelecimento das interações bióticas e e) o estabelecimento de uma elevada capacidade de retenção de nutrientes. Tais constatações remetem à necessidade do melhor conhecimento das interações complexas e dos fenômenos que se desenvolvem no ecossistema e compreendem os processos que levam à estruturação e manutenção de um ambiente no decorrer do tempo. Inclui-se aí as interações bióticas, especialmente aquelas envolvendo polinização e dispersão de sementes (Barbosa, 2000b; Rodrigues & Gandolfi, 2000; Loiselle & Blake, 2002; Reis *et al.*, 2003a; Kageyama, 2003).

Para se definir métodos de recomposição vegetal de determinada área, deve-se: a) efetuar o levantamento da vegetação regional e espécies características, b) selecionar os modelos, o sistema e as atividades de revegetação (distribuição das espécies no campo) e c) proceder ao plantio, manutenção e avaliação tendo como preocupações a biodiversidade, o funcionamento do ecossistema, a sua perpetuação, estabilidade, dinâmica e auto-sustentação (Rodrigues & Gandolfi, 1996; Barbosa, 2000 a e b; Rodrigues & Leitão Filho, 2000).

A dinâmica de sucessão natural de uma floresta deve ser respeitada sempre que se pretende realizar trabalhos de restauração florestal de áreas degradadas, pois é o processo pelo qual espécies se regeneram e se desenvolvem naturalmente (Macedo, 1993). Desta forma, o método sucessional é utilizado pela maioria dos trabalhos de reflorestamento. Por este método, as espécies são arranjadas de forma que as espécies de estágios iniciais (pioneiras) forneçam sombra para as espécies finais (secundárias e clímax), simulando assim o chamado processo sucessional (Budowski, 1965; Macedo, 1993).

Existem diversos modelos possíveis para a implantação de projetos de restauração vegetal de áreas degradadas principalmente utilizando espécies arbóreas nativas e de diferentes estágios sucessionais. Contudo, nenhum pode ser apontado como “modelo ideal”, já que esta afirmação depende ainda de muitos estudos e só poderia ser aplicada a situações pontuais, ou seja, dependente da causa de degradação, das condições locais e da recuperação pretendida. Levantamentos florísticos e fitossociológicos prévios, além do conhecimento da biologia, comportamento ecofisiológico das espécies selecionadas, conhecimento dos solos, microclima e diversos fatores relacionados com a auto-renovação da floresta são alguns dos aspectos a serem considerados na escolha das espécies a serem implantadas em determinada área para que se consiga a perpetuação do “novo” ecossistema (SIMPÓSIOS SOBRE MATA CILIAR, 1989 e 1999; Barbosa *et al.*, 1997; Barbosa, 2000 a e b).

3.1.2. Breve Histórico no Brasil

Impactos causados sobre o meio ambiente existem desde os tempos mais remotos. Entre os principais fatores da degradação ambiental estão os desmatamentos, a mineração, a urbanização, uso e ocupação desordenada dos espaços territoriais, as atividades agropecuárias (incluindo o uso excessivo de produtos químicos e de máquinas inadequadas), além da forte expansão

industrial (Dias & Griffith, 1998). Assim, uma das mais marcantes conseqüências das interferências antrópicas no meio ambiente é a fragmentação das paisagens (Barbosa & Mantovani, 2000) que vem sendo cada vez mais visível no último século e é considerada uma das maiores ameaças à biodiversidade global (Wilcox, 1980).

A restauração de ecossistemas degradados é uma atividade muito antiga na história de diferentes povos e, até há pouco tempo, não era considerada uma atividade com vínculos e concepções teórico-científicas, sendo praticada através do plantio de mudas com objetivos específicos como o controle da erosão, estabilização de taludes, melhoria visual e outros (Rodrigues & Gandolfi, 2000).

No Brasil, o primeiro registro histórico, porém não bem divulgado, para a atividade de recuperação de florestas refere-se à época imperial (1861), quando uma portaria do Ministério da Agricultura, Comércio e Obras Públicas determinou a utilização de “arvoredo do país” e apontou espaçamento e alinhamento para ser adotado em plantios de mudas (Kageyama & Gandara, 2000). Neste mesmo período também ocorreram os primeiros plantios mistos com espécies nativas, porém ainda sem a preocupação científica, sendo eles: na Floresta da Tijuca (RJ) em 1866, visando a preservação dos mananciais ameaçados pela extração de madeira, cultivos de cana-de-açúcar e café, e em Itatiaia em 1862 (Kageyama & Gandara, 2000) que com o passar dos anos resultou em uma floresta exuberante.

Assim, as primeiras tentativas de restauração de áreas degradadas tinham no plantio simples e aleatório de espécies arbóreas exóticas e nativas a principal forma de restauração vegetal. Depois disto, com a necessidade de se reduzir os custos para a recuperação das áreas, optou-se pela tentativa de se formar bosques com uma única ou poucas espécies, geralmente de rápido crescimento, esperando-se com isso que o bosque evoluísse a uma floresta nativa (Rodrigues & Gandolfi, 1996).

Entre 1955 e 1960, já com publicações de métodos de plantio e de resultados de pesquisas, ocorreu em Cosmópolis (SP) o plantio de 71 espécies nativas e exóticas com o objetivo de reconstruir fisionomicamente a mata

original e também fornecer alimento à ictiofauna (Nogueira, 1977). Porém, somente no fim do século XX, com a situação crítica causada por grandes desmatamentos e conseqüente desaparecimento da Mata Atlântica, é que alguns trabalhos relacionados à restauração de áreas degradadas foram desenvolvidos, embora ainda carentes de estudos científicos para embasá-los.

Nos anos 80, projetos de reflorestamento ou restauração de áreas degradadas eram embasados por poucos conhecimentos sobre a ecologia das florestas naturais ou implantadas e seus processos de estabelecimento envolvendo a sucessão vegetal. Uma das primeiras iniciativas ocorridas no Estado de São Paulo aconteceu em trechos degradados na Mata Atlântica de Encosta. Primeiramente incentivadas por indústrias que, preocupadas com intensos deslizamentos observados nas áreas de encosta, visavam a cobertura imediata do solo exposto onde verdadeiras cicatrizes eram formadas. Em várias destas áreas foram efetuados plantios de *Brachiaria sp* como medida de emergência para cobertura do solo a fim de evitar novos escorregamentos próximos às instalações industriais na Baixada Santista. Posteriormente, por iniciativa do Governo do Estado de São Paulo, através do Instituto de Botânica de São Paulo, e com contribuição industrial, ainda na Baixada Santista ocorreu o plantio de espécies de rápido crescimento, ou seja, espécies pioneiras, visando a cicatrização dos escorregamentos existentes (Silva Filho, 1988; Bononi, 1989).

Um dos primeiros projetos visando a revegetação de uma área nas encostas de Cubatão utilizava uma metodologia sofisticada de dispersão artificial de sementes de espécies nativas próprias da sucessão da Mata Atlântica. As sementes foram preparadas em laboratório por um processo chamado peletização e, posteriormente, transportadas por helicóptero que as despejou na encosta a ser recuperada. O processo foi considerado válido, porém custoso e recebeu muitas críticas principalmente porque outros pesquisadores, utilizando técnicas mais baratas como o cultivo de plântulas em viveiros e o plantio manual de mudas, obtiveram resultados muito semelhantes (Furlan & Nucci, 1999).

Com a conscientização da sociedade e também a exigência legal, a década de 90 foi marcada pela busca de alternativas para a restauração ambiental e pelo significativo aumento das iniciativas de estudos e projetos referentes à restauração de áreas degradadas, principalmente de matas ciliares (Kageyama & Gandara, 2000). Os últimos anos testemunharam um acúmulo significativo de conhecimentos envolvendo a dinâmica de formações nativas e a tecnologia de produção de espécies que levou a restauração de áreas degradadas a adquirir o caráter de uma área de conhecimento. Foram conduzidas mudanças em programas de restauração ambiental contemplando não apenas a revegetação, mas também a reconstituição das interações e da dinâmica de um ecossistema a fim de garantir sua perpetuação e evolução no espaço e no tempo (Palmer *et al.*, 1997; Rodrigues & Gandolfi, 2000; Barbosa, 2003).

Principalmente em São Paulo, avanços quanto à restauração de áreas degradadas têm sido conseguidos com a análise dos problemas envolvendo a substituição da cobertura florestal natural, com a instituição do “Relatório de Avaliação Preliminar” (RAP) e análises para fornecimento de licenciamento de atividades causadoras de impactos ambientais. Recentemente com as Resoluções SMA 21, de 21/11/2001 e SMA 47, de 26/11/2003 que fixou orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas no Estado e critérios mínimos para projetos de reflorestamento foram estabelecidos para Relatórios de Análises Preliminares (RAPs) e Estudos de Impactos Ambientais (EIAs), ou mesmo para avaliar Planos de Recuperação de Áreas Degradadas (PRADs). Desta maneira, a Resolução SMA 47/03, apesar de polêmica quanto a alguns aspectos, recebeu contribuições técnicas para seu aperfeiçoamento. De qualquer forma, a Resolução SMA 21, e atualmente a Resolução SMA 47, trouxeram importantes contribuições para a agilização de processos de licenciamento de determinados empreendimentos, plantios e supressão de vegetação nativa e alguns de seus aspectos devem ser considerados relevantes nos processos de recuperação vegetal, entre eles a necessidade de manutenção da diversidade biológica, a regeneração natural, a sucessão secundária e a tecnologia e produção de mudas (Barbosa, 2003).

Assim, atualmente os estudos e análises dos problemas envolvendo a substituição da cobertura florestal natural no Estado de São Paulo deve ser baseada na Resolução SMA 47 de 26-11-2003.

3.1.3. Dificuldades e Tendências na Restauração de Áreas Degradadas

A restauração de áreas degradadas é uma atividade delicada, não havendo fórmula que possa garantir seu sucesso em todos os casos. Cada área possui características específicas quanto à condição original (ambiental) e ao histórico de degradação que ditam o grau de dificuldade para a recuperação da área.

Uma das maiores dificuldades para a restauração de áreas degradadas está relacionada com a sua resiliência, ou seja, a capacidade de um ecossistema suportar perturbações ambientais mantendo estrutura e padrão geral de comportamento enquanto sua condição de equilíbrio dinâmico é modificada (Watanabe, 1997). Em áreas com baixa resiliência a regeneração natural, que seria uma forma de recuperação, torna-se impossibilitada pelo alto dano ambiental ocasionado por diversos fatores, tais como a invasão de espécies exóticas ou daninhas, a compactação, empobrecimento, contaminação e erosão dos solos, a ausência ou limitação do banco de sementes, a distância de fontes de propágulos, a ausência de animais dispersores de sementes e condições inadequadas à germinação das sementes (Cubiña & Aide, 2001).

De acordo com Reis *et al.* (2003 b), programas de restauração tradicionais são executados com vícios e podem comprometer a conservação *in situ* já que tem o uso quase exclusivo de espécies arbóreas, alguns utilizando espécies exóticas, podendo propiciar contaminação biológica local e por vezes potencializar a degradação quando poderiam efetivar a restauração através da sucessão ecológica. Ultimamente, têm surgido novas idéias para a restauração de áreas degradadas que propõem a “nucleação”, ou seja, a utilização de espécies capazes de propiciar significativa melhoria nas qualidades ambientais permitindo aumento na probabilidade de ocupação do

ambiente por outras espécies (Yarranton & Morrison, 1974), como uma forma de restituir uma biodiversidade condizente com as características da paisagem e das condições microclimáticas locais (Reis *et al.*, 2003 a e b).

Muitos aspectos da restauração de áreas estão sendo exaustivamente discutidos e testados, porém um dos maiores consensos refere-se à importância do restabelecimento da biodiversidade dessas áreas, envolvendo as diversas formas de vida vegetal, animal e suas interações (Rodrigues & Gandolfi, 2003). Desta maneira, tendências atuais para estratégias de restauração de áreas degradadas são fundamentadas em conservação e manutenção da biodiversidade. Neste aspecto, a dispersão de sementes desempenha papel importante no estabelecimento de uma floresta heterogênea com possibilidade real de estabilidade e de manutenção de boa diversidade.

3.2. Dispersão de Sementes e Restauração de Áreas Degradadas

Extremamente importante na organização de ecossistemas por sua influência sobre a composição, estrutura e dinâmica de populações de plantas, bem como para a persistência, evolução e distribuição geográfica das espécies, a dispersão de sementes é o movimento das sementes ou propágulos para longe de suas fontes, um processo biológico fundamental e regulador de diversos fatores que operam em escala espacial e temporal (Harper, 1997; Nathan & Muller-Landau, 2000; Nathan, 2001).

A dispersão de sementes não só determina a área potencial de recrutamento, possibilitando a chegada de sementes a locais favoráveis ao seu estabelecimento (Nathan & Muller-Landau, 2000), como o transporte da semente para longe da planta-mãe representa um importante mecanismo de sobrevivência, já que diminui a competição e predação de sementes e plântulas próximas à planta-mãe, além de possibilitar a colonização de novas áreas (Janzen, 1970; van der Pijl, 1982; Howe & Smallwood, 1982).

A distância atingida na dispersão de uma semente é determinada pelas características morfológicas da semente e pelo comportamento do

agente dispersor (Willson, 1993). O deslocamento dos dispersores de sementes e o espectro de deposição de sementes que produzem no ambiente proporcionam heterogeneidade temporal e espacial na composição da chuva de sementes e influenciam o recrutamento de novos indivíduos nas populações (Schupp, 1990; Loiselle *et al.*, 1996; Harper, 1997; Penhalber & Mantovani, 1997; Herrera *et al.*, 1998). A distância de dispersão, por sua vez, tem influência direta na colonização de novos habitats, com implicações na sucessão, regeneração e conservação das espécies de plantas (Wang & Smith, 2002), ou mesmo no fluxo gênico dentro e entre populações (Kageyama, 1987; Nathan & Muller-Landau, 2000).

A entrada de sementes em uma ambiente é determinada pela chuva de sementes, que engloba os diferentes modos de dispersão (van der Pijl, 1982; Kageyama & Viana, 1991) e determina a população potencial de determinado habitat. O fluxo de sementes em uma área é resultante tanto do processo de dispersão local (autóctone) como de sementes provenientes de outras localidades (alóctones). Para este último, agentes dispersores exercem papel fundamental no transporte das sementes (Fenner, 1985; Martínez-Ramos & Soto-Castro, 1993; Harper, 1997).

A grande maioria das espécies arbóreas presentes nas florestas tropicais são dispersas por animais frugívoros (Howe & Smallwood, 1982; Wunderle Jr., 1997; Tabarelli & Peres, 2002). Portanto, para um processo de restauração tornar-se mais acelerado a atração de agentes dispersores deve fazer parte dos esforços empregados em ações restauradoras (Wunderle Jr., 1997; Silva, 1999). Assim, o plantio de mudas de espécies zoocóricas poderá atrair os agentes dispersores. No entanto, as espécies zoocóricas diferem em relação aos grupos de animais frugívoros que atraem e com que frequência os atraem. Em conseqüência, a magnitude e composição da chuva de sementes pode diferir entre diferentes espécies zoocóricas (Slocum & Horvitz, 2000; Clark *et al.*, 2001).

Outro aspecto importante é que para haver a máxima frequência dos animais frugívoros em áreas em processo de restauração, deve haver também uma oferta constante de frutos ao longo do ano (Silva, 1999), ou seja, a

composição da chuva de sementes é influenciada pela fenologia das espécies e pela produção sazonal de sementes (Penhalber & Mantovani, 1997).

A degradação de um ecossistema diminui a disponibilidade de sementes e, conseqüentemente a qualidade ambiental de uma área já que a disponibilidade de sementes é fundamental para o desenvolvimento de uma floresta (Martínez-Ramos, 1999). Em um estudo sobre chuva de sementes realizado no México, Martínez-Ramos (1999) verificou que em áreas degradadas abandonadas, como pastagens, a abundância e riqueza de espécies de sementes amostradas foi de três a quatro vezes menor que em ambientes de floresta. Um outro aspecto importante foi constatado por Zimmerman *et al.* (2000) e Cubiña & Aide (2001) em estudos sobre o efeito da distância para uma floresta tropical adjacente sobre a chuva e banco de sementes em uma pastagem tropical abandonada, ambos efetuados em Porto Rico. Os resultados obtidos apontaram uma grande diminuição na riqueza e diversidade de espécies presentes na chuva e banco de sementes à medida que se afastava da floresta. De acordo com estes autores, este fato sustenta a hipótese de que o aporte de sementes pode ser o fator mais limitante para a restauração natural de uma área degradada, e que a provável causa do pequeno número de sementes que chegam a estas pastagens é a falta de animais dispersores de sementes.

Assim, quanto mais degradada a área e menor a presença de remanescentes florestais próximos, menor será o número de sementes dispersas por animais e maior será o de sementes dispersas por agentes abióticos como o vento. Estudos na floresta atlântica do Brasil sugerem que espécies dispersas de forma abiótica são gradualmente substituídas por aquelas dispersas por vertebrados durante o processo de regeneração de florestas (Tabarelli & Mantovani, 1999; Tabarelli & Peres 2000), e que sementes e frutos de tamanho pequenos e médios prevalecem em florestas degradadas.

A sobrevivência e dinâmica das florestas depende então em grande parte do aporte de sementes determinado pela chuva de sementes, conseqüência da composição florística da área e de suas vizinhanças, da

variação espacial e temporal de propágulos e do comportamento dos dispersores de sementes (Whitmore, 1983; Harper, 1997). Assim, avaliações da disponibilidade de sementes e dos fatores que a determinam são fundamentais para antecipar a necessidade de determinadas intervenções adicionais nas áreas em recuperação permitindo com isto a otimização no desenvolvimento da atividade restauradora (Strykstra *et al.*, 1998).

3.2.1. Limitação de sementes

A *limitação de sementes* ocorre quando as sementes não chegam a todos os locais potenciais de recrutamento e constitui-se em um dos fatores que com freqüência limita o recrutamento em populações de plantas (Eriksson & Ehrlén, 1992; Turnbull *et al.*, 2000; Muller-Landau *et al.*, 2002). A limitação de sementes pode ser produzida pela *limitação de fonte* e/ou pela *limitação de dispersão*. A primeira é resultado da baixa disponibilidade de sementes no ambiente, seja porque a densidade da população é muito baixa ou porque são produzidas poucas sementes. A limitação de dispersão ocorre quando, independente da quantidade de sementes produzidas, a quantidade de sementes dispersas é limitada pela atividade do dispersor, fazendo com que as sementes alcancem poucos dos vários sítios de recrutamento possíveis. Segundo Schupp *et al.* (2002), a limitação de dispersão ocorre devido à baixa taxa de visitas dos dispersores às plantas com frutos, aos padrões de movimentação e comportamento alimentar dos dispersores.

Faz-se necessário quantificar a limitação das sementes para o entendimento da dinâmica de um ecossistema (Muller-Landau *et al.*, 2002). Em ambientes naturais ou em processo de restauração, o estudo da limitação de sementes torna-se necessário para se compreender a importância da chuva de sementes e dos nichos de regeneração para estrutura e dinâmica de comunidades (Muller-Landau *et al.*, 2002). Nos estudos sobre a chuva de sementes realizados por Holl (1999), fica evidente que a limitação de sementes é o fator mais limitante para a regeneração natural das florestas em terras pastoris. No entanto, pouco sabemos sobre os padrões de limitação de

sementes em áreas em recuperação onde a atividade dos dispersores pode ser limitante.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área de estudo

O trabalho foi desenvolvido na Fazenda São Carlos (21°47'S e 46°47'W), área pertencente à microbacia do córrego Pessegueiro, no município de Santa Cruz das Palmeiras (SP), de propriedade da Dedini S/A Agroindústria. A área possui 42 hectares, dos quais 12 hectares correspondem a uma formação florestal heterogênea implantada como parte das estratégias para recuperação de uma área de várzea que havia sido drenada para o cultivo agrícola.

A região encontra-se inserida em uma área de ecótono das regiões de Savana/Floresta Semidecidual, posicionando-se sobre os derrames basálticos de formação de Serra Geral de relevo pediplanado da bacia do Paraná (Ururahy *et al.*, 1983).

O clima da região é do tipo Cwa (clima subtropical de altitude), segundo a classificação Köppen. A duração de período de seca é de três meses (junho, julho e agosto), o verão é quente e chuvoso (outubro a março), o índice pluviométrico anual é de 1232,6 mm e a média anual de temperatura de 22 °C (Gisler, 2000). Durante o período do estudo efetuado, setembro de 2002 a agosto de 2003, dados referentes à pluviosidade média e temperatura média mensal foram fornecidos pela Fundação Aplicações de Tecnologias Críticas - ATECH e podem ser visualizados na Figura 1.

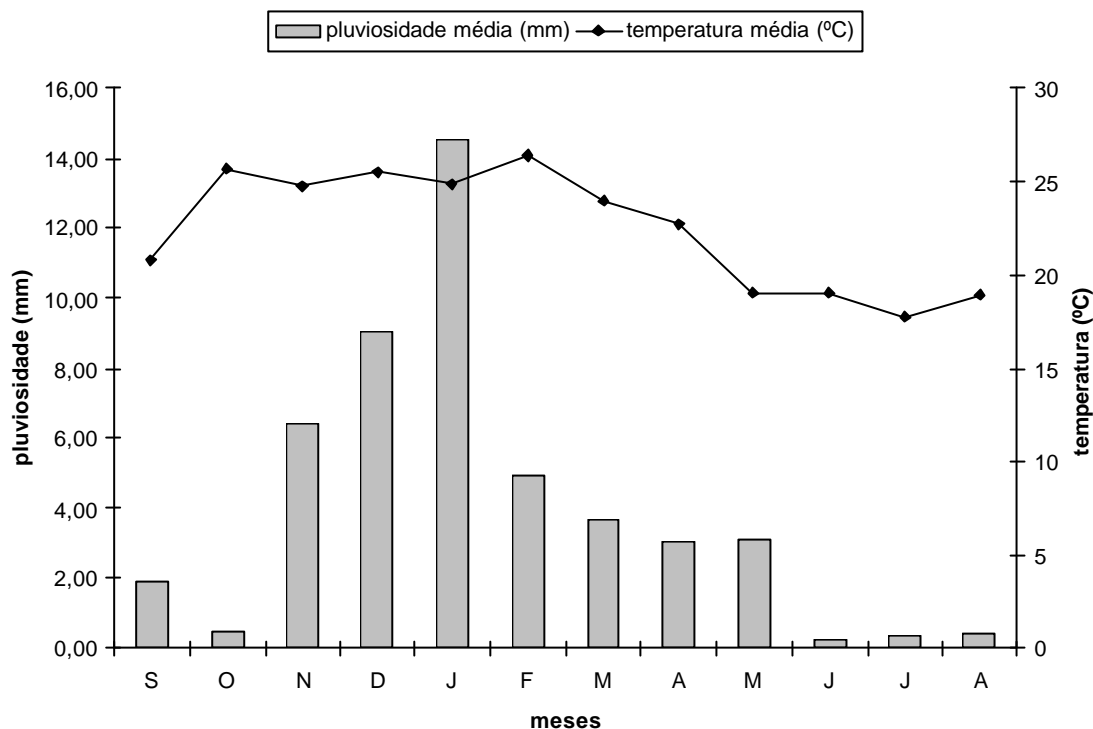


Figura 1 – Pluviosidade e temperatura média mensais durante o período de setembro de 2002 a agosto de 2003 para a região da área de estudo.

A Fazenda é ocupada, em grande parte, por cultivo de cana-de-açúcar, apresenta pequenos remanescentes de formação florestal de cerrado, de várzeas e de matas ciliares. Existem ainda alguns poucos remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual, contudo, o cerrado é o bioma originalmente dominante.

Segundo Serra Filho *et al.* (1975) na sub-região administrativa de Casa Branca, onde está inserida a área em questão, a cobertura vegetal natural era composta há mais de 40 anos por 0,64% de mata, 0,59% de capoeira, 0,52% de cerradão, 1,53% de cerrado e 2,35% de campo cerrado. Atualmente as proximidades desta área de estudo são ocupadas quase que exclusivamente por cultivo de cana-de-açúcar, com pequenos fragmentos de savana nas partes altas, vegetação graminóide hidrófila (várzea) nas partes baixas e mal drenadas e mata ciliar nas áreas mais bem drenadas, próximas à córregos. Um dos remanescentes mais significativos na região fica a

aproximadamente 8 Km da área de estudo e possui cerca de 72 ha, estes cercados por cultura de cana-de-açúcar (Gisler, 2000).

A área de estudo (Figura 2) apresenta vegetação oriunda de um reflorestamento heterogêneo, com indivíduos de espécies pioneiras plantadas, já em processo de declínio, ou seja, há uma mortalidade expressiva dos indivíduos arbóreos entre 8 e 10 anos. Em compensação, pode-se constatar a presença de várias espécies colonizadoras, algumas ocorrendo em altas densidades (Apêndice 1). A altura média da copa é de 10,5 m e a cobertura média de copa é de 86 %. As famílias dominantes em termos de número de indivíduos e espécies são Bignoniaceae, Leguminosae (Caesalpinoideae, Mimosoideae, Papilionoideae) e Verbenaceae.



Figura 2 – Vista parcial da área de estudo (2003) em Santa Cruz das Palmeiras (SP) representando a mata ciliar implantada. Em primeiro plano a área limpa devido ao corte da cana-de-açúcar e, em segundo plano, ao fundo, a cultura de cana-de-açúcar.

4.2. Histórico de ocupação da área e caracterização do Projeto de Restauração Implantado

Com ampla distribuição em todo território paulista, os ecossistemas de várzea e matas ciliares sofreram por muitos anos degradações, muitas delas estimuladas por programas governamentais como “Pró-Várzea” e o “Pró-Álcool” e ainda pelo próprio desconhecimento da importância ecológica dos ecossistemas várzea e matas ciliares e, ainda, das grandes extensões das formações de cerrado no Estado de São Paulo.

Assim, a ocupação histórica da área de estudo com culturas, em especial a cana-de-açúcar, proporcionou uma brutal redução da vegetação natural. De acordo com Barbosa *et al.* (1993) foi constatado que a várzea que

anteriormente se encontrava com cobertura vegetal graminóide hidrófila permaneceu inalterada entre 1962 até 1988 e, com utilização da várzea para cultivo de culturas de ciclo curto como o arroz, ocorreram alterações significativas no ecossistema.

Com o abandono da área de várzea drenada a partir de 1990 iniciou-se um processo de regeneração natural e, em 1993 (Figura 3), a área já se apresentava com vegetação graminóide e alguns indivíduos de porte arbustivo dispersos nos locais mais secos (Barbosa *et al.*, 1993). Em 1994, o processo de recuperação do ecossistema de várzea foi iniciado com a obstrução dos drenos para permitir o acúmulo de água e a formação de espelho d'água necessário para o início da restauração do ecossistema de várzea. O primeiro plantio de mudas com espécies arbóreas nativas pioneiras e não pioneiras ocorreu em 1994, sendo que para os modelos de plantios não simultâneos, ou seja, onde espécies pioneiras e não pioneiras não foram plantadas simultaneamente em um mesmo período, o plantio das espécies secundárias e climáticas ocorreu em 1996.



Figura 3 – Vista parcial da área de estudo em Santa Cruz das Palmeiras (SP) representando a várzea abandonada em 1993, antes do início do trabalho de recuperação. Em primeiro plano a vegetação graminóide e, em segundo plano, a cultura de cana-de-açúcar.

A escolha das espécies e a implantação dos diferentes modelos experimentais tiveram início a partir de levantamentos florísticos e fitossociológicos regionais prévios e conhecimentos da biologia e do comportamento ecofisiológico das espécies. As espécies selecionadas foram classificadas de acordo com os estágios sucessionais de ocorrência, dividindo as espécies em quatro grupos: pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e climáticas, de acordo com Budowski (1965) adaptado em Barbosa (2000b). É importante ressaltar que as espécies arbóreas implantadas (Tabela 1) no projeto são espécies amplamente utilizadas em trabalhos de recuperação, todas indicadas na lista das espécies relacionadas na Resolução SMA 47/03.

Foram utilizadas para a implantação do projeto 41 espécies arbóreas distribuídas em 22 famílias, sendo 18 delas pertencentes a síndrome de dispersão zoocóricas, 20 anemocóricas e 3 autocóricas (Tabela 1).

Tabela 1 – Lista das espécies implantadas no Projeto de Recuperação Ambiental, realizado na Fazenda São Carlos, em Santa Cruz das Palmeiras (SP) com informações sobre síndromes de dispersão.

n°	Família	Nome Científico	Nome Popular	Sínd. de Dispersão
1	Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i>	Aroeira	Zoocórica
2	Bignoniaceae	<i>Jacaranda mimosaeifolia</i>	Jacarandá-mimoso	Anemocórica
3	Bignoniaceae	<i>Tabebuia avellanedae</i> Lor.ex Griseb. <i>Tabebuia chrysotricha</i> (Mart. ex DC.)	Ipê-rosa	Anemocórica
4	Bignoniaceae	Standl.	Ipê-amarelo	Anemocórica
5	Bombacaceae	<i>Chorisia speciosa</i> St. Hil.	Paineira	Anemocórica
6	Boraginaceae	<i>Cordia superba</i> Cham.	Baba-de-boi	Zoocórica
7	Chrysobalanaceae	<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex A. P. DC.	Pau-de-lixo	Zoocórica
8	Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Capixingui	Autocórica
9	Euphorbiaceae	<i>Croton urucurana</i> Baill.	Sangra-d'água	Autocórica
10	Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Canelinha	Zoocórica
11	Lauraceae	<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	Canela-sassafrás	Zoocórica
12	Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Jequitibá-branco	Anemocórica
13	Lecythidaceae	<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	Jequitibá-rosa	Anemocórica
14	Leg.Caesalpinoideae	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf. <i>Hymenaea courbaril</i> L. var. <i>stilbocarpa</i>	Óleo-de-copaíba	Zoocórica
15	Leg.Caesalpinoideae	(Hayne) Lee et Lang.	Jatobá	Zoocórica
16	Leg.Caesalpinoideae	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Amendoin-bravo	Anemocórica
17	Leg.Caesalpinoideae	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	Guapuruvu	Anemocórica
18	Leg.Mimosoideae	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan <i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.)	Angico-branco	Anemocórica
19	Leg.Mimosoideae	Morong	Tamboril	Zoocórica
20	Leg.Mimosoideae	<i>Inga vera</i> Willd.	Ingá	Zoocórica
21	Leg.Papilionoideae	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guill. ex Benth.	Araribá	Anemocórica
22	Leg.Papilionoideae	<i>Cyclolobium vecchi</i> A. Samp. Ex Hoehne	Louveira	Anemocórica
23	Leg.Papilionoideae	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	Embira-de-sapo	Anemocórica
24	Leg.Papilionoideae	<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	Cabreúva	Anemocórica
25	Leg.Papilionoideae	<i>Platypodium elegans</i> Vog.	Jacarandazinho	Anemocórica
26	Leg.Papilionoideae	<i>Pterocarpus violaceus</i> Vog.	Aldrago	Anemocórica
27	Leg.Papilionoideae	<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) Kuntze	Tipuana	Anemocórica
28	Melastomaceae	<i>Tibouchina mutabilis</i> Cong.	Manacá	Anemocórica
29	Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro	Anemocórica
30	Meliaceae	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	Marinheiro	Zoocórica
31	Myrtaceae	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	Araçá	Zoocórica
32	Palmae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassm.	Jerivá	Zoocórica
33	Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	Pau-d'alho	Anemocórica
34	Rubiaceae	<i>Genipa americana</i> L.	Jenipapo	Zoocórica
35	Rutaceae	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	Pau-marfim	Anemocórica
36	Rutaceae	<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	Guarantã	Autocórica
37	Sapindaceae	<i>Sapindus saponaria</i> L.	Saboneteiro	Zoocórica
38	Sterculiaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutambo	Zoocórica
39	Ulmaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blum.	Crindiúva	Zoocórica
40	Verbenaceae	<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	Tamanqueira	Zoocórica
41	Verbenaceae	<i>Cytharexylum myrianthum</i> Cham.	Pau-viola	Zoocórica

OBS.: Erros ou trocas de mudas podem ter ocorrido nos plantios. Por isso pode ser que em campo um ou outro indivíduo de espécie não relacionada tenha sido plantado.

Foram implantados nove modelos experimentais de revegetação com espécies arbóreas distintas, para formação de um “cinturão verde” de proteção, cuja variação ocorreu em três níveis: a) disposição das mudas pela forma de plantio; b) composição das mudas por grupos ecológicos (pioneiras, secundárias e clímax) e c) quantidade de indivíduos e espaçamento (Barbosa *et al.*, 1997).

As datas de implantações dos diferentes modelos de plantio foram identificadas por setores de plantio, com a realização de 28 setores, sendo 24 experimentais (Figura 4) e quatro de “preenchimento”, ou seja, sem respeitar qualquer modelo pré-estabelecido, mas considerando a disponibilidade de mudas e o comportamento ecofisiológico das espécies utilizadas. Pelo menos três modelos completos foram instalados (através de sorteio) em cada setor para estudos comparativos. Para evitar os efeitos de borda ou as irregularidades no traçado da área houve também a necessidade de plantios complementares, caracterizados como bordaduras que foram plantios efetuados em toda a área do entorno da várzea.

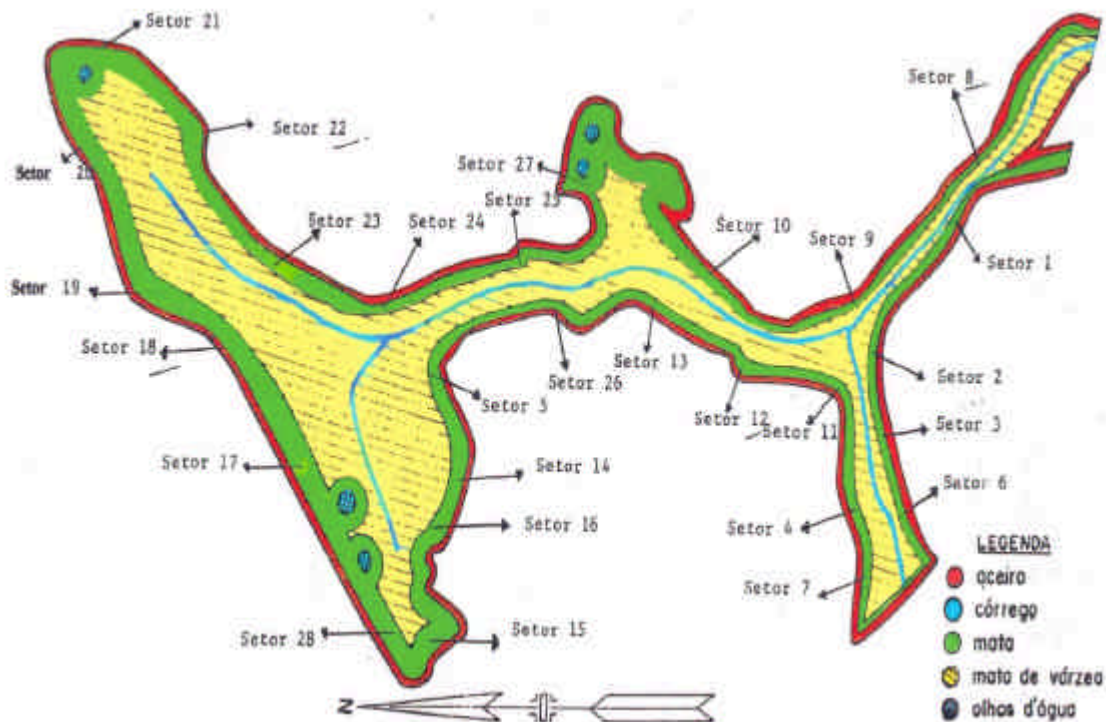


Figura 4 – Esquema da área de estudo com indicação de aceiros, olhos d' água, córrego (dreno principal), setores com plantios de espécies nativas e formação de várzea, na Fazenda São Carlos em Santa Cruz das Palmeiras (SP).

4.3. Chuva de sementes

Para o estudo sobre chuva de sementes, foram utilizados inicialmente 60 coletores de sementes colocados sob indivíduos de quatro das espécies mais comuns na área de estudo: *Schinus terebinthifolius*, *Trema micrantha*, *Croton urucurana* e *Schizolobium parahyba*. Enquanto as duas primeiras espécies são zoocóricas e têm suas sementes dispersas primariamente por aves, *C. urucurana* é autocórica e *S. parahyba* é anemocórica. Depredações nos primeiros meses de estudo, no entanto, reduziram os coletores a 53, que ficaram assim distribuídos: 16 coletores sob indivíduos de *S. terebinthifolius*, 10 sob *T. micrantha*, 16 sob *S. parahyba* e 11 sob *C. urucurana*.

Os coletores (Figura 5), espaçados ao menos 15 m uns dos outros, eram caixas com fundo de “sombrite” de malha fina (1 mm) e laterais de madeira medindo 1m x 1m x 0,15 m de profundidade, a 0,10 m de altura do solo.



Figura 5 – Vista de um dos coletores de sementes utilizados para o estudo de chuva de sementes em Santa Cruz das Palmeiras (SP).

A coleta do material depositado nos coletores de sementes foi iniciada em setembro de 2002 e teve periodicidade mensal durante 12 meses. Todo o material coletado foi acondicionado em sacos plásticos que, devidamente etiquetados, foram triados manualmente na Unidade de Pesquisa e Tecnologia de Sementes, do Instituto de Botânica de São Paulo. Neste local as sementes eram separadas dos outros materiais depositados nos coletores e, em seguida, contadas e identificadas e/ou classificadas em morfoespécies para a posterior identificação taxonômica. Foi mantido um registro individual dos dados obtidos para cada coletor.

Para a identificação das sementes foi montada uma coleção referência com as próprias sementes resultantes das coletas. Consultas bibliográficas e a especialistas, observações de campo e o conhecimento prévio das espécies implantadas na área de estudo auxiliaram na identificação das espécies.

As sementes foram classificadas segundo a síndrome de dispersão em zoocóricas (i.e., dispersa por animais), anemocóricas (dispersa pelo vento) e autocóricas (dispersa por mecanismos da própria planta) de acordo com Lorenzi (1992) e por comunicação pessoal de M. A. Pizo e M. Galetti. Foram também classificadas segundo a origem na área, ou seja, se pertenciam a espécies plantadas ou não. Estas últimas podiam pertencer a espécies que, apesar de não terem sido plantadas se estabeleceram na área, ou a espécies imigrantes (alóctones). Não foi feita distinção entre estas duas categorias e todas as sementes não pertencentes a espécies plantadas na área foram chamadas de colonizadoras. Então, segundo a origem na área as sementes foram classificadas em plantadas e colonizadoras.

4.3.1. Estrutura e composição da vegetação

Para investigar a influência da estrutura e composição da vegetação sobre a chuva de sementes, alguns parâmetros foram obtidos dentro de uma área com raio de 5 m ao redor de cada um dos 53 coletores. Nestas áreas foram medidas:

a) *altura* de todos os indivíduos com no mínimo 1,30 m de altura. Para isso foram utilizados “régua” (bambus) graduados de 0,5 em 0,5 m, até 7 m de comprimento. Para indivíduos maiores que 7 m de altura, esta “régua” era suspensa e a altura era estimada.

b) o *perímetro à altura do peito* dos indivíduos maiores que 1,30 m. Esta medida foi obtida com auxílio de uma fita métrica (quando necessário tomou-se todas as medidas de perímetro nos ramos presentes em um único indivíduo, cuja ramificação ocorria abaixo de 1,30 m). As medidas de perímetro foram posteriormente convertidas em diâmetro.

c) a *identificação das espécies* de todos os indivíduos (maiores que 1,30 m) presentes na área, preparando-se exsicatas quando necessário para posterior identificação. Estes indivíduos foram classificados quanto à síndrome de dispersão em zoocóricos, anemocóricos ou autocóricos.

d) se estes indivíduos eram provenientes de plantio ou não, evidenciado pelas planilhas e linhas de plantio, ou seja, se eram indivíduos *plantados* na área (autóctones) ou *colonizadoras* (alóctones).

Exatamente sobre os coletores foram medidos:

a) *altura da copa*; medida como descrito anteriormente para a altura dos indivíduos;

b) *cobertura de copa*; medida com o auxílio de um densiômetro convexo (Lemmon, 1957). Para levar em consideração a deciduidade das plantas, foram efetuadas duas medidas, uma na época chuvosa (março) e outra na época mais seca (julho). O ponto médio entre estas duas medidas foi usado para as análises estatísticas.

Além destas medidas, foi ainda obtida com auxílio de trena a *distância de cada coletor para a borda* da área em recuperação.

4.4. Análises estatísticas

Para a análise dos dados as sementes coletadas foram divididas em sementes “dispersas” e “não dispersas”. Foram consideradas não dispersas as sementes pertencentes à espécie de planta sob a qual estava o coletor. Assim, por exemplo, sementes de *T. micrantha* amostradas em um coletor colocado sob um indivíduo de *T. micrantha* foram consideradas não dispersas enquanto todas as outras foram consideradas dispersas. Este procedimento visou distinguir sementes que simplesmente caíram ou foram depositadas sob a copa da planta-mãe sem qualquer dispersão daquelas que foram deslocadas uma certa distância da planta-mãe, ou seja, que foram efetivamente dispersas. Existe a possibilidade de algumas sementes que foram efetivamente dispersas, porém depositadas sob a copa de indivíduos coespecíficos, terem sido

consideradas não dispersas. Estas, no entanto, devem ser a minoria em comparação com aquelas que não foram dispersas (Jordano & Godoy, 2002).

Devido ao pequeno número de espécies e sementes autocóricas coletadas, as análises se concentraram sobre as espécies zoocóricas e anemocóricas.

4.4.1. Influência da estrutura e composição da vegetação sobre a chuva de sementes

Para analisar os parâmetros da estrutura e composição da vegetação amostrada ao redor dos coletores foi utilizado o programa FITOPAC que forneceu informações quanto aos indivíduos amostrados ao redor dos coletores. Através desta análise pode-se obter informações quanto ao número de indivíduos amostrados para cada espécie, número de parcelas em que cada espécie apareceu e a densidade (Apêndice 1).

Para investigar a influência da estrutura e composição da vegetação sobre a abundância (i.e., número de sementes) e riqueza (i.e., número de espécies) de sementes coletadas em cada coletor ao final do estudo, os seguintes parâmetros (e seus códigos entre parênteses) foram utilizados: altura e diâmetro médios de todos os indivíduos amostrados em cada parcela (ALTMED e DIAMED, respectivamente), número de indivíduos e espécies amostradas em cada parcela (NOINDIV e NOSPP, respectivamente), altura (ALTCOPA) e cobertura (COBCOPA) da copa sobre o coletor e distância (DIST) deste à borda da área de estudo. Para as análises envolvendo apenas as sementes zoocóricas ou anemocóricas, foram acrescentados aos parâmetros acima o número de indivíduos e espécies zoocóricas (NOINDIVZOO e NOSPPZOO) ou anemocóricas (NOINDIVANE e NOSPPANE), respectivamente, amostradas em cada parcela. No entanto, espécies zoocóricas cujas sementes não são dispersas por vertebrados arborícolas (e.g., *Enterolobium contortisiliquum*, *Hymenaea courbaril*) não foram consideradas entre as espécies zoocóricas. Para obter a normalidade, os dados referentes à abundância de sementes coletadas foram transformados

em logaritmo e o número de indivíduos amostrados na parcela foram transformados em raiz quadrada (Zar, 1984).

Os parâmetros anteriormente listados foram inicialmente submetidos a Análises de Componentes Principais (PCA; Manly, 1994). Da PCA foram selecionados os fatores com autovalores (“eigenvalues”) = 1,0 que, após serem maximizadas pela rotação do tipo “varimax” (Statisoft, 1999), foram utilizados como variáveis independentes em Análises de Regressão Múltipla que tiveram a abundância e riqueza de sementes coletadas como variáveis dependentes (Zar, 1984). Quando a regressão múltipla resultava significativa, regressões parciais envolvendo cada um dos fatores extraídos da PCA foram realizadas (Zar, 1984). Foram analisados separadamente os dados referentes a todas as sementes coletadas, apenas às sementes de espécies zoocóricas e apenas as sementes anemocóricas.

4.4.2. Influência da espécie de planta sobre a chuva de sementes zoocóricas

Para investigar a influência das espécies de plantas sob as quais estavam os coletores sobre a deposição de sementes zoocóricas, uma Análise de Variância Multivariada com covariáveis (MANCOVA) foi utilizada (Sokal & Rohlf 1995). Nesta análise, a espécie de planta sobre o coletor (i.e. *Schinus terebinthifolius*, *Trema micrantha*, *Croton urucurana* ou *Schizolobium parahyba*) foi a variável independente; a abundância e riqueza de sementes zoocóricas coletadas foram as variáveis dependentes e a abundância e riqueza de espécies zoocóricas em cada parcela foram utilizadas como covariáveis. Para testar o efeito das covariáveis sobre cada uma das variáveis dependentes, Análises de Regressão Múltipla foram realizadas. Para estas análises, assim como nas análises anteriores (veja item 4.4.1), dados referentes à abundância de sementes coletadas foram transformados em logaritmo e a abundância de espécies zoocóricas nas parcelas foi transformada em raiz quadrada.

4.4.3. Limitação de sementes

A limitação de sementes e seus componentes foram calculadas para cada espécie de semente amostrada nos coletores utilizando as fórmulas apresentadas em Muller-Landau *et al.* (2002). Assim, a limitação de sementes foi definida como:

$$\text{Limitação de sementes} = 1 - a/n$$

onde: a = número de coletores em que a semente foi coletada e n = número total de coletores.

Para calcular a limitação devido à disponibilidade de sementes (limitação de fonte) seguiu-se o método estocástico de Clark *et al.* (1998). Segundo este método a deposição uniforme (ao acaso) das sementes no ambiente seguiria uma distribuição de Poisson em que todos os coletores teriam a mesma probabilidade de receber sementes. Portanto, a proporção de coletores que não recebem sementes sob tais condições é dada pela probabilidade de Poisson de ocorrência de nenhum evento (i.e., não receber sementes de uma certa espécie) dada a possibilidade de ocorrência de s/n eventos, ou:

$$\text{Limitação de fonte} = \exp(-s/n)$$

onde: s = número total de sementes coletadas e n = número total de coletores.

Comparando a proporção de coletores que de fato receberam sementes com a proporção de coletores que as receberiam caso a deposição de sementes no ambiente fosse uniforme podemos calcular a limitação devido à dispersão das sementes:

$$\text{Limitação de dispersão} = 1 - \{(a/n) / 1 - \text{limitação de fonte}\}$$

Para testar a influência da síndrome de dispersão (i.e., plantas zoocóricas e anemocóricas; autocoria não foi considerada devido ao pequeno número de espécies coletadas com esta síndrome) e da origem da semente (i.e., plantada x colonizadora) sobre a limitação de sementes e/ou qualquer um de seus componentes, os valores obtidos para limitação de sementes, de fonte e de dispersão sofreram transformação angular (Zar, 1984) e foram submetidos à uma Análise de Variância (ANOVA) de dois fatores tendo os valores das limitações como variáveis dependentes e as síndromes e origem das sementes como variáveis independentes (Zar, 1984).

Quando não especificado de forma diferente, médias \pm desvio padrão são utilizadas como medidas de tendência central. Usou-se o nível de significância $\alpha = 0,05$ para os testes estatísticos. Todas as análises estatísticas foram feitas com o programa Statistica, versão 5.5 (Statsoft, 1999).

5. RESULTADOS

Foram coletadas 83.860 sementes correspondendo a 1582,3 sementes/m² ou 131,8 sementes/m²/mês. As sementes “não dispersas” perfizeram 60,9% do total de sementes ou 0 a 97,7% das sementes amostradas em cada coletor. Os coletores situados sob *Trema micrantha* receberam de 16 a 19721 sementes não dispersas (3,6% a 93,8% do total de sementes amostradas em cada coletor); os dados para *Schinus terebinthifolius*, *Croton urucurana* e *Schizolobium parahyba* são, respectivamente, 5 - 4261 sementes (0,2-97,7%), 0 - 3000 sementes (0-73,9%) e 0 - 14 sementes (0-1,1%).

Comparando os coletores situados sob as duas espécies zoocóricas (*T. micrantha* e *S. terebinthifolius*) tomados em conjunto com os coletores colocados sob as espécies não zoocóricas (*C. urucurana* e *S. parahyba*), os primeiros receberam maior proporção de sementes não dispersas (medianas e amplitudes de variação = 34,7%, 0,2-97,7% e 0,5%, 0-92,2% para as espécies zoocóricas e não zoocóricas, respectivamente; teste de Mann-Whitney: U = 126,00, P < 0,001).

Os resultados que se seguem consideram apenas as sementes “dispersas”.

5.1. Padrão geral da chuva de sementes

Um total de 32.792 sementes “dispersas” foram amostradas (618,7 sementes/m² ou 51,6 sementes/m²/mês). Estas sementes pertenciam a 31 espécies (20 famílias), 22 delas plantadas e 9 colonizadoras. Espécies zoocóricas e anemocóricas ocorreram entre espécies plantadas e colonizadoras em proporções quase idênticas. No total, 13 das espécies coletadas eram zoocóricas, 14 anemocóricas e apenas quatro autocóricas (Tabelas 2 e 3).

Tabela 2 – Espécies de sementes coletadas na área em recuperação em Santa Cruz das Palmeiras – SP com informações sobre síndrome de dispersão, origem na área (plantada ou colonizadora), número de sementes coletadas, frequência de ocorrência, densidade de sementes, número de coletores em que a espécie foi coletada e limitações de sementes, de fonte e dispersão (veja texto para definições).

Família/Espécie	Síndrome	Origem	No. de sementes	Freq. (%)	Densidade (ind / m ²)	No. de coletores	Limitação de sementes	Limitação de fonte	Limitação de dispersão
Anacardiaceae									
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	ZOO	PLA	2408	7,343	45,4	31	0,42	0,00	0,42
Arecaceae									
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassm.	ZOO	PLA	32	0,097	0,6	1	0,98	0,55	0,96
Asteraceae									
<i>Vernonia</i> sp.	ANE	COL	1367	4,169	25,8	46	0,13	0,00	0,13
Bignoniaceae									
<i>Tabebuia chrysotricha</i> (Mart. ex DC.) Sandl.	ANE	PLA	618	1,885	11,7	14	0,74	0,00	0,74
<i>Tabebuia ochracea</i> (Cham.) Standl.	ANE	COL	1	0,003	0,02	1	0,98	0,98	0,06
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	ANE	COL	10231	31,200	193,0	34	0,36	0,00	0,36
Bombacaceae									
<i>Chorisia speciosa</i> A.St.-Hil.	ANE	PLA	25	0,076	0,5	3	0,94	0,63	0,85
Boraginaceae									
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	ANE	PLA	47	0,143	0,9	9	0,83	0,41	0,71
Euphorbiaceae									
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	ZOO	PLA	34	0,104	0,6	14	0,74	0,53	0,44
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	AUT	PLA	9	0,027	0,2	1	0,98	0,98	0,06
<i>Croton urucurana</i> Baill.	AUT	PLA	348	1,061	6,6	20	0,62	0,00	0,62
Lauraceae									
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	ZOO	PLA	1	0,003	0,02	1	0,98	0,98	0,06
Lecythidaceae									
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	ANE	PLA	23	0,070	0,4	4	0,92	0,65	0,78
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	ANE	PLA	90	0,274	1,7	3	0,94	0,18	0,93
Leguminosae									
<i>Morfoespécie 03</i>	AUT	COL	136	0,415	2,6	15	0,72	0,08	0,69

continuação	Família/Espécie	Síndrome	Origem	No. de sementes	Freq. (%)	Densidade (ind / m ²)	No. de coletores	Limitação de sementes	Limitação de fonte	Limitação de dispersão
Leguminosae - Caesalpinoideae										
	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	ANE	PLA	6	0,018	0,1	5	0,91	0,90	0,10
	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	ANE	PLA	219	0,668	4,1	4	0,92	0,02	0,92
Leguminosae-Mimosoideae										
	<i>Leucaena</i> sp. *	AUT	PLA	981	2,992	18,5	4	0,92	0,00	0,92
Leguminosae-Papilionoideae										
	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guill. Ex Benth.	ANE	PLA	1	0,003	0,02	1	0,98	0,98	0,06
	<i>Platypodium elegans</i> Vog.	ANE	PLA	6	0,018	0,1	4	0,92	0,90	0,28
Malpighiaceae										
	<i>Heteropteris</i> sp	ANE	COL	1	0,003	0,02	1	0,98	0,98	0,06
Moraceae										
	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.	ZOO	COL	5951	18,148	112,3	48	0,09	0,00	0,09
Myrsinaceae										
	<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	ZOO	COL	56	0,171	1,0	17	0,68	0,35	0,51
Rubiaceae										
	<i>Genipa americana</i> L.	ZOO	PLA	471	1,436	8,9	20	0,62	0,00	0,62
Solanaceae										
	<i>Cestrum schlechtendalii</i> G. Don	ZOO	COL	1912	5,831	36,0	42	0,21	0,00	0,21
Sterculiaceae										
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	ZOO	PLA	407	1,241	7,7	8	0,85	0,00	0,85
Ulmaceae										
	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	ZOO	PLA	1249	3,809	23,6	36	0,32	0,00	0,32
Verbenaceae										
	<i>Cytherexylum myrianthum</i> Cham.	ZOO	PLA	46	0,140	0,9	5	0,91	0,42	0,84
Não Identificada										
	Morfoespécie 01	ANE	COL	4153	12,665	78,4	46	0,13	0,00	0,13
	Morfoespécie 04	ZOO	COL	2	0,006	0,04	1	0,98	0,96	0,53
	Morfoespécie 05	ZOO	COL	1961	5,980	37,0	7	0,87	0,00	0,87
	Média			1057,55	3,23	19,96	14,39	0,73	0,37	0,49
	Desvio padrão			2170,49	6,62	40,95	15,64	0,29	0,41	0,33

* Espécie presente na área, mas que não foi plantada

Tabela 3 – Número de espécies e de sementes coletadas e classificadas segundo sua síndrome de dispersão (zoocórica, anemocórica e autocórica) e origem na área (plantada ou colonizadora). Os valores entre parênteses correspondem às porcentagens.

	Número de espécies					Número de sementes			
	Zoo	Anemo	Auto	Total		Zoo	Anemo	Auto	Total
Plantadas	8 (40,1)	9 (45,4)	3 (14,5)	22		5905 (71,9)	1352 (16,4)	1369 (11,7)	8226
Colonizadoras	5 (44,4)	5 (44,4)	1 (11,2)	9		10415 (32,5)	21477 (67,0)	136 (0,5)	32028
Total	13	14	4			16320	22829	1505	

A curva cumulativa do número total de espécies coletadas, no entanto, não se estabilizou, indicando que novas espécies deveriam continuar chegando aos coletores (Figura 6).

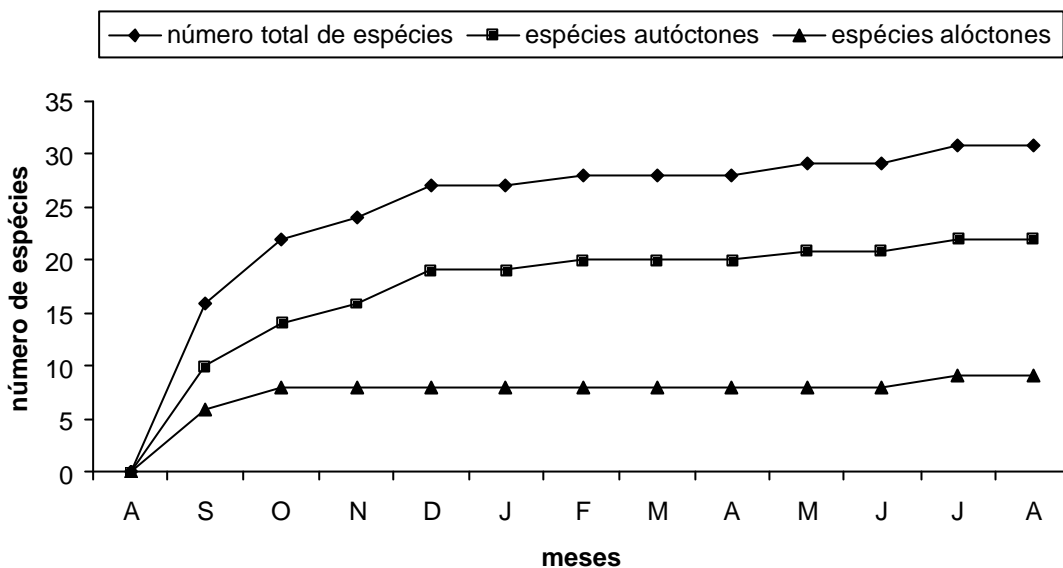


Figura 6 – Curva cumulativa do número de espécies coletadas ao longo de 12 meses (agosto com a instalação dos coletores, setembro efetuada a primeira coleta até agosto de 2003 a última coleta), na Fazenda São Carlos, em Santa Cruz das Palmeiras (SP).

Quanto ao número de sementes, a maioria (78,4%) das sementes coletadas pertenciam a espécies colonizadoras. A maior parte (48%) das sementes de espécies colonizadoras eram anemocóricas, seguidas das sementes zoocóricas e autocóricas. Dentre as espécies colonizadoras, destacaram-se *Tecoma stans* (anemocórica) e *Maclura tinctoria* (zoocórica) que, em conjunto, perfizeram 49,3% de todas as sementes coletadas. Para as espécies plantadas, predominaram as sementes zoocóricas (66,5%), especialmente *T. micrantha* e *S. terebinthifolius*, que juntas somaram 11,1% do total de sementes. Independente da origem (i.e., plantadas ou colonizadoras), sementes anemocóricas foram mais abundantes (51,2%) que sementes zoocóricas (44,3%) e autocóricas (4,5%) (Tabelas 2 e 3).

O número de sementes coletadas por espécie variou de 1 a 10231 sementes, resultando em densidades que variaram de 0,002 a 193,0 sementes m² (Tabela 2). Sementes de *Tecoma stans*, espécie anemocóricas e colonizadora, foram as mais abundantes, resultando em altos valores de frequência e densidade de sementes (Tabela 2). As espécies menos

abundantes nos coletores (< 10 sementes coletadas durante todo o estudo) foram *Tabebuia ochracea*, *Croton floribundus*, *Nectandra megapotamica*, *Schizolobium parahyba*, *Centrolobium tomentosum*, *Platypodium elegans*, *Heteropteris sp.* e morfoespécie 4. Dentre estas, cinco são anemocóricas, duas são zoocóricas e apenas *C. floribundus* é autocórica. Todas, com exceção de *Heteropteris sp.* e morfoespécie 4, foram plantadas na área e portanto são autóctones (Tabela 2).

O número total de sementes amostradas mensalmente nos coletores variou de 280 a 7849 (Coeficiente de variação: CV = 52,3%). Variação menor ocorreu quanto ao número de espécies coletadas mensalmente (nove a 21 espécies; CV = 26,1%). O número médio (\pm desvio padrão) de sementes amostradas por coletor a cada mês variou de $5,3 \pm 0,2$ a $148,1 \pm 0,4$ (Tabela 4).

Tabela 4 – Espécies e número de sementes encontradas mensalmente nos coletores na área em restauração em Santa Cruz das Palmeiras – SP no período de setembro de 2002 a agosto de 2003.

Família / Espécie	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	total de sementes
Anacardiaceae													
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	947	630	223	7	31	38	34	111	244	85	45	13	2480
Arecaceae													
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassm.	0	0	0	32	0	0	0	0	0	0	0	0	32
Asteraceae													
<i>Vernonia</i> sp	686	412	3	0	0	5	0	0	0	4	192	65	1367
Bignoniaceae													
<i>Tabebuia chrysotricha</i> (Mart. ex DC.) Sandl.	0	615	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	618
<i>Tabebuia ochracea</i> (Cham.) Standl.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. Ex Kunth	42	3975	3094	2316	664	82	6	15	16	0	6	15	10231
Bombacaceae													
<i>Chorisia speciosa</i> A.St.-Hil.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	23	25
Boraginaceae													
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	0	4	5	3	31	3	0	0	0	0	0	1	47
Euphorbiaceae													
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	5	29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	34
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	9
<i>Croton urucurana</i> Baill.	9	4	0	1	11	105	26	58	57	23	24	30	348
Lauraceae													
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Lecythidaceae													
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	8	14	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	23
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	0	85	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	90
Leguminosae													
<i>Morfoespécie 03</i>	12	11	1	2	0	0	0	0	0	0	49	61	136
Leguminosae-Caesalpinoideae													
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	2	1	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	6
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	130	13	12	3	1	6	11	1	0	5	23	14	219

continuação													total de
Família / Espécie	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	sementes
Leguminosae-Mimosoideae													
<i>Leucaena sp</i>	90	405	10	11	21	20	14	12	164	32	11	191	981
Leguminosae-Papilionoideae													
<i>Centrolobium tomentosum</i> Guill. ex Benth.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Platypodium elegans</i> Vog.	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	6
Malpighiaceae													
<i>Heteropteris sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Moraceae													
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.	515	513	19	61	15	122	3	6	232	476	1960	2029	5951
Myrsinaceae													
<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	0	0	15	17	22	1	1	0	0	0	0	0	56
Rubiaceae													
<i>Genipa americana</i> L.	32	2	15	5	80	207	112	10	5	2	0	1	471
Solanaceae													
<i>Cestrum schlechtendalii</i> G. Don	832	777	48	9	0	0	0	0	0	0	11	235	1912
Sterculiaceae													
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	0	12	3	0	0	0	0	0	0	1	245	146	407
Ulmaceae													
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	397	297	79	161	0	86	65	76	61	14	9	4	1249
Verbenaceae													
<i>Cytharexylum myrianthum</i> Cham.	0	0	0	0	0	35	5	0	0	5	0	1	46
Não Identificada													
<i>Morfoespécie 01</i>	221	47	1	0	0	49	0	2	396	1061	1923	453	4153
<i>Morfoespécie 04</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Morfoespécie 05</i>	0	1	0	6	1	1950	0	0	1	2	0	0	1961
Total de Sementes	3931	7849	3531	2649	878	2709	280	291	1177	1710	4502	3285	32792
Total de Espécies	16	21	16	17	11	14	11	9	10	12	15	18	
Sementes / coletor	74,17	148,09	66,62	49,98	16,57	51,11	5,28	5,49	22,21	32,26	84,94	61,98	
(desvio padrão)	(77,07)	(121,69)	(94,52)	(80,90)	(23,66)	243,80)	(17,73)	(10,81)	(25,56)	(37,79)	(111,74)	(72,41)	
Espécies / coletor	0,30	0,40	0,30	0,32	0,21	0,26	0,21	0,17	0,19	0,23	0,28	0,34	
(desvio padrão)	(1,90)	(1,51)	(1,07)	(0,96)	(1,08)	(1,06)	(0,95)	(0,74)	(1,06)	(1,16)	(1,32)	(1,65)	

A densidade de sementes (semente/m²) coletadas apresentou dois picos ao longo do período de amostragem, um em outubro de 2002 e outro menor em julho de 2003. A elevada quantidade de sementes em outubro de 2002 ocorreu devido à grande quantidade de sementes anemocóricas, enquanto em julho de 2003, a quantidade de sementes tanto zoocóricas quanto anemocóricas foram as principais responsáveis pelo pico observado (Figura 7). O número de espécies coletadas atingiu os maiores valores no período de outubro de 2002 e agosto de 2003 (Figura 8).

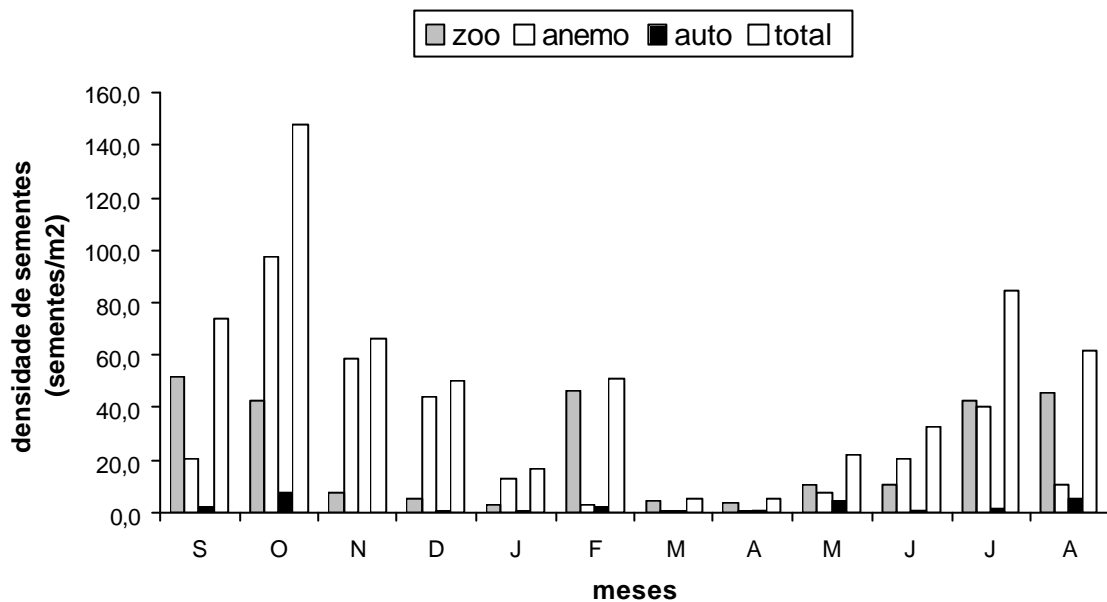


Figura 7 – Densidade de sementes (sementes/m²) amostradas mensalmente nos coletores no período de setembro de 2002 (S) a agosto de 2003 segundo as síndromes de dispersão, na Fazenda São Carlos, em Santa Cruz das Palmeiras (SP).

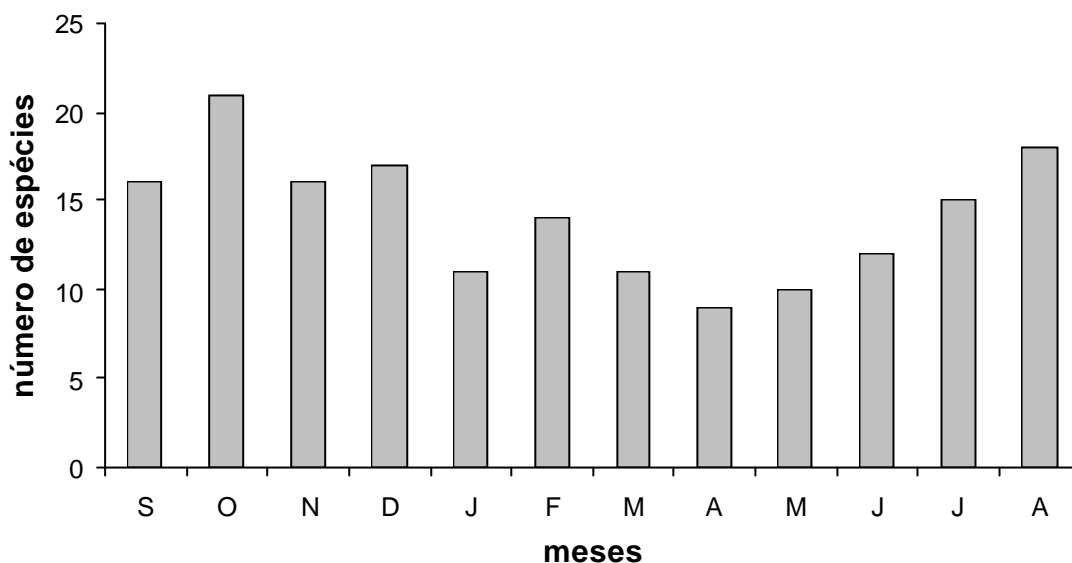


Figura 8 – Número de espécies amostradas mensalmente nos coletores no período de setembro (S) de 2002 a agosto de 2003, na Fazenda São Carlos, em Santa Cruz das Palmeiras (SP).

Analisando o padrão sazonal da chuva de sementes quanto às síndromes de dispersão, observa-se que as sementes zoocóricas foram depositadas na área de estudo ao longo de todo o ano, com predominância nos meses de setembro e outubro de 2002 e fevereiro, julho e agosto de 2003. A maior parte das sementes anemocóricas foram depositadas de outubro a dezembro de 2002 e junho e julho de 2003 e as sementes autocóricas mantiveram baixos valores durante todo o ano (Figura 7).

5.2. Influência da estrutura e composição da vegetação sobre a chuva de sementes

A vegetação na área de estudo apresenta uma estrutura bastante homogênea (Tabela 5), resultado de sua natureza de floresta implantada há poucos anos. Os parâmetros mais variáveis foram a abundância de espécies zoocóricas e anemocóricas (CV = 85,7% e 91,0%), enquanto que a porcentagem de cobertura da copa foi o parâmetro mais homogêneo (CV = 8,6%; Tabela 5). Considerável variação houve também na distância dos

coletores em relação à borda da área de estudo (CV = 76,7%), mas estas distâncias não foram maiores que 25 m (Tabela 5).

Tabela 5 – Parâmetros da vegetação amostrados em uma área de 5 m de raio ao redor de 53 coletores de sementes na área em recuperação em Santa Cruz das Palmeiras, SP.

Parâmetros	Código	Média	DP ^a	CV (%) ^b
Altura da copa (m)	ALTCOPA	10.51	2.92	27.75
Cobertura da copa (%)	COBCOPA	86.24	7.47	8.66
Altura das plantas (m)	ALTMED	5.41	1.19	22.04
Diâmetro das plantas (cm)	DIAMED	7.95	2.75	34.59
Abundância de plantas ^c				
Zoocóricas	NOINDZOO	12.26	10.51	85.73
Anemocóricas	NOINDANE	17.45	15.88	91.02
Autocóricas	NOINDAUT	1.17	2.47	211.22
Total	NOIND	31.74	14.99	47.24
Riqueza de plantas ^c				
Zoocóricas	NOSPPZOO	4.55	2.61	57.47
Anemocóricas	NOSPPANE	3.98	1.97	49.38
Autocóricas	NOSPPAUT	0.38	0.66	174.13
Total	NOSPP	9.42	3.38	35.92
Distância coletor-borda da (m)	DIST	6.61	5.07	76.74

^a DP = desvio padrão

^b CV = Coeficiente de variação

^c Abundância e riqueza de plantas dadas pelo número de indivíduos e espécies amostradas, respectivamente.

Na PCA realizada com os parâmetros ALTMED, DIAMED, NOINDIV, NOSPP, ALTCOPA, COBCOPA e DIST acima descritos (veja item 4.4.1 e Tabela 5) foram selecionados os três primeiros fatores que reuniram 73,8% da variância total (Tabela 6). O primeiro fator (35,9% da variância total), esteve relacionado com o tamanho das plantas, com ALTMED e DIAMED (parâmetros altamente correlacionados: $r = 0,82$, $n = 53$, $P < 0,001$) apresentando cargas

positivas sobre este fator, e com a densidade de plantas (NOINDIV), que carregou negativamente sobre o primeiro fator (Tabela 6). Em outras palavras, este fator distinguiu entre parcelas com alta densidade de plantas, porém com plantas em média mais baixas, das parcelas com menor densidade de plantas e com plantas mais altas. O segundo fator relacionou-se com a cobertura da copa (COBCOPA) e com a distância para a borda da área de estudo (DIST) que carregaram positivamente sobre este fator. O terceiro fator, esteve relacionado com a altura da copa (ALTCOPA) que apresentou carga positiva sobre este fator (Tabela 6).

A análise de regressão múltipla não revelou qualquer relação significativa entre os três fatores extraídos da PCA e a abundância ($R^2 = 0,03$, $F_{3, 49} = 0,55$, $P = 0,65$) ou riqueza ($R^2 = 0,05$, $F_{3, 49} = 0,81$, $P = 0,49$) de sementes amostradas nos coletores.

Da PCA desenvolvida para investigar os fatores determinantes da chuva de sementes zoocóricas foram igualmente selecionados três fatores que, em conjunto, explicaram 72,3% da variância total (Tabela 6). O primeiro e terceiro fatores se comportaram de maneira similar à PCA para todas as sementes (veja acima). O segundo fator, entretanto, relacionou-se com a abundância (NOINDIV) e riqueza (NOSPP) de plantas em geral (i.e., independentemente da síndrome de dispersão) e com a abundância de plantas zoocóricas em particular (NOINDIVZOO), que carregaram positivamente sobre este fator (Tabela 6). Vale lembrar que a abundância de plantas em geral está fortemente correlacionada com a abundância de plantas zoocóricas ($r = 0,78$, $n = 53$, $P < 0,001$) e, portanto, é influenciada por ela.

Tabela 6 – Cargas dos fatores extraídos das Análises de Componentes Principais (PCA) envolvendo parâmetros da estrutura e composição da vegetação. São apresentados ainda os autovalores e a porcentagem da variância explicada por cada fator. Foram feitas distintas PCAs para a análise das sementes totais (i.e., todas as sementes coletadas independente da síndrome de dispersão), apenas para as espécies zoocóricas e apenas para as anemocóricas. O hífen indica que o parâmetro não foi incluído na análise. As cargas que mais pesaram em cada fator estão destacadas em negrito. Códigos dos parâmetros de acordo com a Tabela 5.

Parâmetros	Sementes Totais			Sementes Zoocóricas			Sementes Anemocóricas		
	Fator 1	Fator 2	Fator 3	Fator 1	Fator 2	Fator 3	Fator 1	Fator 2	Fator 3
ALTCOPA	0,15	-0,21	0,86	0,18	0,01	0,85	0,21	0,65	-0,22
COBCOPA	-0,01	0,85	-0,02	0,16	0,57	-0,40	0,01	-0,08	0,84
ALTMED	0,93	0,15	0,11	0,95	-0,05	0,00	0,94	-0,01	0,10
DIAMED	0,91	-0,06	0,10	0,90	-0,16	0,10	0,92	0,02	-0,11
NOIND	-0,71	0,06	0,53	-0,60	0,41	0,45	-0,64	0,58	0,10
NOINDZOO	--	--	--	-0,16	0,83	-0,30	--	--	--
NOINDANE	--	--	--	--	--	--	-0,32	0,81	-0,17
NOSPP	-0,47	0,45	0,40	-0,24	0,83	0,17	-0,34	0,44	0,54
NOSPPZOO	--	--	--	-0,20	0,91	-0,10	--	--	--
NOSPPANE	--	--	--	--	--	--	-0,01	0,84	0,02
DIST	0,05	0,69	-0,15	0,11	0,25	-0,47	0,04	-0,18	0,64
Autovalores	2,51	1,49	1,15	3,43	1,87	1,21	3,05	1,90	1,36
Variância (%)	35,94	21,37	16,49	38,10	20,79	13,44	33,90	21,09	15,14

A análise de regressão múltipla envolvendo os três fatores extraídos da PCA foi significativa, tanto para a abundância ($R^2 = 0,23$, $F_{3, 49} = 4,92$, $P = 0,004$) quanto para a riqueza ($R^2 = 0,17$, $F_{3, 49} = 3,51$, $P = 0,02$) de sementes zoocóricas. Análises de regressão parcial envolvendo cada um dos três fatores revelaram que os fatores 2 e 3 estiveram significativamente relacionados à abundância de sementes, embora de maneira distinta: o fator 2 positivamente e mais fortemente (i.e., maior valor de Beta) que o fator 3 que influenciou negativamente a abundância de sementes zoocóricas (Tabela 7). Para a riqueza de sementes zoocóricas, apenas o segundo fator foi significativo (Tabela 7).

Tabela 7 - Parâmetros estatísticos das análises de regressão envolvendo os fatores selecionados da Análise de Componentes Principais (variáveis independentes) e a abundância e riqueza de sementes zoocóricas (variáveis dependentes) coletadas na área em restauração em Santa Cruz das Palmeiras, SP. Efeitos significativos estão destacados em negrito.

Efeitos	Beta	gl	t	P
<i>Abundância</i>				
Fator 1	-0,02	49	-0,19	0,84
Fator 2	0,37	49	2,99	0,004
Fator 3	-0,30	49	-2,39	0,02
<i>Riqueza</i>				
Fator 1	-0,05	49	-0,40	0,69
Fator 2	0,38	49	2,92	0,005
Fator 3	-0,17	49	-1,35	0,18

Da PCA para sementes anemocóricas, novamente três fatores foram selecionados, explicando 70,1% da variância total. Assim como anteriormente, o primeiro fator esteve relacionado com o tamanho das plantas traduzido por suas altura (ALTMED) e diâmetros (DIAMED) médios, o segundo fator relacionou-se com a abundância (NOINDIVANE) e riqueza (NOSPPANE) de espécies anemocóricas e o terceiro fator relacionou-se com a cobertura da copa (COBCOPA) e distância para a borda (DIST). Todos estes parâmetros carregaram positivamente sobre seus respectivos fatores (Tabela 6).

A análise de regressão múltipla envolvendo as sementes anemocóricas não foi significativa nem para abundância ($R^2 = 0,07$, $F_{3, 49} = 1,25$, $P = 0,30$) nem para riqueza de sementes ($R^2 = 0,05$, $F_{3, 49} = 0,89$, $P = 0,45$).

Em resumo, apenas a chuva de sementes zoocóricas foi influenciada pelos parâmetros analisados. Para estas sementes, a abundância e riqueza de plantas zoocóricas nas imediações do coletor influenciaram a abundância e riqueza de sementes zoocóricas coletadas.

5.3. Influência da espécie de planta sobre a chuva de sementes zoocóricas

Aparentemente, a abundância de sementes coletadas sob *Schizolobium parahyba* foi menor que nas outras três espécies selecionadas para este estudo, enquanto que a riqueza de sementes coletadas foi mais homoganeamente distribuída entre as espécies (Figura 9). Entretanto, a Análise de Variância Múltipla (MANCOVA) não revelou qualquer diferença significativa na abundância e riqueza de sementes zoocóricas coletadas sob elas (Lambda de Wilks = 0,93, $P = 0,75$).

As duas covariáveis utilizadas no modelo (abundância e riqueza de espécies zoocóricas nas parcelas) mostraram-se altamente significativas para explicar a chuva de sementes sob as plantas selecionadas (Lambda de Wilks = 0,64, $P < 0,001$). As análises de regressão múltipla que se seguiram revelaram que as covariáveis influenciaram significativamente tanto a abundância ($R^2 = 0,22$, $F_{2, 47} = 6,79$, $P = 0,002$) quanto a riqueza de sementes ($R^2 = 0,25$, $F_{2, 47} = 8,16$, $P < 0,001$).

Resumindo, a chuva de sementes zoocóricas sob uma planta qualquer na área de estudo é menos influenciada pela espécie de planta e o fato dela ser zoocórica ou não do que pela abundância e riqueza de plantas zoocóricas em sua vizinhança.

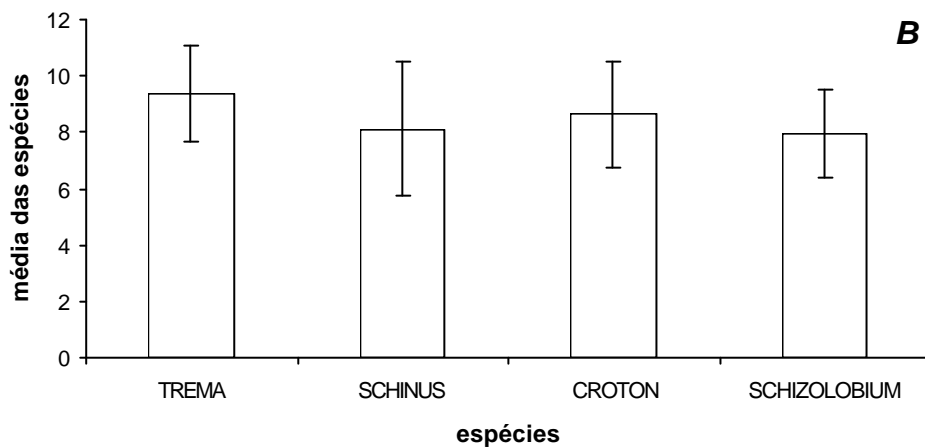
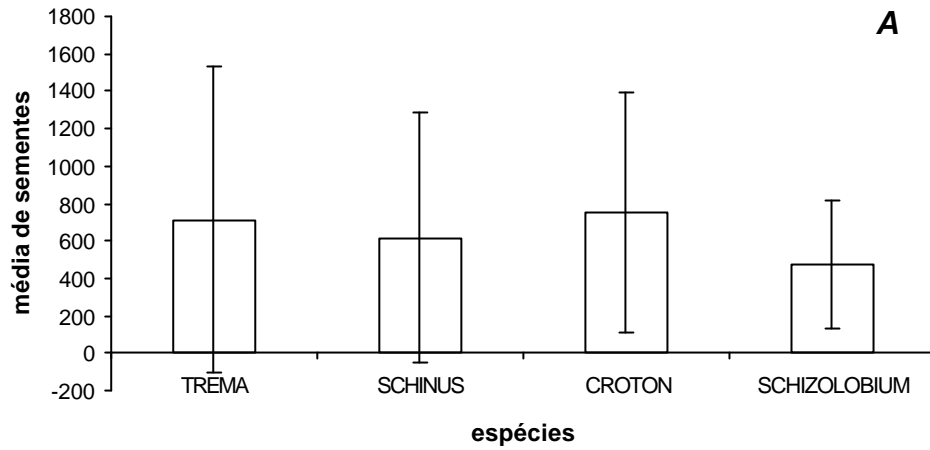


Figura 9 – Número médio de sementes (A) e espécies de sementes (B) (e respectivos desvios padrões) coletadas sob indivíduos de *Trema micrantha*; *Schinus terebinthifolius*; *Croton urucurana* e *Schizolobium parahyba* na área em restauração em Santa Cruz das Palmeiras, SP.

5.4. Limitação de sementes

A limitação de sementes apresentou grande variação interespecífica, (CV = 40,5%) variando desde muito branda (e.g., *Maclura tinctoria*) até bastante severa ($> 0,90$) para 15 (48%) das espécies coletadas (Tabela 2). Para 18 das 31 espécies coletadas $> 80\%$ dos coletores não receberam qualquer semente no período de um ano. A limitação de dispersão foi mais forte que a limitação de fonte para 22 das 31 espécies. Entre as espécies que sofreram alta limitação de sementes ($> 0,90$), no entanto, não houve predominância de nenhum dos componentes da limitação de sementes: para 8 espécies (53,3%) predominou a limitação de fonte, enquanto para as 7 restantes (46,7%) a limitação de dispersão foi mais importante (Tabela 2). No geral, a limitação de fonte foi mais variável que a limitação de dispersão (CV = 110,4% e 67,7%, respectivamente).

A ANOVA revelou que a origem das sementes (i.e., se plantadas ou colonizadoras) afetou significativamente a limitação de sementes e marginalmente a limitação de dispersão, mas não teve qualquer influência sobre a limitação de fonte (Tabela 8). Sementes colonizadoras estiveram menos sujeitas à limitação de sementes que sementes plantadas ($0,50 \pm 0,39$ e $0,82 \pm 0,19$, respectivamente) e tenderem a sofrer menor limitação de dispersão ($0,34 \pm 0,29$ e $0,55 \pm 0,33$, respectivamente). A síndrome de dispersão ou a interação entre síndrome e origem das sementes não tiveram qualquer influência sobre a limitação de sementes e seus componentes (Tabela 8).

Tabela 8 - Resultados da Análise de Variância (ANOVA) fatorial que investiga os efeitos da síndrome de dispersão (zoocórica x anemocórica), da origem das sementes (plantadas x colonizadoras) e da interação entre estes dois fatores sobre as limitações de semente, de fonte e de dispersão (veja item 3.2.1). Efeitos significativos ou marginalmente significativos estão destacados em negrito.

Efeitos	Gl	MS	F	P
<i>Limitação de sementes</i>				
Síndrome	1	0,01	0,08	0,77
Origem	1	0,87	8,42	0,01
Síndrome x origem	1	0,20	1,97	0,17
Erro	24			
<i>Limitação de fonte</i>				
Síndrome	1	0,12	0,35	0,56
Origem	1	0,45	1,33	0,26
Síndrome x origem	1	0,10	0,28	0,60
Erro	24	0,34		
<i>Limitação de dispersão</i>				
Síndrome	1	0,11	0,77	0,39
Origem	1	0,54	3,78	0,06
Síndrome x origem	1	0,13	0,96	0,34
Erro	24	0,14		

6. DISCUSSÃO

O estudo mostrou uma intensa chuva de sementes na área em restauração, dominada, entretanto, por umas poucas espécies, algumas que haviam sido plantadas na área (e.g., *Trema micrantha*, *Schinus terebinthifolius*, *Croton urucurana*) outras alóctones ou colonizadoras na área (e.g., *Tecoma stans* e *Maclura tinctoria*) à área de estudo. Todas têm em comum o fato de produzirem caracteristicamente muitas sementes (Lorenzi, 1992; Barbosa & Macedo, 2000). Além disso, algumas delas ocorrem em altas densidades na área de estudo (Apêndice 1). Estes dois fatores, portanto, parecem ser determinantes para a alta representatividade destas espécies na chuva de sementes. Fator adicional, aplicável para as espécies zoocóricas, refere-se à eficiência dos dispersores de sementes na área de estudo, ou seja, aves e morcegos frugívoros (obs. pes.).

A chuva de sementes nem sempre consegue refletir a composição da vegetação local, principalmente quando estudada por um curto período de tempo, devido a padrões supra-anuais que só podem ser detectados com estudos a longo prazo (Schupp, 1990). Porém através da chuva de sementes é possível verificar a introdução de espécies alóctones à área, propiciada por agentes dispersores que contribuem para aumentar a riqueza e a diversidade de espécies (Martínez-Ramos & Soto-Castro, 1993) e possibilitam o estabelecimento das florestas induzidas com espécies nativas através de

reflorestamento misto. Não apenas as espécies autóctones, mas também as alóctones são importantes, pois contribuem para as mudanças ecológicas a que está sujeita uma comunidade e que são fundamentais na regeneração natural. Pode-se dizer que as sementes autóctones mantêm um mosaico florístico e as alóctones homogenizam a vegetação se forem amplamente dispersas ou a heterogenizam se o padrão de dispersão for agrupado (Martínez-Ramos & Soto-Castro, 1993).

Neste estudo, a maior parte das sementes coletadas pertenciam a espécies colonizadoras à área de estudo, espécies provenientes de outros locais e que alcançam a área por intermédio de algum agente de dispersão, com destaque para *Tecoma stans* e *Maclura tinctoria*, que mostraram-se boas colonizadoras por já terem número de indivíduos amostrados na área. De fato, deve-se ressaltar que ambas as espécies conseguiram se estabelecer na área (Apêndice 1), e pode-se supor que a maioria das sementes depositadas nos coletores foram resultantes da produção natural local dos indivíduos. No caso da *Tecoma stans*, talvez a arborização urbana vizinha à área de estudo tenha contribuído para o alto aporte de sementes desta espécie exótica utilizada como planta ornamental. O mesmo foi verificado por Siqueira (2002). *Maclura tinctoria*, por outro lado, é espécie comumente presente em vegetações nos primeiros estágios de sucessão, sendo dispersa por aves e, especialmente, morcegos em áreas alteradas (Fleming & Heithaus, 1981; Pizo, no prelo). O grande número de sementes desta espécie na área de estudo denota a eficiência destes dispersores em áreas em processo de restauração (veja Galindo-González, 1998).

Em menor escala, as espécies *Morfoespécie 01*, *Cestrum schelechtendalii*, *Morfoespécie 05*, *Vernonia sp.*, *Leucaena sp.*, *Guazuma ulmifolia* e *Tabebuia chrysotricha* também apresentaram grande aporte de sementes na área. Deve-se ressaltar que dentre estas espécies somente *Guazuma ulmifolia* e *Tabebuia chrysotricha* haviam sido implantadas originalmente na área, enquanto *Leucaena sp.*, apesar de não ter sido plantada já possuía indivíduos presentes na área. As outras espécies são, portanto, colonizadoras na área.

Para as demais espécies, com representatividade abaixo de 500 sementes amostradas nos coletores, pode-se considerar que em sua maioria a produção natural de sementes é baixa quando comparadas com as espécies de maior representatividade (Lorenzi, 1992; Barbosa & Macedo, 2000). Outra causa da baixa representatividade de algumas espécies na chuva de sementes é a ausência de dispersores eficientes. As sementes de *Syagrus rommanzoffiana*, por exemplo, são dispersas, dentre outros, por aves de médio a grande porte que não ocorrem na área de estudo (obs. pes.).

A quantidade de sementes amostradas nos coletores foi mais intensa no mês de outubro, resultado de certa forma esperado já que para a maioria das espécies a frutificação ocorre durante este período (Lorenzi, 1992 e Barbosa & Macedo, 2000). A elevada quantidade de sementes amostradas neste mês acontece principalmente devido às sementes anemocóricas, produzidas então em grandes quantidades. Isto provavelmente acontece porque as espécies anemocóricas são favorecidas em sua dispersão em épocas mais secas ou de transição de períodos secos para úmidos (Penhalber, 1995; Penhalber & Mantovani, 1997). Em contrapartida, espécies zoocóricas tendem a ser produzidas em épocas mais úmidas ou chuvosas (Penhalber, 1995; Gromboni-Guaratini, 1999), o que ocorre nos meses de março e abril da área de estudo.

Em geral, em florestas tropicais há uma predominância de sementes zoocóricas na chuva de sementes, o que reflete a maior abundância e riqueza de espécies zoocóricas na comunidade (Howe & Smallwood, 1982; Tabarelli & Mantovani, 1999; Tabarelli & Peres, 2002). Nesta área em processo de restauração, no entanto, a composição florística foi artificialmente determinada e resultou na predominância de espécies anemocóricas (1078 indivíduos de espécies anemocóricas amostrados nas parcelas versus 761 zoocóricos). Como resultado, sementes anemocóricas tiveram participação importante na chuva de sementes. Fica claro que os “restauradores” devem ter em conta que a composição de espécies que implantam em uma determinada área se refletirá na composição da chuva de sementes e, portanto, na dinâmica e composição futura desta área. Assim, se a intenção é não apenas restaurar a

vegetação mas torná-la semelhante à vegetação original no que se refere à sua função, deve-se ter o cuidado de selecionar as síndromes na mesma proporção em que estavam originalmente representadas.

Os parâmetros de estrutura e composição da vegetação investigados não influenciaram a chuva de sementes totais ou anemocóricas. Outros estudos indicaram que a deposição de sementes zoocóricas é afetada pela estrutura da vegetação, pois esta influencia a atividade dos agentes dispersores (McDonnell & Stiles, 1983). A riqueza e abundância de sementes zoocóricas, no entanto, foram afetadas não pela estrutura, mas pela composição da vegetação, mais especificamente pela riqueza e abundância de plantas zoocóricas na vizinhança dos coletores. De fato, a vegetação na área de estudo é de baixa heterogeneidade estrutural e não era de se esperar que influenciasse significativamente a chuva de sementes. A composição da vegetação nas imediações de um determinado ponto, por sua vez, é mais determinante para a chuva de sementes zoocóricas que anemocóricas. Isto porque uma alta concentração de plantas zoocóricas atrai a fauna de dispersores de sementes, propiciando maior deposição de sementes naquele ponto. Este resultado indica que, não apenas a composição de espécies utilizadas no projeto de restauração de uma determinada área influencia a chuva de sementes, mas, ao menos para as sementes zoocóricas, também a distribuição espacial das espécies implantadas.

Diferentemente do que encontraram Slocum & Horvitz (2000) em pastagens da Costa Rica, a abundância e riqueza da chuva de sementes sob plantas zoocóricas não diferiu daquela amostrada sob plantas não zoocóricas. Mais importante que a síndrome de dispersão da espécie sob a qual a chuva de sementes foi amostrada foi, mais uma vez, a composição da vegetação ao seu redor. De fato, para as aves e morcegos frugívoros que freqüentam e dispersam sementes em áreas alteradas, mesmo em uma floresta implantada como a da área de estudo deve diferir bastante de uma área de pastagem no que se refere às oportunidades de forrageamento (Estrada *et al.*, 1993; Pizo, no prelo). Em pastagens, os animais frugívoros procuram ativamente plantas

que produzem frutos carnosos para se alimentar e, em consequência, estas recebem mais sementes que plantas não zoocóricas, como observaram Slocum & Horvitz (2000) (veja também Guevara & Laborde, 1993). Em formações florestais, ao contrário, o forrageamento dos animais frugívoros não deve se concentrar neste ou naquele indivíduo em especial, mas em áreas com alta concentração de plantas zoocóricas. Daí a importância, como já ressaltado, não somente da composição florística da vegetação mas também da distribuição espacial das espécies de plantas zoocóricas.

Considerando todas as espécies de sementes amostradas nos coletores, a limitação de dispersão predominou sobre a limitação de fonte. Isso é provavelmente resultado do fato de (1) predominarem na área, como implantadas ou colonizadoras, espécies pioneiras que caracteristicamente produzem muitas sementes, e (2) algumas espécies (e.g., *Syagrus rommanzoffiana*) não terem dispersores na área de estudo. O primeiro item também contribuiu para que não houvesse qualquer diferença quanto à limitação de fonte entre espécies plantadas e colonizadoras. Já o fato das sementes de espécies colonizadoras terem sofrido menor limitação de sementes e dispersão apenas revela que as espécies que chegam na área em recuperação provêm de espécies com alta capacidade de ocupação de novos ambientes. Estas espécies devem reunir as características anteriormente ressaltadas, a saber: grande produção de sementes e alta capacidade de dispersão, seja pelo vento ou via animais frugívoros.

Embora a comparação entre estudos de limitação de sementes deve ser feita com cautela devido a diferenças nas escalas temporal e espacial entre os estudos (Muller-Landau *et al.*, 2002), as limitações de sementes e seus componentes verificados neste estudo não diferiram daquelas estimadas por Dailling *et al.* (2002) para 13 espécies de plantas pioneiras na Ilha de Barro Colorado no Panamá (testes t aplicados aos dados transformados: todos os $P > 0,10$). Isso indica que as plantas da área em restauração, em sua maioria também pioneiras, estão sujeitas à mesma magnitude de limitação de sementes que plantas em áreas mais bem preservadas.

É importante lembrar que este estudo estimou a limitação de sementes por um período de apenas um ano. Em anos subsequentes é possível que, especialmente para as espécies que mantêm um banco de sementes ativo por períodos superiores a um ano, a limitação de sementes seja abrandada. Assim, para realmente acessar a magnitude da limitação de sementes e seu efeito sobre o recrutamento das populações na área de estudo, faz-se necessário um estudo mais duradouro. Para este mesmo objetivo, estudos futuros realizados em áreas em processo de restauração devem realizar experimentos de adição de sementes (Turnbull *et al.*, 2000) para avaliar a importância da limitação de sementes frente a outros fatores (e.g., abióticos) como determinantes para o recrutamento nas populações de plantas e, portanto, no sucesso do projeto de restauração.

7. CONCLUSÕES

1. Alta produção de frutos e alta densidade na área em restauração (seja como espécies implantadas ou como colonizadoras), foram características que propiciaram a alta representatividade de algumas espécies na chuva de sementes. Para as espécies zoocóricas deste grupo, o fato de serem eficientemente dispersas pela fauna local, composta essencialmente de pequenas aves e morcegos frugívoros, foi também importante.

2. Provavelmente devido ao comportamento de forrageamento dos agentes dispersores de sementes, a riqueza e abundância de plantas zoocóricas na área foi determinante para a riqueza e abundância de espécies zoocóricas na chuva de sementes. O mesmo não foi verificado para as espécies anemocóricas.

3. As espécies imigrantes na área em restauração (colonizadoras) são espécies com alta capacidade de ocupação de novos ambientes e, em um futuro próximo, podem dominar a área em termos de número de indivíduos.

4. Os trabalhos de recuperação ou restauração de áreas degradadas devem considerar cuidadosamente a composição das espécies implantadas, pois esta se reflete na composição da chuva de sementes e,

conseqüentemente, na dinâmica da floresta implantada. É importante que se conheçam as síndromes de dispersão e proporções em que ocorrem ou ocorriam naturalmente e implantar espécies que reflitam estas proporções para que a floresta implantada desempenhe função semelhante à da vegetação original.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARBOSA, J.M.; MACEDO, A. C. **Essências florestais Nativas de ocorrência no Estado de São Paulo – Informações técnicas sobre: sementes, grupo ecológico, fenologia e produção de mudas.** São Paulo: Instituto de Botânica; Fundação Florestal. 2000. 107 p.

BARBOSA, L.M. Inovação na geração e aplicação do conhecimento sobre a biodiversidade para o desenvolvimento sustentado no Estado de São Paulo. In: Anais do Seminário Temático sobre Recuperação de Áreas Degradadas, 2003, São Paulo. **Anais...** São Paulo: Instituto de Botânica, 2003. p. 13-20.

BARBOSA, L.M. (coord.). **Recuperação de áreas degradadas da Serra do Mar e formações florestais litorâneas.** São Paulo: SMA/CEAM/CINP, 2000 a. 138 p.

BARBOSA, L.M. (coord.) **Manual sobre Princípios de Recuperação de Áreas Degradadas.** São Paulo: SMA/CEAM/CINP, 2000 b.76p.

BARBOSA, L.M. Estudos interdisciplinares do Instituto de Botânica em Moji-Guaçu, SP. In: SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR, 1989, Campinas. **Anais...** Campinas: Fundação Cargill, 1989. p.171-191.

BARBOSA, L.M. & MANTOVANI, W. Degradação ambiental; conceituação e bases para o repovoamento vegetal. In: BARBOSA, L.M. (coord.). **Recuperação de áreas degradadas da Serra do Mar e formações florestais litorâneas**. São Paulo: SMA/CEAM/CINP, 2000. p. 33-40.

BARBOSA, L.M. & MARTINS, S.E. **Diversificando o Reflorestamento no Estado de São Paulo: espécies disponíveis por região e ecossistema**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2003. 64 p. (Manual 10)

BARBOSA, L.M.; BARBOSA, J.M.; BARBOSA, K.C.; POTOMATI, A.; MARTINS, S.E.; ASPERTI, L.M.; MELO, A.C.G.; CARRASCO, P.G.; CASTANHEIRA, S.A.; PILIACKAS, J.M.; CONTIERI, W.A.; MATTIOLO, D.S.; GUEDES, D.C.; SANTOS JUNIOR, N.A.; SILVA, P.M.S. & PLAZA, A.P. Recuperação florestal com espécies nativas no Estado de São Paulo: pesquisas apontam mudanças necessárias. **FLORESTAR ESTATÍSTICO**, São Paulo, v. 3, n 14. p. 28-34. 2003.

BARBOSA, L.M.; ASPERTI, L.M.; SANTOS, M.R.O. Estudo comparativo do comportamento de comunidades florestais implantadas com espécies nativas em três modelos de plantio. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 1997, Viçosa. **Anais...** Viçosa, 1997. p. 377-401.

BARBOSA, L.M.; SERRA FILHO, R; BARBOSA, J.M.; BARRETO, R.A.A.; ASPERTI, L.M.; MOURA, S.A.; CHITOLINA FILHO, R. & SEMACO, M.. **Desenvolvimento e implantação de modelos alternativos de recomposição vegetal com espécies nativas na Fazenda São Carlos – Santa Cruz das Palmeiras – SP**. São Paulo: SMA, 1993. p.90.

BONONI, V.L.R. (coord.). **Recomposição da vegetação da Serra do Mar em Cubatão**. São Paulo: Instituto de Botânica, 1989. 68p. (Série Pesquisa)

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical american rain forest species in the light of sucessional process. **Turrialba**, v. 15. p. 40-42. 1965.

CLARK, C. J.; POULSEN, J. R.; PARKER, V. T. The role of arboreal seed dispersal groups on the seed rain of a lowland tropical forest. **Biotropica**, 33: 606-620. 2001.

CLARK, J. S.; MACKLIN, E.; WOOD, L. . Stages and spatial scales of recruitment limitation in southern Appalachian forests. **Ecological Monographs** 68: 213-235. 1998.

CUBIÑA, A.; AIDE, T.M. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. **Biotropica** 33 (2): 260-267. 2001.

DAILLING, J.W.; MULLER-LANDAU, H.C.; WRIGHT, S.J.; HUBBEL, S.P. Role of dispersal in the recruitment limitation of neotropical pioneer species. **Journal of Ecology**, 90, p. 741-727. 2002.

DECAMPS, H.; NAIMAN, R.J. Towards an ecotone perspective. In: NAIMAN, R.J.; DECAMPS, H. (eds.) **The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones**. UNESCO & Parthenon Publishing Group, 1990. v. 4, p.1-6. (MAB series).

DIAS, L.E.; GRIFFITH, J.J. Conceituação e caracterização de áreas degradadas. In: DIAS, L.E.; DE MELLO, J.W.V. **Recuperação de Áreas Degradadas**. Viçosa: UFV, Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, 1998. p.1-7.

ERIKSSON, O.; EHRLÉN, J. Seed and microsite limitation of recruitment in plant populations. **Oecologia** 91: 360-364. 1992.

ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R.; MERITT JR., D. A.; MONTIEL, S.; CURIEL, D. Patterns of frugivore species richness and abundance in forest islands and in agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. **Vegetation** 107/108: 245-257. 1993.

FENNER, M. **Seed Ecology**. London: Chapman & Hall, 1985. 151p.

FLEMING, T. H.; HEITHAUS, E. R. . Frugivorous bats, seed shadows, and the structure of tropical forests. **Biotropica**, Reproductive Botany Supplement 13: 45-53. 1981.

FURLAN, S.A.; NUCCI, J.C. . **A Conservação das Florestas Tropicais**. São Paulo: Editora Atual, 1999. 112 p.

GALINDO-GONZALÉZ, J. Dispersion de semillas por murciélagos: su importancia en la conservación y regeneración del bosque tropical. **Acta Zool. Mex.** 73: 57-74. 1998.

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

GROMBONI-GUARATINI, M.T. Dinâmica de uma floresta estacional semidecidual: o banco, a chuva de semente e o estrato de regeneração. 1999. 150 f. Tese (Doutorado) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.

GUEVARA, S.; LABORDE, J. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pasture: consequences for local species availability. In: FLEMING, T.H.; ESTRADA, A. (eds.). **Frugivory and seed dispersal: ecological and evolutionary aspects**. Belgium: Kluwer Academic Publishers, 1993. p. 319-338.

HARPER, J. L. **Population biology of plants**. London: Academic Press, 1997. 892 p.

HERRERA, C.M.; JORDANO, P.; GUITIÁN, J.; TRAVESET, A. Annual variability in seed production by woody plants and the masting concept: reassessment of principles and relationship at pollination and seed dispersal. **American Naturalist** 152: 576-594. 1998.

HOLL, K.D. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica** 31 (2): 229-242. 1999.

HOWE, H.F.; SMALLWOOD, J. . Ecology of seed dispersal. **Annu. Rev. Ecol. Syst.** 13: 201-228. 1982.

JANZEN, D.H. . Herbivores and the number of tree species in tropical forests. **American Naturalist**, v. 104, p. 501-528. 1970.

JOLY, C.A. Ecotones at the river basin scale global land/water interactions. In: JENSEN, A. (ed.) **Proceedings of Ecotones Regional Workshop**. Australia: UNESCO Ecotones Research Project, 1994. p. 40-66.

JORDANO, P. ; GODOY, J.A. Frugivore-generated seed shadows: a landscape view of demographic and genetic effects. In: LEVEY, D.J.; SILVA, W.R.; GALETTI, M. (eds.). **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. Inglaterra: CABI Publishing, Wallingford, Oxfordshire, 2002. p. 305-321.

KAGEYAMA, P.Y. Reflexos e potenciais da Resolução SMA-21 de 21/11/2001 na conservação da biodiversidade específica e genética. In: Anais do Seminário Temático sobre Recuperação de Áreas Degradadas, 2003, São Paulo. **Anais...** São Paulo: Instituto de Botânica, 2003. p. 7-12.

KAGEYAMA, P.Y. Conservação "in situ" de recursos genéticos de plantas. **Revista IPEF**. p. 7-35. 1987.

KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H.F. **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Fapesp, 2000. p. 249-269.

KAGEYAMA, P.Y.; VIANA, V.M. Tecnologia de sementes e grupos ecológicos de espécies arbóreas tropicais. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE TECNOLOGIA

DE SEMENTES FLORESTAIS, 1991, Atibaia. **Anais...** Atibaia, 1991. p. 197-215.

LEMMON, P.E. . A new instrument for measuring forest overstory density. **J. Forestry** 55: 667-668.1957.

LOISELLE, B.A.; BLAKE, J.G. . Potencial consequences of extinction of frugivorous birds for shrubs of a Tropical Wet Forest. In: LEVEY, D.J.; SILVA, W.R. & GALETTI, M. (eds.). **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. Inglaterra: CABI Publishing, Wallingford, Oxfordshire, 2002. p. 397-406.

LOISELLE, B.A.; RIBBENS, E.; VARGAS, O. . Spatial and temporal variation of seed rain in a Tropical Lowland Wet Forest. **Biotropica** 28 (1): 82-95. 1996.

LORENZI, H. **Árvores Brasileiras: Manual de Identificação e Cultivo de Plantas Arbóreas Nativas do Brasil**. Nova Odessa (SP): Editora Plantarum, 1992. 352 p.

MACDONNEL, M.J.; STILES, E.W. **The structural complexity of old field vegetation and the recruitment of bird-dispersed plant species**. *Oecologia* 56: 109-116. 1983.

MACEDO, A.C. (elab). **Revegetação: matas ciliares e de proteção ambiental**. São Paulo: Fundação Florestal, 1993. p. 27.

MANLY, B. F. J. **Multivariate statistical methods: a primer**. Londres (Inglaterra): Chapman & Hall, 1994. 215 p.

MANTOVANI, W. Recuperação e Monitoramento de ecossistemas : Escalas de abordagem. In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS, 1998, Águas de Lindóia (SP). **Anais...** Águas de Lindóia: ACIESP, 1998. v.5, p.228-294.

MARTÍNEZ-RAMOS, M. Demografía de plantas y regeneración de selvas em areas alteradas. In: I SIMPÓSIO SOBRE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE

ECOSSISTEMAS NATURAIS, 1999, Piracicaba. **VI Conferência...** Piracicaba, 1999.

MARTÍNEZ-RAMOS, M. & SOTO-CASTRO, A. Seed rain and advanced regeneration in a tropical rain Forest. **Vegetatio** 107/108: 299-318. 1993.

MELO, A.C.G.; CONTIERI, W.; MARTINS, S.E.; ZACCONI, L.T.; BARBOSA, L.M.; POTOMATI, A.; SILVA, P.M.S. Diagnóstico da recuperação de áreas degradadas no Estado de São Paulo: Diretrizes e recomendações. In: V SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE ÁREAS DEGRADADAS: ÁGUA E BIODIVERSIDADE, 2002, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: SOBRADE, 2002. p. 469.

MULLER-LANDAU, H.C.; WRIGHT, S.J.; CALDERÓN, O.; HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. Assessing recruitment limitation: concepts, methods and case-studies from a Tropical Forest. In: LEVEY, D.J.; SILVA, W.R.; GALETTI, M. (eds.). **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. Inglaterra: CABI Publishing, Wallingford, Oxfordshire, 2002. p. 35-53.

NATHAN, R. The challenges of studying dispersal. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 16, n. 9, p. 481-483. 2001.

NATHAN, R.; MULLER-LANDAU, M.C. . Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. **Tree**, v. 15, n. 17, p. 278-285. 2000.

NOGUEIRA, J.C.B. **Reflorestamento heterogêneo com essências indígenas**. São Paulo: Instituto Florestal. 1977. 71 p. (Boletim Técnico, 24).

PALMER, M.A.; AMBROSE, R.F.; POFF, N.L. . Ecological theory and community restoration. **Restoration Ecology** 5 (4): 291-300. 1997.

PENHALBER, E.F. Fenologia, chuva de sementes e estabelecimento de plântulas em um trecho de mata em São Paulo, SP. 1995. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 1995.

PENHALBER, E.F.; MANTOVANI, W. Floração e chuva de sementes em mata secundária em São Paulo, SP. **Revta. Brasil. Bot. São Paulo**, v. 20, n. 2, p. 205-220. 1997.

PIZO, M. A. (no prelo). **Frugivory and habitat use by fruit-eating birds in a fragmented landscape in southeast Brazil**. *Ornitologia Neotropical*.

REIS, A.; BECHARA, F.C.; ESPÍNDOLA, M.B. de; VIEIRA, N.K. Restauração de Áreas Degradadas: A nucleação como base para Processos Sucessionais. **Revista Natureza & Conservação**, v. 1, n.1. 2003 a.

REIS, A.; ESPÍNDOLA, M.B. de; VIEIRA, N.K. A nucleação como ferramenta para restauração ambiental. In: Anais do Seminário Temático sobre Recuperação de Áreas Degradadas, 2003, São Paulo. **Anais...** São Paulo: Instituto de Botânica, 2003 b. p. 32-39.

RODRIGUES, R. R. & GANDOLFI, S. Avanços e perspectivas na recuperação de áreas dentro dos Programas de Adequação Ambiental. In: Anais do Seminário Temático sobre Recuperação de Áreas Degradadas, 2003, São Paulo. **Anais...** São Paulo: Instituto de Botânica, 2003. p. 5-6.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, Tendências e Ações para a Recuperação de Florestas Ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Fapesp, 2000. p. 235-247.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Recomposição de Florestas Nativas: princípios gerais e subsídios para uma definição metodológica. **Rev. Bras. Hort. Orn.**, Campinas, v. 2, n. 1, p. 4-15. 1996.

RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H.F. **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Fapesp, 2000. 320 p.

SCHUPP, E.W. . Annual variation in seedfall, post-dispersal predation, and recruitment of a neotropical tree. **Ecology** 71: 504-515. 1990.

SCHUPP, E.W.; MILLERON, T.; RUSSO, S.E. . Dissemination limitation and the origin and maintenance of species-rich Tropical Forests. In: LEVEY, D.J.; SILVA, W.R.; GALETTI, M. (eds.). **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. Inglaterra: CABI Publishing, Wallingford, Oxfordshire, 2002. p. 19-33.

Secretaria do Estado do Meio Ambiente (SMA). **Atlas das Unidades de Conservação Ambiental do Estado de São Paulo**. São Paulo: Gráfica do Estado de São Paulo, 1998.

SERRA FILHO, R.; CAVALLI, A.C.; GUILLAUMON, J.R.; CHIARINI, J.V.; NOGUEIRA, F. de P.; IVANCKO, C.M. de A. de M.; BARBIERI, J.L., DONZELI, P.L.; COELHO, A.G.de S.; BITTENCOURT, I. **Levantamento da cobertura vegetal natural e reflorestamento do Estado de São Paulo**. Boletim Técnico do Instituto Florestal. São Paulo, 2^a. ed., v. 11, p. 1-5. 1975.

SILVA FILHO, N.L. . **Recomposição da cobertura vegetal de um trecho degradado da Serra do Mar**. Campinas: Fundação Cargill. 1988. 53 p.

SILVA, W.R. Interações planta-animal na restauração. In: I SIMPÓSIO SOBRE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE ECOSSISTEMAS NATURAIS, 1999, Piracicaba. **IV Conferência...** Piracicaba, 1999.

SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR, 1989, Campinas. **Anais...** Campinas: Fundação Cargill, 1989. 335 p.

SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR: CIÊNCIA E TECNOLOGIA, 1999, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: CEMIG, 1999. 235 p.

SIQUEIRA, L. P. de. Monitoramento de áreas restauradas no interior do Estado de São Paulo. 2002. Dissertação (Mestrado) – Recursos Florestais da Escola

Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

SLOCUM, M.G.; HORVITZ, C.C. Seed arrival under different genera of trees in a neotropical pasture. **Plant Ecology** 149: 51-62. 2000.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. . **Biometry**. San Francisco (EUA): Freeman. 1995.

STRYKSTRA, R.J.; BEKKER, R.M.; BAKKER, J.P. Assessment of dispersule availability: its practical use in restoration management. **Acta. Botanica Neerlandica**, v. 47, n. 1, p.57-70. 1998.

STATISOFT. **STATISTICA para Windows**. Statisoft, Tulsa, USA, 1999. 3781 p.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. . A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Revista Brasileira de Biologia** 59, p. 239-250. 1999.

TABARELLI, M.; PERES, C.A. . Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. **Biological Conservation** 106: 165-176. 2002.

TURNBULL, L. A.; CRAWLEY, M.J. ; REES, M. . Are plant populations seed-limited ? A review of seed sowing experiments. **Oikos** 88: 225-238. 2000.

URURAHY, J. C.; COLLARES, J. E. R.; SANTOS, M. M.; BARRETO, R. A. A. Vegetação. In: PROJETO RADAM BRASIL. **Levantamento dos Recursos Naturais**, v. 32, p. 588. 1983.

van der PIJL, L. . **Principles of seed dispersal in higher plants**. Berlim: Springer-Verlag. 1982. 215p.

WANG, B.C.; SMITH T.B. . Closing the seed dispersal loop. **TRENDS in Ecology & Evolution**, v. 17, n. 8. p. 379–385. 2002.

WATANABE, S. (coord.). **Glossário de Ecologia**. 2ª ed. São Paulo: Academia de Ciências do Estado de São Paulo, 1997. 351 p.

WHITMORE, T.C. Secondary succession from seed in tropical rain forests. **Forestry Abstracts**, v. 44, p. 767-779. 1983.

WILCOX, B.A. . Insular ecology and conservation. In: SOULÉ, M.E.; WILLENX, B.A. (eds.). **Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective**, Sinauer, Sunderland. 1980. 190p.

WILLSON, M.F. . Dispersal mode, seed shadows and colonization patterns. **Vegetation** 107/108, p. 261-280. 1993.

WUNDERLE Jr., J.M. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management.**, p. 223-235. 1997.

YARRANTON, G. A.; MORRISON, R. G. . Spatial dynamic of a primary succession: nucleation. **Journal of Ecology** 62 (2): 417-428. 1974.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. London (England):Prentice-Hall, 1984. X p.

ZIMMERMAN, J.K.; PASCARELLA, J.B.; AIDE, T.M. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 4, p. 350-360. 2000.

APÊNDICE 1

Espécies de plantas amostradas nas parcelas ao redor dos coletores com informações sobre número de indivíduos amostrados, número de parcelas em que cada espécie foi amostrada e densidade relativa.

Família/Espécie	número de indivíduos	número de parcelas	densidade relativa
Anacardiaceae			
<i>Lithraea molleoides</i>	3	1	0.16
<i>Schinus terebinthifolius</i>	170	33	8.89
Annonaceae			
<i>Annona cacans</i>	6	3	0.31
Arecaceae			
<i>Acrocomia aculeata</i>	1	1	0.05
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	19	7	0.99
Asteraceae			
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	6	6	0.31
<i>Vernonia ferruginea</i>	18	8	0.94
<i>Vernonia polyanthes</i>	2	2	0.10
<i>Vernonia</i> sp1	2	1	0.10
<i>Vernonia</i> sp2	1	1	0.05
<i>Vernonia</i> sp3	8	7	0.42
Bignoniaceae			
<i>Tabebuia cf rosea</i>	13	5	0.68
<i>Tabebuia impetiginosa</i>	4	2	0.21
<i>Tabebuia ochracea</i>	2	1	0.10
<i>Tecoma stans</i>	459	35	23.52
<i>Jacaranda mimosifolia</i>	60	13	3.14
<i>Tabebuia chrysotricha</i>	28	10	1.46
<i>Zeyheria tuberculosa</i>	3	1	0.16

continuação Família/Espécie	número de indivíduos	número de parcelas	densidade relativa
Bombacaceae			
<i>Chorisia speciosa</i>	11	8	0.58
Boraginaceae			
<i>Cordia superba</i>	3	2	0.16
<i>Cordia trichotoma</i>	1	1	0.05
Cecropiaceae			
<i>Cecropia pachystachya</i>	10	8	0.52
Euphorbiaceae			
<i>Alchornea glandulosa</i>	37	17	1.93
<i>Croton floribundus</i>	9	4	0.47
<i>Croton urucurana</i>	59	17	3.08
Lauraceae			
<i>Nectandra megapotamica</i>	15	7	0.78
<i>Ocotea odorifera</i>	5	2	0.26
Lecythidaceae			
<i>Cariniana estrellensis</i>	13	6	0.68
<i>Cariniana legalis</i>	11	6	0.58
Leguminosae-Caesalpinoideae			
<i>Bauhinia variegata</i>	1	1	0.05
<i>Delonix regia</i>	1	1	0.05
<i>Hymenaea courbaril</i>	16	8	0.84
<i>Pterogyne nitens</i>	34	11	1.78
<i>Schizolobium parahyba</i>	75	26	3.92
<i>Senna bicapsularis</i>	2	2	0.10
Leguminosae-Mimosoideae			
<i>Albizia hassleri</i>	2	2	0.10
<i>Anadenanthera falcata</i>	1	1	0.05
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	39	16	2.94
<i>Inga uruguensis</i>	14	5	0.73
<i>Leucaena sp</i>	2	2	0.10
<i>Piptadenia colubrina</i>	20	10	1.05
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	2	1	0.10
Leguminosae-Papilionoideae			
<i>Centrolobium tomentosum</i>	19	6	0.99
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	18	7	0.94
<i>Machaerium acutifolium</i>	1	1	0.05
<i>Myroxylum peruiferum</i>	1	1	0.05
<i>Platypodium elegans</i>	6	2	0,31
<i>Pterocarpus violaceus</i>	18	5	0.94
<i>Pterodon pubescens</i>	11	5	0.58
<i>Tipuana tipu</i>	12	6	0.63
Meliaceae			
<i>Cedrela fissilis</i>	66	20	3.45
<i>Guarea guidonia</i>	9	6	0.47
Moraceae			
<i>Maclura tinctoria</i>	6	6	0.31
Myrsinaceae			
<i>Rapanea ferruginea</i>	1	1	0.05
<i>Rapanea cf. umbrosa</i>	1	1	0.05
Myrtaceae			
<i>Psidium cattleianum</i>	2	2	0.10
<i>Psidium guajava</i>	16	6	0.84
Phytolaccaceae			
<i>Gallesia integrifolia</i>	61	17	3.19

continuação Família/Espécie	número de indivíduos	número de parcelas	densidade relativa
Piperaceae			
<i>Piper amalago</i>	1	1	0.05
<i>Piper glabratum</i>	12	8	0.63
<i>Piper sp</i>	15	6	0.78
<i>Pothomorphe umbellata</i>	1	1	0.05
Rhamnaceae			
<i>Colubrina glandulosa</i>	17	11	0.89
<i>Rhamnidium elaeocarpus</i>	1	1	0.05
Rosaceae			
<i>Eriobotrya japonica</i>	1	1	0.05
Rubiaceae			
<i>Genipa americana</i>	4	4	0.21
Rutaceae			
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	2	1	0.10
<i>Esenbeckia leiocarpa</i>	5	3	0.26
<i>Murraya paniculata</i>	6	2	0.31
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	13	9	0.68
<i>Zanthoxylum riedelianum</i>	10	8	0.52
Sapindaceae			
<i>Sapindus saponaria</i>	50	21	2.61
Solanaceae			
<i>Cestrum schlechtendalii</i>	173	39	9.04
<i>Solanum erianthum</i>	1	1	0.05
<i>Solanum granuloso-leprosum</i>	7	3	0.37
Sterculiaceae			
<i>Guazuma ulmifolia</i>	34	16	1.78
Ulmaceae			
<i>Celtis iguanae</i>	1	1	0.05
<i>Trema micrantha</i>	32	19	1.67
Verbenaceae			
<i>Aegiphila lhotzkiana</i>	1	1	0.05
<i>Aegiphila sellowiana</i>	7	4	0.37
<i>Aloysia virgata</i>	75	5	3.92
<i>Cytharexylum myrianthum</i>	4	2	0.21
<i>Lantana camara</i>	12	8	0.63
<i>Lantana sp</i>	1	1	0.05